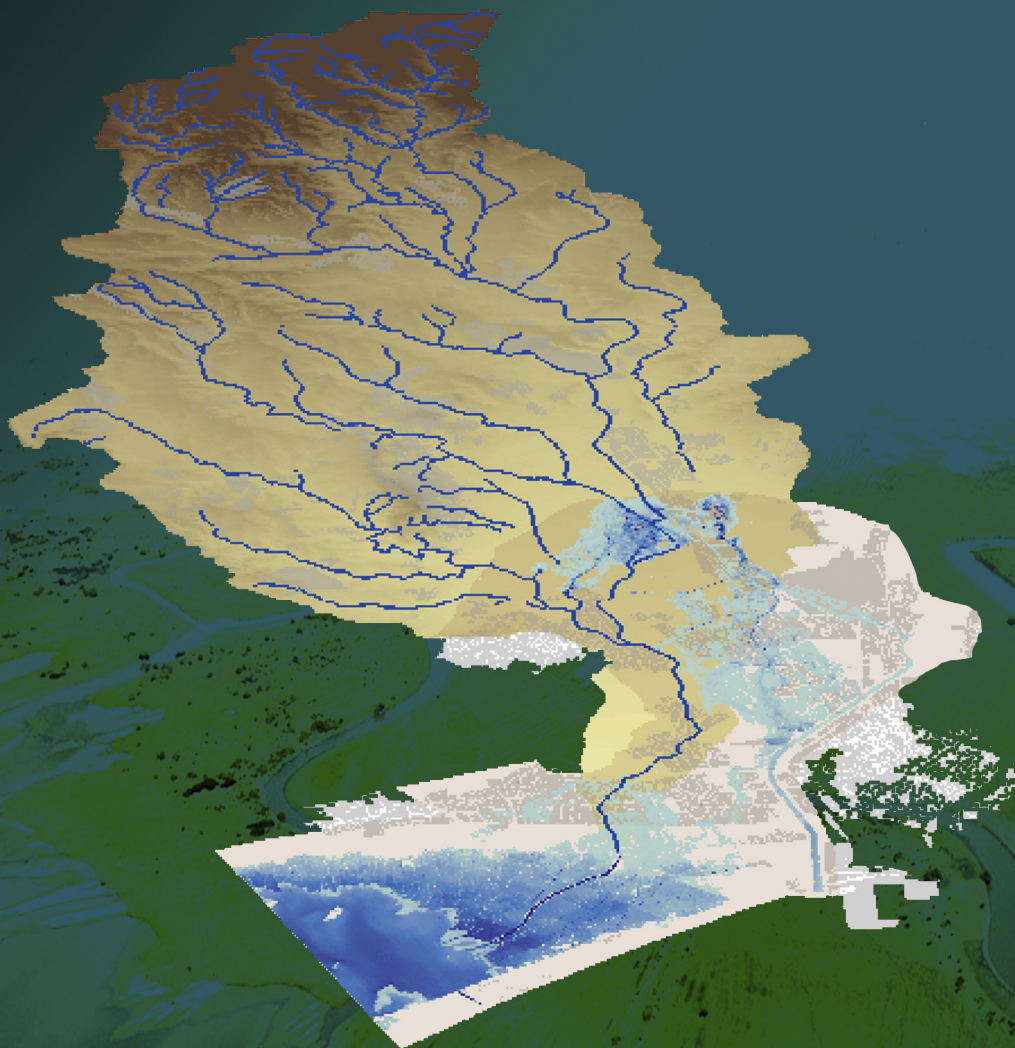


**Metodología para el análisis y la reducción
del riesgo de inundaciones: aplicación en
la Rambla del Poyo (Valencia) usando
medidas de “retención de agua en el
territorio”**

SERGIO ANDRÉS SALAZAR GALÁN

EDITORIAL
UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

**METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS Y LA
REDUCCIÓN DEL RIESGO DE INUNDACIONES:
APLICACIÓN EN LA RAMBLA DEL POYO
(VALENCIA) USANDO MEDIDAS DE “RETENCIÓN
DE AGUA EN EL TERRITORIO”**



**AUTOR:
SERGIO ANDRÉS SALAZAR GALÁN**

**DIRECTOR:
Dr. FÉLIX FRANCÉS GARCÍA**

Portada interior:

Fondo: Fotografía aérea (Museo del Oro-Colombia: Álbum digital “Canales del Zenú”, MuseodelOro_2446, acceso libre, 2008), en la cual se observa el paisaje impregnado de vestigios del sistema de canales utilizado, por los indígenas Zenúes entre los siglos II antes de nuestra era y X de nuestra era, para la retención de aguas y sedimentos en las llanuras inundables del norte de Colombia. El sistema estaba basado principalmente en la conservación de la estabilidad de los cauces, los cuales estaban rodeados por islotes artificiales donde se emplazaban las viviendas. Los Zenúes cavaron canales (de 4km largo y 10m de separación entre sí) perpendiculares a los cauces, con los que derivaban las aguas de las crecidas hacía zonas más bajas, donde éstas eran frenadas por canales cortos y entrecruzados (entre 30-70m de largo). Las aguas retenidas eran aprovechadas para proveer las necesidades, en tiempo seco, de extensas superficies dedicadas a la agricultura. <http://www.banrepcultural.org/museo-del-oro/sociedades/zenu/sistema-hidraulico>, (último acceso, 5 de marzo de 2013).

Frente: Perspectiva de la cuenca de aportación de la Rambla del Poyo y su zona inundable. La extensión de la inundación mostrada está basada en la condición sintética de baja probabilidad por inundación (período de retorno de 500 años) para la situación actual.

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE
PROGRAMA DE DOCTORADO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO
AMBIENTE



TESIS DOCTORAL:
**METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS Y LA REDUCCIÓN DEL RIESGO
DE INUNDACIONES:
APLICACIÓN EN LA RAMBLA DEL POYO (VALENCIA) USANDO
MEDIDAS DE “RETENCIÓN DE AGUA EN EL TERRITORIO”**

AUTOR:
SERGIO ANDRÉS SALAZAR GALÁN

DIRECTOR:
Dr. FÉLIX FRANCÉS GARCÍA

VALENCIA, MAYO DE 2013



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



Esta editorial es miembro de la UNE, lo que garantiza la difusión y comercialización de sus publicaciones a nivel nacional e internacional.

© Sergio Andrés Salazar Galán

Primera edición, 2013

© de la presente edición:

Editorial Universitat Politècnica de València
www.editorial.upv.es

ISBN: 978-84-9048-074-8 (versión impresa)

Queda prohibida la reproducción, distribución, comercialización, transformación, y en general, cualquier otra forma de explotación, por cualquier procedimiento, de todo o parte de los contenidos de esta obra sin autorización expresa y por escrito de sus autores.

La ciencia no es sino una perversión de sí misma a menos que tenga como objetivo final el mejoramiento de la humanidad.

Nikola Tesla

JOHNSTOWN. El valle, el torrente. – Espectáculo de la calamidad. – La reconstrucción.

“Escondida entre las colinas fértiles, al pie del lago que recoge las aguas de la montaña, vivía feliz la ciudad de Johnstown, con sus casas limpias en lo llano del valle, y la riqueza de sus herrerías famosas. Trepaban por los cerros, como huyendo del martilleo, las casas más ricas.”...”Llovió la semana entera, se hincharon los ríos y salieron de madre; en Johnstown y en todo el valle estaba la inundación por encima de las aceras; con la fuerza de los torrentes del monte, cedió el dique de tierra que sujetaba las aguas del lago; lamió, en dos horas de furia, la catástrofe el valle; y hoy no quedan de los ocho pueblos de Comemaugh más que cinco mil muertos enterrados en el lodo, a la luz de las piras, de ruinas humeantes. Se baja la cabeza, como si pasase la cólera invisible. ¿Qué son los afanes del hombre ante las fuerzas animadas del mundo?. Se va arrodillado aunque parezca que se va de pie. Las hormigas parecen gigantes. Un orgulloso es un imbécil ¡Barrido, barrido, en dos horas de inundación, el pueblo de treinta mil hombres que fabricaba el hierro y el acero!”

José Martí, La Nación, Buenos Aires, 26 de julio de 1889.

INUNDACIONES

Los pobres viven abajo esperando que
el río
se levante en la noche y se los lleve al
mar.
He visto pequeñas cunas que flotaban,
destrozos
de viviendas, sillas, y una cólera augusta
de lívidas aguas en que se confunden el
cielo y el terror.
Sólo es para ti, pobre, para tu esposa y
tu sembrado,
para tu perro y tus herramientas, para
que aprendas a mendigo.
El agua no sube hasta las casas de los
caballeros
cuyos nevados cuellos vuelan desde
las lavanderías.
Come este fango arrollador y estas
ruinas que nadan
con tus muertos vagando dulcemente
hacia el mar,
entre las pobres mesas y los perdidos
árboles
que van de tumbo en tumbo mostrando
sus raíces.

Pablo Neruda, Canto General, 1950.

AGRADECIMIENTOS

Parte del trabajo aplicado en esta tesis doctoral ha sido posible gracias, tanto a mi vinculación como investigador en el IIAMA a través del proyecto europeo "Efficiency of non-structural flood mitigation measures: "room for the river" and "retaining water in the landscape" (refs.: CGL2006-27077-E/HID), como también de los resultados que para este proyecto, fueron aportados por otros grupos de trabajo colaboradores (Rafael Garcia-Bartual y José Luis Salinas; HIDROGAIA y EIXIMENIS). Igualmente, la estancia doctoral en la Universidad Tecnológica de Viena en 2011, la cual ha permitido avanzar en los trabajos de la publicación científica que ha resultado de este proyecto, ha sido subvencionada por el programa de movilidad de estudiantes de doctorado del Ministerio de Educación y Ciencia del Gobierno de España. Del mismo organismo, también pude beneficiarme de una ayuda de movilidad para incorporarme en el programa de doctorado con Mención de Calidad que con este documento finalizo.

Me gustaría expresar una inmensa gratitud a mi tutor y director de tesis, Prof. Dr. Félix Francés, quien desde mi ingreso al programa doctoral me manifestó su interés en esta línea de investigación, al igual que puso todos sus medios al alcance para proveerme del apoyo material y profesional para llevar a buen término esta tesis doctoral. Sus orientaciones han tenido un invaluable soporte teórico y práctico en el desarrollo de la metodología aplicada aquí expuesta.

Debo agradecer a un considerable número de miembros del GIMHA, con los que he compartido agradables jornadas de enriquecimiento académico y personal, y de quienes he recibido todo tipo de colaboraciones y ayuda en los momentos que lo he requerido. Especial mención debo hacer a Camilo Múnera, quien supo transmitirme su saber hacer al inicio de este camino, al igual que a Giamba, Alicia, Marta, Chiara, Jesús, Ismael, Lia y Mario, por sus apoyos cuando lo he requerido. Igualmente, agradezco a quienes, de una u otra manera, me han brindado su amistad durante las distintas temporadas de estancia en Valencia. Especial mención debo hacer a Miguel Ángel por su incondicional apoyo cuando más lo he necesitado al igual que por las inacabables conversaciones educativas sobre nuestro quehacer ético cotidiano como sujetos políticos. Sin lugar a dudas, raíces que siguen creciendo y expandiéndose.

A mis Padres, hermanas y familia biológica, quienes me han brindado, desde miles de kilómetros de distancia, todo su afecto e invaluable apoyo a lo largo de todo el desarrollo de este trabajo. A mí madre especialmente, quien siempre ha apoyado mi proyecto de vida. A mi familia política, especialmente Antonio y Mary, quienes me acogieron y me han soportado incondicionalmente en los momentos más difíciles. Desde ambos lados del Atlántico, sus apoyos han sido fundamentales y determinantes para el logro de este objetivo. A ellos mi más profunda gratitud.

A Rocío, compañera incansable, quien con su paciencia ha sabido contribuir en cada momento de manera positiva, quien me ha venido demostrando que en la calle, codo a codo, somos mucho más que dos.

RESUMEN

Un análisis de la literatura disponible sobre las inundaciones, en el Estado español, permite sacar dos conclusiones: i) el principal factor desencadenante de desastres es de origen socioeconómico, lo cual se debe a la localización de bienes y servicios en zonas inundables; ii) las inundaciones con grandes consecuencias negativas se concentran principalmente en el área mediterránea, donde además del principal factor desencadenante, se conjugan otros factores relacionados con las características hidroclimáticas de estas zonas (ej. tormentas convectivas de alta intensidad, cuencas pequeñas con abruptas pendientes y amplios valles aluviales, suelos poco profundos con sustratos permeables), donde preponderan inundaciones de tipo relámpago. Actualmente, se tiene al alcance una gran cantidad de bibliografía científica, sumada a herramientas computacionales potentes que facilitan la cuantificación del riesgo, concepto entendido como la probabilidad de que se produzca un evento de inundación y sus posibles consecuencias negativas. A partir de esta definición, la gestión del riesgo de inundaciones puede ser definida como un proceso cíclico dinámico de análisis, valoración y reducción del riesgo. Dentro de los recientes avances metodológicos dados en esta área del conocimiento, hay que destacar que en los últimos años se han venido dando aportes importantes desde diferentes líneas de investigación del Grupo de Investigación de Modelación Hidrológica y Ambiental de la UPV. Sobre estos fundamentos, es posible plantear una metodología idónea para el análisis del riesgo de inundaciones, soportándose en la implementación conjunta de modelos estocásticos de tormentas convectivas, modelación hidrológica distribuida, modelación hidráulica bidimensional, análisis estadístico multivariado y estimación de daños directos tangibles. Los resultados obtenidos con esta variedad de métodos, integrados espacialmente con sistemas de información geográficos, permiten cuantificar el riesgo y cartografiarlo. Con dicha metodología es posible “analizar” el riesgo en situación actual, así como el que se podría generar con la implementación de estrategias de “reducción” de carácter preventivo. Sobre estas hipótesis de partida, el objetivo de esta tesis ha sido el de plantear una metodología de análisis y reducción del riesgo de inundaciones, para ser aplicada a un caso de estudio específico de un sistema fluvial mediterráneo representativo de meso-escala que haya experimentado consecuencias negativas por inundaciones: la Rambla del Poyo (Valencia). Dicha metodología planteada ha sido flexible para posteriormente ser adaptada al análisis de estrategias de reducción del riesgo mediante medidas preventivas del tipo “retención de agua en el territorio”, además de permitir un análisis de su efectividad.

A partir de la implementación del plan de investigación, se han encontrado dos juegos de conclusiones generales. En primer lugar, respecto a la metodología implementada: i) ésta ha mostrado ser efectiva en cuanto a requerimientos de datos, tiempo computacional y credibilidad de los resultados; ii) el uso acoplado de la modelación estocástica de tormentas con la modelación hidrológica distribuida, ha mostrado tener un gran potencial en la estimación de la frecuencia de avenidas, principalmente por involucrar el análisis físico de los procesos hidrológicos en la cuenca hidrográfica; iii) el análisis hidrodinámico acoplado 1D/2D, ha mostrado ser una herramienta eficaz para el análisis de la extensa llanura inundable del caso de estudio, sin embargo debido a los costes computacionales y económicos su utilidad se ha visto restringida; iv) el levantamiento en campo de datos, sobre los daños producidos por inundaciones

históricas en el área de estudio, ha mostrado ser un soporte fiable en la construcción de las funciones calado-daño para la estimación de los daños directos tangibles y su integración en la estimación del riesgo. Por otro lado, respecto a las medidas de “retención de agua en el territorio” analizadas: i) su efectividad sobre la reducción del caudal máximo se ha visto condicionada por varios factores, entre ellos: la variabilidad espacio-temporal de las tormentas, la condición de humedad antecedente del suelo, la magnitud de la avenida, la tipología de medida adoptada en función de su afectación de los procesos hidrológicos (generación o propagación de la escorrentía) y su distribución espacial dentro de la cuenca; ii) en términos generales se ha observado que la efectividad, sobre la reducción del caudal máximo, de las medidas de retención en ladera (reforestación) y de retención en cauces (embalses distribuidos y embalse único equivalente), va disminuyendo a medida que aumenta la magnitud de la avenida; igualmente, para mayores aumentos, relativos al área afectada por dichas medidas, en la capacidad de retención en la cuenca, mayor efectividad ha sido observada; iii) reducciones en la magnitud de eventos con frecuencias altas e inefectividad en bajas, puede traducirse en reducciones significativas del riesgo, es decir, mayor efectividad en la reducción del riesgo. Alternativamente a las medidas de “retención de agua en el territorio” (las cuales sólo afectan la peligrosidad), el análisis de la introducción de medidas preventivas tales como barreras físicas en las puertas de las viviendas (las cuales afectan la susceptibilidad) ha mostrado tener una relativa significancia en la reducción del riesgo; iv) el análisis de la efectividad sobre el riesgo ha brindado una mejor herramienta de análisis que sólo sobre el caudal máximo (o peligrosidad), debido a que se ha podido cuantificar el grado de reducción del riesgo de cada una de las medidas analizadas en la zona inundable. Este resultado puede ser de gran utilidad en una posterior evaluación de alternativas eficientes en el ciclo de gestión del riesgo, como pueden ser las tareas de valoración del riesgo o análisis coste-beneficio. Finalmente, se han presentado algunas recomendaciones y líneas de investigación futuras, las cuales han surgido de los requerimientos no cubiertos en esta tesis doctoral.

RESUM

Una anàlisi de la literatura disponible sobre les inundacions, en el Estat espanyol, permet extraure dues conclusions: i) el principal factor desencadenant de desastres és d'origen socioeconòmic, la qual cosa es deu a la localització de béns i serveis en zones inundables; ii) les inundacions amb grans conseqüències negatives es concentren principalment a l'àrea mediterrània, on a més del principal factor desencadenant, es conjuguen altres factors relacionats amb les característiques hidroclimàtiques d'aquestes zones (ex. tempestes convectives d'alta intensitat, conques petites amb pendents abruptes i àmplies valls al·luvials, sòls poc profunds amb substrats permeables), on preponderen inundacions de tipus llampec. Actualment, es té a l'abast una gran quantitat de bibliografia científica, sumada a eines computacionals potents, que faciliten la quantificació del risc, concepte entès com la probabilitat que es produïska un esdeveniment d'inundació i les seues possibles conseqüències negatives. A partir d'aquesta definició, la gestió del risc d'inundacions pot ser definida com un procés cíclic dinàmic d'anàlisi, valoració i reducció del risc. Dins dels recents avanços metodològics en aquesta àrea del coneixement, cal destacar que en els últims anys s'han estat donant aportacions importants des de diferents línies d'investigació del Grup d'Investigació de Modelització Hidrològica i Ambiental de la UPV. Sobre aquests fonaments, és possible plantejar una metodologia idònia per a l'anàlisi del risc d'inundacions, basada en la implementació conjunta de models estocàstics de tempestes convectives, modelització hidrològica distribuïda, modelització hidràulica bidimensional, anàlisi estadística multivariada i estimació de danys directes tangibles. Els resultats obtinguts amb aquesta varietat de mètodes integrats espacialment amb sistemes d'informació geogràfics, permeten quantificar el risc i cartografiar-lo. Amb aquesta metodologia és possible *analitzar* el risc en la situació actual, així com el que es podria generar amb la implementació d'estratègies de *reducció* de caràcter preventiu. Sobre aquestes hipòtesis de partida, l'objectiu d'aquesta tesi ha sigut el de plantejar una metodologia d'anàlisi i reducció del risc d'inundacions per a aplicar-la a un cas d'estudi específic d'un sistema fluvial mediterrani representatiu de mesoescala que haja experimentat conseqüències negatives per inundacions: la Rambla del Poyo (València). Aquesta metodologia plantejada ha sigut flexible per a posteriorment ser adaptada a l'anàlisi d'estratègies de reducció del risc mitjançant mesures preventives del tipus *retenció d'aigua al territori*, a més de permetre una anàlisi de l'efectivitat que té.

A partir de la implementació del pla d'investigació, s'han trobat dos conjunts de conclusions generals. En primer lloc, respecte a la metodologia implementada: i) aquesta ha demostrat ser efectiva quant als requeriments de dades, temps computacional i credibilitat dels resultats; ii) l'ús acoblat de la modelització estocàstica de tempestes amb la modelització hidrològica distribuïda, ha demostrat tenir un gran potencial en l'estimació de la freqüència d'avingudes, principalment per involucrar l'anàlisi física dels processos hidrològics en la conca hidrogràfica; iii) l'anàlisi hidrodinàmica acoblada 1D/2D amb el model utilitzat ha mostrat ser una eina fiable per a l'anàlisi de l'extensa plana inundable del cas d'estudi; no obstant això, a causa dels costos computacionals i econòmics, la utilitat que té s'ha vist restringida; iv) l'aixecament en camp de dades sobre els danys produïts per inundacions històriques a l'àrea d'estudi ha mostrat ser un suport fiable en la construcció de les

funcions dany-calat per a l'estimació dels danys directes tangibles i la integració d'aquests en l'estimació del risc. D'altra banda, respecte a les mesures de *retenció d'aigua al territori* analitzades, i) l'efectivitat que tenen sobre la reducció del cabal màxim s'ha vist condicionada per diversos factors, entre aquests: la variabilitat espaciotemporal de les tempestes, la condició d'humitat prèvia del sòl, la magnitud de l'avinguda, la tipologia de mesura adoptada segons l'afectació dels processos hidrològics (generació o propagació del vessament) i la seua distribució espacial dins de la conca; ii) en termes generals s'ha observat que l'efectivitat de les mesures sobre la reducció del cabal màxim, tant de retenció en vessant (reforestació) com en llits (embassaments distribuïts i embassament únic equivalent), va disminuint a mesura que augmenta la magnitud de l'avinguda; igualment, per a augments més grans en la capacitat de retenció en la conca relatiu a l'àrea afectada per aquestes mesures, s'ha observat una major efectivitat; iii) reduccions en la magnitud d'esdeveniments amb freqüències altes i inefectivitat en baixes, pot traduir-se en reduccions significatives del risc, és a dir, major efectivitat en la reducció del risc. Alternativament a les mesures de *retenció d'aigua al territori* (que només afecten la perillositat), l'anàlisi de la introducció de mesures preventives com ara barreres físiques a les portes dels habitatges (que afecten la susceptibilitat) ha mostrat tenir una rellevància relativa en la reducció del risc; iv) l'anàlisi de l'efectivitat sobre el risc ha oferit una millor eina d'anàlisi que només sobre el cabal màxim (o perillositat), a causa que s'ha pogut quantificar el grau de reducció del risc de cadascuna de les mesures analitzades a la zona inundable. Aquest resultat pot ser de gran utilitat en una posterior avaluació d'alternatives eficients en el cicle de gestió del risc, com ara les tasques de valoració del risc o l'anàlisi cost-benefici. Finalment, s'han presentat algunes recomanacions i línies d'investigació futures, que han sorgit dels requeriments no coberts en aquesta tesi doctoral.

ABSTRACT

Based on detailed literature review of floods in Spain, two main conclusion can be drawn: i) the main factor that triggers off flood disasters has a socioeconomic background, which is due to the location of goods and services in flood prone zones, ii) flooding with large negative consequences are mainly concentrated in the Mediterranean areas, where besides the main cause, combine other factors related to hydroclimatic characteristics of these areas (e.g. convective storms of high intensity, small basins with steep slopes and wide alluvial valleys, shallow soils with permeable substrates), where flash floods are predominant. Nowadays, there is a vast amount of specific literature available on this topic that together with powerful computational tools facilitates the quantification of the risk. The concept of risk can be understood as the probability of occurrence of a flood event and its potential negative impacts. From this definition, flood risk management can be defined as a dynamic cyclical process of analysis, assessment and reduction on flood risk. Recent investigations carried out by the Research Group of Hydrological and Environmental Modelling at the UPV have showed important progress and contributions on this research area. On these grounds, it is possible to raise a suitable methodology for flood risk analysis, which would be supported with an integration of several techniques such as: stochastic models to generate synthetic convective storms, hydrological distributed modelling, two-dimensional hydraulic modeling, multivariate statistical analysis and estimation of direct, tangible flood damages. The results obtained with this variety of methods, which are spatially integrated with geographic information systems, would help us to quantify the flood risk and map it. Moreover, with this methodology it is possible to "analyze" the current flood risk as well as potential scenarios lead to the implementation of flood prevention strategies for flood risk reduction. On this hypothesis, the aim of this PhD thesis was to propose a methodology for flood risk analysis and reduction to be applied on a specific case study of a representative Mediterranean river system of meso-scale which has experienced flood damages: the "Rambla del Poyo" (Valencia). This methodology has been flexible both, in order to be adapted for the analysis of flood risk reduction through preventive measures such as "retention water in the landscape", and to allow an analysis of the effectiveness of this strategy.

Two sets of general conclusions have been found since the implementation of the research plan. First, regarding with the implemented methodology, there are the following conclusions: i) it has been shown to be effective in terms of data requirements, computational time and credibility of the results; ii) the use of stochastic modeling of convective storm coupled with hydrological distributed modeling has shown to have great potential in flood frequency estimation, mainly because of it has involved a physical analysis of the main hydrological processes in the catchment studied; iii) a hydrodynamic analysis using a coupled 1D/2D model of the case study, has proven to be a reliable tool for an extensive floodplain analysis, however, it has a limited usefulness due to computational and economic costs; iv) data on historical flood damages from field survey on the study area, has shown to be a reliable support to build depth-damage functions and their application to estimate direct, flood tangible damages and their integration for flood risk analysis. On the other hand, regarding with the analyzed measures of the "retention water in the

landscape", the following conclusions have been drawn: i) its effectiveness on flood peak reduction has been conditioned by several factors such as: spatio-temporal variability of storms, antecedent soil moisture conditions, flood magnitude, type of analyzed measure as a function of their effects on hydrological processes (generation or propagation of runoff) and their spatial distribution within the catchment; ii) generally speaking, it has been observed that the measure effectiveness on flood peak reduction, as retention water on slopes (afforestation) and retention water on channels (reservoirs), decreases with increasing flood magnitude; also, a greater increase in the catchment retention capacity and their relationship with its affected area, greater effectiveness has been observed iii) flood magnitude reductions on high-frequency events and ineffectiveness in low-frequency events, can result in significant flood risk reductions, i.e. this kind of measures would be more effective in terms of flood risk reduction. Alternatively to the measures of "retention water in the landscape" (which only affect flood hazard), an analysis of the introduction of preventive measures such as physical barriers on the houses doors (which affect flood susceptibility) has been shown to have a relative significance for flood risk reduction; iv) the effectiveness scrutiny on flood risk has provided a better analysis tool than the classical analysis on flood peak (i.e. flood hazard), because it was possible to quantify the degree of risk reduction of each one of the measures analyzed in the flood prone zone. This result may be useful in further evaluation of efficient alternatives in the flood risk management cycle, for example, for the flood risk assessment or for cost-benefit analysis. Finally, there have been some recommendations and future research lines, which have arisen from the requirements not covered in this PhD thesis.

CONTENIDO

LISTADO DE FIGURAS..... XXI

LISTADO DE TABLAS..... XXVII

1. INTRODUCCIÓN - 1 -

- 1.1. Contexto - 1 -
 - 1.1.1. Dimensionando las consecuencias - 4 -
 - 1.1.2. Cambio de paradigma - 11 -
 - 1.1.3. Gestión del riesgo - 14 -
- 1.2. Problema de investigación - 18 -
- 1.3. Alcance - 21 -
- 1.4. Hipótesis - 22 -
- 1.5. Objetivos - 23 -
 - 1.5.1. General - 23 -
 - 1.5.2. Específicos - 23 -
- 1.6. Estructura de la tesis - 24 -

2. METODOLOGÍAS PARA EL ANÁLISIS DEL RIESGO DE INUNDACIONES..... - 27 -

- 2.1. Conceptos básicos - 27 -
 - 2.1.1. Origen-Trayectoria - 31 -
 - 2.1.2. Receptores-Consecuencias - 32 -
- 2.2. Metodologías para la determinación de la peligrosidad - 38 -
 - 2.2.1. Métodos para el análisis de la frecuencia - 39 -
 - 2.2.2. Métodos para el análisis de la magnitud - 52 -
 - 2.2.3. Mapas de peligrosidad - 57 -
- 2.3. Metodologías para la determinación de la vulnerabilidad. - 67 -
 - 2.3.1. Métodos para determinar la exposición - 69 -
 - 2.3.2. Métodos para determinar la susceptibilidad - 71 -
 - 2.3.3. Evaluación del daño - 79 -
- 2.4. Metodologías para la determinación del riesgo - 83 -
 - 2.4.1. Expresión cuantitativa del riesgo - 84 -
 - 2.4.2. Mapas de riesgo - 88 -

3. ESTRATEGIAS PARA LA REDUCCIÓN DEL RIESGO DE INUNDACIONES..... - 97 -

- 3.1. Generalidades - 97 -

3.2.	Reforestación	- 104 -
3.2.1.	Enfoque de modelación.....	- 106 -
3.2.2.	Cuencas pareadas	- 112 -
3.2.3.	Otros estudios	- 115 -
3.3.	Embalses.....	- 121 -
3.3.1.	Análisis de series temporales	- 122 -
3.3.2.	Enfoque de modelación.....	- 127 -
4.	METODOLOGÍA APLICADA: ANÁLISIS DEL RIESGO	- 129 -
4.1.	Introducción al caso de estudio	- 129 -
4.2.	Caracterización de la Rambla del Poyo.....	- 136 -
4.2.1.	Medio físico.....	- 136 -
4.2.2.	Medio socioeconómico	- 147 -
4.3.	Determinación de la peligrosidad.....	- 152 -
4.3.1.	Datos hidrometeorológicos disponibles	- 157 -
4.3.2.	Generación de tormentas sintéticas	- 160 -
4.3.3.	Implementación del modelo hidrológico.....	- 167 -
4.3.4.	Estimación de la probabilidad de las CHAS.....	- 187 -
4.3.5.	Generación de avenidas sintéticas	- 189 -
4.3.6.	Estimación de la probabilidad de las avenidas	- 189 -
4.3.7.	Análisis hidrodinámico.....	- 193 -
4.3.8.	Mapas de peligrosidad.....	- 202 -
4.4.	Determinación de la vulnerabilidad económica.....	- 206 -
4.4.1.	Daños en suelo de uso residencial.....	- 207 -
4.4.2.	Daños en la vía pública	- 211 -
4.4.3.	Daños en suelo de usos industrial y terciario.....	- 212 -
4.4.4.	Daños en suelo de uso agrícola	- 212 -
4.5.	Determinación del riesgo.....	- 213 -
4.5.1.	Cálculo del riesgo	- 214 -
4.5.2.	Mapas de riesgo	- 220 -
5.	METODOLOGÍA APLICADA: ANÁLISIS DE LA REDUCCIÓN DEL RIESGO.....	- 225 -
5.1.	Descripción de los escenarios.....	- 226 -
5.1.1.	Reforestación.....	- 227 -
5.1.2.	Embalses distribuidos	- 234 -
5.1.3.	Embalse único equivalente	- 240 -
5.2.	Determinación de la peligrosidad.....	- 242 -
5.2.1.	Generación de avenidas sintéticas	- 242 -
5.2.2.	Estimación de la probabilidad de las avenidas	- 242 -

5.2.3.	Generación de los calados máximos.....	- 244 -
5.2.4.	Mapas de peligrosidad.....	- 244 -
5.3.	Determinación de la vulnerabilidad económica.....	- 248 -
5.4.	Determinación del riesgo.....	- 248 -
5.4.1.	Cálculo del riesgo.....	- 248 -
5.4.2.	Mapas de riesgo.....	- 248 -
6.	<i>DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....</i>	- 259 -
6.1.	Análisis del riesgo en la condición de referencia (C_0).....	- 259 -
6.1.1.	Peligrosidad.....	- 259 -
6.1.2.	Vulnerabilidad económica.....	- 270 -
6.1.3.	Riesgo.....	- 277 -
6.2.	Reducción del riesgo en condiciones futuras (C_f).....	- 286 -
6.2.1.	Análisis de la reducción del riesgo.....	- 286 -
6.2.2.	Efectividad de las medidas.....	- 288 -
7.	<i>CONCLUSIONES.....</i>	- 311 -
7.1.	Conclusiones sobre la metodología de análisis del riesgo de inundaciones.....	- 311 -
7.2.	Conclusiones sobre la efectividad de las medidas de reducción del riesgo de inundaciones.....	- 313 -
7.3.	Recomendaciones y líneas de investigación futuras.....	- 315 -
	<i>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</i>	- 319 -
	<i>APÉNDICE I. DESCRIPCIÓN DEL MODELO RAINGEN.....</i>	- 345 -
	<i>APÉNDICE II. DESCRIPCIÓN DEL MODELO TETIS.....</i>	- 349 -
	<i>APÉNDICE III. PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS 184 EMBALSES DISTRIBUIDOS.....</i>	- 357 -

LISTADO DE FIGURAS

<i>Figura 1-1. Número de desastres naturales reportados en el mundo para el período 1900-2010 (tomado de: EM-DAT, 2012).....</i>	<i>- 5 -</i>
<i>Figura 1-2. Número de personas damnificadas por desastres naturales para el período 1900-2010 (tomado de: EM-DAT, 2012).....</i>	<i>- 6 -</i>
<i>Figura 1-3. Estructura, fases y componentes de la gestión del riesgo de inundaciones (Modificado de Schanze, 2006).....</i>	<i>- 18 -</i>
<i>Figura 2-1. Modelo conceptual del proceso de inundación dentro de un sistema de cuenca hidrográfica (modificado de Samuels et al., 2009).....</i>	<i>- 28 -</i>
<i>Figura 2-2. Esquema conceptual para analizar áreas vulnerables a amenazas ambientales (naturales). Tomado de Cutter (1996).....</i>	<i>- 31 -</i>
<i>Figura 2-3. Indicadores de las componentes del riesgo de inundación.....</i>	<i>- 37 -</i>
<i>Figura 2-4. Esquema general de evaluación del daño para: a) funciones absolutas; b) funciones relativas (adaptado de Meyer et al., 2007).....</i>	<i>- 81 -</i>
<i>Figura 2-5. Curva Daño-Probabilidad de excedencia (Meyer et al., 2009).....</i>	<i>- 85 -</i>
<i>Figura 2-6. Marco conceptual para la determinación de la peligrosidad y del riesgo (desde de Moel et al., 2009).....</i>	<i>- 89 -</i>
<i>Figura 2-7. Tipologías de mapas de inundación sintetizados por de Moel et al. (2009) como sigue: A=inundación histórica; B=extensión asociada a una probabilidad de excedencia; C=profundidad; D=peligrosidad cualitativa o “amenaza”; E=riesgo cualitativo; F=Riesgo cuantitativo.....</i>	<i>- 90 -</i>
<i>Figura 4-1. Localización de la cuenca de la Rambla del Poyo.....</i>	<i>- 131 -</i>
<i>Figura 4-2. Sensor para la medición de caudal del SAIH-CHJ en la Rambla del Poyo - Puente de la A3 (cuenca de aportación 189 km²).....</i>	<i>- 133 -</i>
<i>Figura 4-3. Esquema de flujo desarrollado en las áreas inundadas por la Rambla del Poyo en el evento de octubre de 2000 (tomado de TYPESA, 2003).....</i>	<i>- 134 -</i>
<i>Figura 4-4. ARPSIs de la CHJ -Rambla del Poyo (descargado del SNCZI, 2012).....</i>	<i>- 135 -</i>
<i>Figura 4-5. Mapa de cauces y pendientes de la Rambla del Poyo.....</i>	<i>- 138 -</i>
<i>Figura 4-6. Mapa litoestratigráfico y de permeabilidades de la Rambla del Poyo.....</i>	<i>- 139 -</i>
<i>Figura 4-7. Mapa de suelos de la Rambla del Poyo.</i>	<i>- 142 -</i>
<i>Figura 4-8. Usos del suelo en la Rambla del Poyo en los años 1956, 1978, 1991 y 1998 (porcentajes calculados desde datos de Pascual, 2002).</i>	<i>- 148 -</i>
<i>Figura 4-9. Mapa de usos del suelo en la Rambla del Poyo 2000-2006 (categorías agrupadas al nivel 3 del CLC2000 nivel 5).</i>	<i>- 150 -</i>
<i>Figura 4-10. Esquema conceptual de la metodología implementada para la determinación de la peligrosidad.....</i>	<i>- 156 -</i>
<i>Figura 4-11. Localización de estaciones hidrometeorológicas.....</i>	<i>- 158 -</i>
<i>Figura 4-12. Histograma de frecuencias para la Pd. Eq. Puntual de las cien tormentas sintéticas (derivado de datos desde DIHMA, 2006).....</i>	<i>- 164 -</i>
<i>Figura 4-13. Histograma de frecuencia del período de retorno de las cien tormentas sintéticas (derivado de datos desde DIHMA, 2006).....</i>	<i>- 166 -</i>
<i>Figura 4-14. Modelo Digital del Terreno de la Rambla del Poyo. Adaptado desde DIHMA (2004).</i>	<i>- 170 -</i>
<i>Figura 4-15. Pendiente del terreno (%) derivado del MDT de la Rambla del Poyo.....</i>	<i>- 170 -</i>

Figura 4-16. Mapa del parámetro: Capacidad de percolación del sustrato de suelo (K_p). Adaptado desde DIHMA (2004).	- 172 -
Figura 4-17. Mapa del parámetro: Capacidad de infiltración del suelo (K_s). Modificado desde DIHMA (2004).	- 172 -
Figura 4-18. Mapa del parámetro: Capacidad de almacenamiento capilar del suelo (valor modal). Adaptado desde DIHMA (2004).	- 172 -
Figura 4-19. Mapa de usos del suelo (Adaptado desde DIHMA, 2004).	- 173 -
Figura 4-20. Abstracciones iniciales en la cuenca.	- 175 -
Figura 4-21. Mapa del parámetro: Capacidad máxima de almacenamiento estático del suelo (H_u).	- 175 -
Figura 4-22. Distribución temporal del factor de vegetación (Adaptado desde DIHMA, 2004).	- 176 -
Tabla 4-7. Parámetros geomorfológicos (DIHMA, 2004).	- 176 -
Figura 4-23. Relación precipitación-escorrentía observada en los eventos máximos anuales registrados por el SAIH-CHJ en la Rambla del Poyo.	- 178 -
Figura 4-24. Precipitación acumulada para diferentes tormentas registradas dentro de la Rambla del Poyo. (* AEMET; **SAIH-CHJ).	- 178 -
Figura 4-25. Resultados de la calibración en la Rambla del Poyo para: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.	- 181 -
Figura 4-26. Validación temporal con el evento de 1988: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.	- 183 -
Figura 4-27. Validación temporal con el evento de 1989: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.	- 183 -
Figura 4-28. Validación temporal con el evento de 1998: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.	- 183 -
Figura 4-29. Resultados de la simulación continua para el período 1950-2003 (Datos extraídos desde DIHMA, 2006).	- 187 -
Figura 4-30. P_{ac} media areal vs. CHAS para los eventos simulados con caudales mayores a $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Datos extraídos desde DIHMA, 2006).	- 189 -
Figura 4-31. Período de retorno del caudal máximo anual en la estación de aforos de la Rambla del Poyo (observado vs. estimado).	- 193 -
Figura 4-32. Período de retorno del caudal máximo anual en la Rambla del Poyo-Autovía V-31.	- 193 -
Figura 4-33. Procedimiento de generación del MDT (HIDROGAIA, 2008).	- 195 -
Figura 4-34. Elementos del modelo hidrodinámico para el análisis: (a) bidimensional; (b) unidimensional; (HIDROGAIA, 2008).	- 196 -
Figura 4-35. Secciones transversales extraídas del MDT (HIDROGAIA, 2008).	- 197 -
Figura 4-36. Distribución espacial de los coeficientes de Manning asociados al nivel5 del CLC2000 (HIDROGAIA, 2008).	- 198 -
Figura 4-37. Eventos seleccionados para la modelación hidrodinámica.	- 199 -
Figura 4-38. Extensión simulada del evento de inundación de octubre de 2000.	- 201 -
Figura 4-39. Mapa de peligrosidad para probabilidad media de inundación (100 años de período de retorno) en la zona de inundación de la Rambla del Poyo.	- 204 -
Figura 4-40. Mapa de peligrosidad para baja probabilidad de inundación (500 años de período de retorno) en la zona de inundación de la Rambla del Poyo.	- 205 -
Figura 4-41. Ejemplo de medida de protección temporal de una vivienda tipo en la zona inundable de la Rambla del Poyo (EIXIMENIS, 2008).	- 208 -

<i>Figura 4-42. Tipologías de parcelas residenciales: (a) viviendas unifamiliares adosadas de una planta; (b) edificio residencial plurifamiliar con planta baja residencial; (EIXIMENIS, 2008).</i>	- 209 -
<i>Figura 4-43. Porcentajes de tipología de vivienda en la zona de inundación; (EIXIMENIS, 2008).</i>	- 209 -
<i>Figura 4-44. Funciones absolutas de daño en bienes muebles (contenidos) para diferentes tipologías de edificaciones en uso residencial; (EIXIMENIS, 2008).</i>	- 210 -
<i>Figura 4-45. Funciones absolutas de daño para diferentes categorías de bienes o usos del suelo; (EIXIMENIS, 2008).</i>	- 212 -
<i>Figura 4-46. Daños calculados para el evento de Octubre de 2000 en usos del suelo con calificación residencial, industrial y terciario.</i>	- 218 -
<i>Figura 4-47. Curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo en la condición actual del sistema.</i>	- 220 -
<i>Figura 4-48. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Poyo.</i>	- 221 -
<i>Figura 4-49. Mapa de riesgo para media probabilidad por inundación (Tr= 100 años) en la Rambla del Poyo.</i>	- 222 -
<i>Figura 4-50. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación (Tr= 500 años) en la Rambla del Poyo.</i>	- 223 -
<i>Figura 5-1. Actuaciones previstas en el Proyecto de "Adecuación ambiental y drenaje de la cuenca del Poyo vertiente a la Albufera, Valencia" (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, 2012).</i>	- 227 -
<i>Figura 5-2. Escenarios de reforestación desde: (a) secano arbolado; (b) secano; (c) monte de matorral; (d) máximo: suma de los tres anteriores.</i>	- 229 -
<i>Figura 5-3. Distribución de frecuencia acumulada de la capacidad de almacenamiento capilar del suelo para la cobertura vegetal de referencia (monte de pino) y a reforestar (el resto).</i>	- 233 -
<i>Figura 5-4. "Escenario de 184 embalses" distribuidos en las cabeceras de la Rambla del Poyo.</i>	- 235 -
<i>Figura 5-5. Esquema conceptual de laminación de un embalse en TETIS (tomado de Francés et al., 2012).</i>	- 239 -
<i>Figura 5-6. "Escenario embalse de Cheste".</i>	- 241 -
<i>Figura 5-7. Curvas características para el escenario Embalse Cheste 1.</i>	- 241 -
<i>Figura 5-8. Período de retorno de los caudales máximos simulados en los escenarios de reforestación.</i>	- 243 -
<i>Figura 5-9. Período de retorno de los caudales máximos simulados en los escenarios de embalses distribuidos.</i>	- 243 -
<i>Figura 5-10. Período de retorno de los caudales máximos simulados en los escenarios de embalse único equivalente (Cheste).</i>	- 244 -
<i>Figura 5-11. Mapa de peligrosidad para los 500 años de período de retorno con el escenario de Reforestación 4.</i>	- 245 -
<i>Figura 5-12. Mapa de peligrosidad para los 500 años de período de retorno con el escenario 184 embalses distribuidos.</i>	- 246 -
<i>Figura 5-13. Mapa de peligrosidad para los 500 años de período de retorno con el escenario embalse de Cheste 1.</i>	- 247 -
<i>Figura 5-14. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Poyo con el escenario: Reforestación 4.</i>	- 249 -
<i>Figura 5-15. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Poyo con el escenario: 184 embalses.</i>	- 250 -

<i>Figura 5-16. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Poyo con el escenario: Embalse de Cheste 1.</i>	- 251 -
<i>Figura 5-17. Mapa de riesgo para media probabilidad por inundación (Tr= 100 años) en la Rambla del Poyo con el escenario: Reforestación 4.</i>	- 252 -
<i>Figura 5-18. Mapa de riesgo para media probabilidad por inundación (Tr= 100 años) en la Rambla del Poyo con el escenario: 184 embalses.</i>	- 253 -
<i>Figura 5-19. Mapa de riesgo para media probabilidad por inundación (Tr= 100 años) en la Rambla del Poyo con el escenario: Embalse de Cheste 1.</i>	- 254 -
<i>Figura 5-20. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación (Tr= 500 años) en la Rambla del Poyo con el escenario: Reforestación 4.</i>	- 255 -
<i>Figura 5-21. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación (Tr= 500 años) en la Rambla del Poyo con el escenario: 184 embalses.</i>	- 256 -
<i>Figura 5-22. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación (Tr= 500 años) en la Rambla del Poyo con el escenario: Embalse de Cheste 1.</i>	- 257 -
<i>Figura 6-1. Influencia de la variabilidad espacio-temporal de la lluvia y las CHAS en la respuesta hidrológica de la Rambla del Poyo en: (a) estación de aforos; (b) en V-31 (Pista de Silla).</i>	- 262 -
<i>Figura 6-2. Influencia de la variabilidad espacio-temporal de la lluvia en la respuesta hidrológica de la Rambla del Poyo en diferentes puntos de la cuenca para: tormenta sintética 074 (Pd= 233.8mm) con (a) CHAS “seca”; (b) CHAS “húmeda” y; tormenta sintética 191 (Pd=233.5mm) con: (c) CHAS “seca”; (d) CHAS “húmeda”.</i>	- 263 -
<i>Figura 6-3. Comparación de los períodos de retorno de las tormentas sintéticas y de sus caudales máximos generados en la Rambla del Poyo en: (a) estación de aforos; (b) en V-31 (Pista de Silla).</i>	- 265 -
<i>Figura 6-4. Comparación del efecto de diferentes MDTs en la modelación del flujo hidrodinámico bidimensional (HIDROGAIA, 2008).</i>	- 266 -
<i>Figura 6-5. Categorías de uso del suelo en la zona de inundación de la Rambla del Poyo (HIDROGAIA, 2008).</i>	- 266 -
<i>Figura 6-6. Calados obtenidos en áreas de tejido urbano continuo desde las siguientes modelaciones hidrodinámicas: MDT de 10m (a) original; (b) tratado; MDT de 30m (c) original; (d) tratado; (HIDROGAIA, 2008).</i>	- 268 -
<i>Figura 6-7. Calados obtenidos en áreas rurales desde de las siguientes modelaciones hidrodinámicas: MDT de 30m (a) original; (b) tratado; y (c) efecto de obstrucciones antropogénicas; (HIDROGAIA, 2008).</i>	- 269 -
<i>Figura 6-8. Funciones de daño absolutas en bienes muebles por tipología de vivienda; (EIXIMENIS, 2008).</i>	- 272 -
<i>Figura 6-9. Curvas calado-daño por suelo ocupado de tipología de vivienda con medidas preventivas del tipo “barreras” (datos desde EIXIMENIS, 2008).</i>	- 274 -
<i>Figura 6-10. Sensibilidad del cálculo del DAE al período de retorno (Tr) del umbral de daño.</i>	- 278 -
<i>Figura 6-11. Sensibilidad del cálculo del DAE a variaciones de ±20% de los caudales y calados máximos.</i>	- 279 -
<i>Figura 6-12. Grado de daño y exposición esperados para alta probabilidad por inundación (Tr= 10 años) en los municipios de la Rambla del Poyo para la calificación: a) residencial; b) industrial; c) terciario; y d) agrícola.</i>	- 280 -
<i>Figura 6-13. Grado de daño y exposición esperados para la condición de media probabilidad por inundación (Tr= 100 años) en los municipios de la Rambla del Poyo para la calificación: a) residencial; b) industrial; c) terciario; y d) agrícola.</i>	- 281 -

<i>Figura 6-14. Grado de daño y exposición esperados para la condición de baja probabilidad por inundación (Tr= 500 años) en los municipios de la Rambla del Poyo para la calificación: a) residencial; b) industrial; c) terciario; y d) agrícola.</i>	<i>282 -</i>
<i>Tabla 6-15. Reducción del caudal máximo (Q₀) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios de reforestación.</i>	<i>292 -</i>
<i>Figura 6-15. Hidrograma representativo de un evento de baja magnitud (evento 022 con Pd= 103.2mm) en la Rambla del Poyo en la V- 31 para: (a) CHAS “seca”; y (b) CHAS “húmeda”.</i>	<i>298 -</i>
<i>Figura 6-16. Hidrograma representativo de un evento de media magnitud (evento 093 con Pd=194.9mm) en la Rambla del Poyo en la V- 31 para: (a) CHAS “seca”; y (b) CHAS “húmeda”.</i>	<i>299 -</i>
<i>Figura 6-17. Hidrograma representativo de un evento de alta magnitud (evento 032 con Pd= 359.1mm) en la Rambla del Poyo en la V- 31 para: (a) CHAS “seca”; y (b) CHAS “húmeda”.</i>	<i>300 -</i>
<i>Figura 6-18. Curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo para escenarios máximos de “retención de agua en el territorio”.</i>	<i>306 -</i>
<i>Figura 6-19. Efectividad en la reducción del riesgo para los escenarios máximos de “retención de agua en el territorio”: (a) reducción absoluta; (b) reducción relativa al MAISC.</i>	<i>307 -</i>
<i>Figura 6-20. Curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo en un escenario de uso de barreras desmontables.</i>	<i>308 -</i>

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1-1. Registros mundiales de consecuencias de inundaciones entre 1900-2012 (Tomado de: EM-DAT, 2012).....	- 6 -
Tabla 1-2. Registros de inundaciones y sus consecuencias en España entre 1953-2012 (Tomado de: EM-DAT, 2012).....	- 7 -
Tabla 1-3. Inundaciones históricas en España para el período Siglo I ANE-1985 (Adaptado de CNPC-MOPU, 1988).....	- 10 -
Tabla 1-4. Requerimientos de metodologías de evaluación de daños (Adaptado de Messner et al., 2007).....	- 20 -
Tabla 2-1. Información Esencial (E) o Deseable (D) en las actividades del ciclo de gestión del riesgo (Adaptado de van Alphen et al., 2009).....	- 62 -
Tabla 2-2. Diferenciación de tipologías de daño.....	- 68 -
Tabla 2-3. Tipologías de datos de usos del suelo para estimación de daños (adaptada desde Messner et al., 2007).....	- 73 -
Tabla 3-1. Clasificación de medidas para la reducción del riesgo de inundaciones.....	- 99 -
Tabla 4-1. Superficie y porcentaje de categorías de usos del suelo del año 1998 en la Rambla del Poyo.....	- 150 -
Tabla 4-2. Eventos máximos anuales registrados por el SAIH-CHJ.....	- 159 -
Tabla 4-3. Cuantiles de precipitación diaria máxima anual.....	- 166 -
Tabla 4-4. Información disponible para la estimación de parámetros a-priori (DIHMA, 2004).....	- 169 -
Tabla 4-5. Parámetros de abstracciones por intercepción de la vegetación.....	- 174 -
Tabla 4-6. Parámetros de abstracciones por almacenamiento superficial en cada uso del suelo.....	- 174 -
Tabla 4-7. Parámetros geomorfológicos (DIHMA, 2004).....	- 176 -
Tabla 4-8. Factores correctores obtenidos durante la calibración automática a escala de evento.....	- 181 -
Tabla 4-9. Resultados del proceso de validación a escala de evento.....	- 182 -
Tabla 4-10. Robustez del modelo a escala de evento.....	- 184 -
Tabla 4-11. Factores correctores de la calibración automática a escala diaria.....	- 185 -
Tabla 4-12. Resultados del proceso de validación a escala diaria.....	- 186 -
Tabla 4-13. Resultados de la simulación de la serie con registros de caudales a escala diaria.....	- 186 -
Tabla 4-14. Prueba de independencia ente la P_{ac} media areal y las CHAS para los eventos simulados con caudales mayores a $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (DIHMA, 2006).....	- 188 -
Tabla 4-15. Eventos seleccionados para la simulación hidrodinámica.....	- 200 -
Tabla 4-16. Usos del suelo expuestos a la inundación de octubre de 2000 (datos extraídos del mapa de calificación urbanística COPUT, 1998).....	- 217 -
Tabla 5-1. Porcentajes de superficie forestal en la situación actual y en potenciales escenarios de reforestación.....	- 228 -
Tabla 5-2. Párametros de las pérdidas iniciales asociadas a las coberturas vegetales en la situación actual ($I_b / As-US_b$) y en escenarios de reforestación ($I_r / As-US_r$).....	- 232 -
Tabla 5-3. Cambio promedio de la capacidad de almacenamiento estático producido por la reforestación de cada cobertura vegetal.....	- 234 -
Tabla 5-4. Resumen de características del escenario de 184 embalses.....	- 236 -

Tabla 5-5. Resumen de características del escenario de 138 embalses.....	236
Tabla 5-6. Resumen de características del escenario de 92 embalses.....	237
Tabla 5-7. Resumen de características del escenario de 46 embalses.....	237
Tabla 5-8. Resumen de características del escenario de 16(a) embalses.....	238
Tabla 5-9. Resumen de características del escenario de 16(b) embalses.....	238
Tabla 5-10. Resumen de características del escenario de 11 embalses.....	238
Tabla 5-11. Características de los escenarios de embalse único equivalente.....	241
Tabla 6-1. MDT de 5m de lado -original- (HIDROGAIA, 2008).....	267
Tabla 6-2. MDT de 5m de lado -tratado- (HIDROGAIA, 2008).....	267
Tabla 6-3. MDT de 10m de lado -original- (HIDROGAIA, 2008).....	267
Tabla 6-4. MDT de 10m de lado -tratado- (HIDROGAIA, 2008).....	267
Tabla 6-5. MDT de 30m de lado -original- (HIDROGAIA, 2008).....	267
Tabla 6-6. MDT de 30m de lado -tratado- (HIDROGAIA, 2008).....	268
Tabla 6-7. Total de daños y superficie afectada para alta probabilidad por inundación (Tr=10años) en la Rambla del Poyo.....	281
Tabla 6-8. Total de daños y superficie afectada para media probabilidad por inundación(Tr=100años) en la Rambla del Poyo.....	282
Tabla 6-9. Total de daños y superficie afectada para baja probabilidad por inundación (Tr=500 años) en la Rambla del Poyo.....	283
Tabla 6-10. Total de daños y superficie afectada para el DAE en la zona inundable de la Rambla del Poyo.....	283
Tabla 6-11. Incremento areal de la capacidad de retención debido a los escenarios de reforestación.....	290
Tabla 6-12. Incremento areal de la capacidad de retención debido a los escenarios de embalses distribuidos.....	290
Tabla 6-13. Incremento areal de la capacidad de retención debido a los escenarios de embalse único equivalente.....	291
Tabla 6-14. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios de reforestación.....	292
Tabla 6-15. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios de reforestación.....	292
Tabla 6-16. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios de embalses distribuidos.....	294
Tabla 6-17. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios de embalses distribuidos.....	294
Tabla 6-18. Reducción del caudal máximo (Q_0) a la salida del embalse para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios de embalse único equivalente...-	295
Tabla 6-19. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios de embalse único equivalente.....	296
Tabla 6-20. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios de embalse único equivalente...-	296
Tabla 6-21. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios con MAISC=3mm.....	301
Tabla 6-22. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios con MAISC=5mm.....	302
Tabla 6-23. Diferencia, en la reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H), entre los escenarios, de embalse único equivalente y embalses distribuidos, con similar MAISC.....	303

Tabla 6-24. Diferencia, en la reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H), entre los escenarios, de embalse único equivalente y embalses distribuidos, con similar MAISC. - 303 -

Tabla 6-25. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios con máximo MAISC. - 304 -

Tabla 6-26. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios con máximo MAISC. - 304 -

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Contexto

Las inundaciones son un fenómeno natural por el cual cuerpos de agua, sean marítimos o terrestres, anegan temporalmente zonas que usualmente no lo están. Dicho proceso, es la expresión de la relación dialéctica agua-territorio, fundamental en el dinámico proceso de modelado del paisaje en el planeta Tierra. Mientras las inundaciones de tipo fluvial contribuyen a la formación de llanuras, las de tipo marítimo lo hacen en la formación de litorales. En ambos casos, el arrastre y deposición de materia sólida, así como la ocupación misma del agua, contribuyen a la acumulación de cambios cuantitativos que con el transcurrir del tiempo, provocan cambios cualitativos reflejados en la formación de ecosistemas. Ejemplo de ello pueden ser, los humedales en sus diferentes tipologías.

Tomando como referencia las inundaciones de tipo fluvial, es importante hacer una diferenciación entre avenidas e inundaciones. Por un lado, una avenida se define como el incremento del nivel del agua del río debido a un flujo de caudal extraordinario, mientras que la consecuencia de este incremento puede ser, o no, la inundación. A priori, estas definiciones ya anuncian que es natural que las corrientes de agua en una cuenca hidrográfica transcurran, tanto por su red de cauces (sean éstas continuas o intermitentes), como también, por las zonas contiguas a estos cauces para determinadas condiciones (es decir, las llamadas zonas inundables). Sin embargo, esta condición natural ha venido siendo obviada por la humanidad, y de manera más acentuada quizá, en lo que respecta al desarrollo histórico del imperante sistema económico y sus modelos de sociedad. *“Las inundaciones son fenómenos naturales que no pueden evitarse. No obstante, algunas actividades humanas (como el incremento de los asentamientos humanos y los bienes económicos en las llanuras aluviales y la reducción de la capacidad natural de retención de las aguas por el suelo) y el cambio climático están contribuyendo a aumentar las probabilidades de que ocurran, así como su impacto negativo”* (Parlamento Europeo y Consejo de la UE, 2007). La anterior sentencia

deja ver varios conceptos sobre los cuales se discutirá en profundidad posteriormente: probabilidad, consecuencias negativas, riesgo. La probabilidad de ocurrencia de una inundación está relacionada con el concepto de peligrosidad, lo cual brinda una noción espacial y temporal. Las consecuencias negativas se relacionan con las personas y bienes vulnerables a eventos de inundaciones. El riesgo combina estos dos conceptos señalando que es necesaria una interacción, para que dada la ocurrencia de una inundación en un espacio y tiempo determinados, se produzcan consecuencias negativas sobre personas y bienes (culturales, sociales, económicos, ecológicos, etc.) que están expuestos a éstas en las zonas inundables.

Sobre la aseveración relacionada al efecto del cambio climático en los impactos negativos de las inundaciones, existen diferentes discursos, que en ocasiones son antagónicos. Sobre la literatura disponible, se analiza brevemente este aspecto para intentar dejar en claro su relación con el riesgo de inundaciones. El análisis, de los cambios en la frecuencia de avenidas y su relación con el régimen climático, es complejo. Estos cambios dependen de la interacción de diferentes procesos hidrológicos a diferentes escalas espacio-temporales, donde los mecanismos generadores juegan un papel importante. Algunos ejemplos de ello pueden ser: eventos lluviosos provocados por sistemas convectivos o frontales, sistemas de meso-escala o escala sinóptica, fusión de nieve, deshielo, entre otros. Bormann et al. (2011) señalan que uno de los problemas fundamentales para detectar el agente de cambio, en las tendencias de los datos registrados de avenidas, es el solapamiento de los efectos de distintos cambios inducidos sobre la cuenca, sean éstos climáticos o de usos del territorio (ej. estructuras hidráulicas, urbanización, aprovechamiento agrícola, etc.). Kundzewicz et al. (2005) han seleccionado, a partir de una serie de criterios definidos a priori, un total de 195 series temporales de caudales medios diarios a lo largo del planeta y han concluido que no existen evidencias que soporten la hipótesis del crecimiento continuado de caudales máximos. Igualmente, los autores señalan que hay una discontinuidad entre, las observaciones no concluyentes del incremento de las máximas avenidas y, las proyecciones futuras de incremento en la intensidad de las precipitaciones. Huntington (2006) encontró una importante incertidumbre en las tendencias de diferentes variables hidroclimáticas analizadas debido a que, las evidencias en las

respuestas entre variables y entre regiones del planeta son distintas y, a las deficiencias en cuanto a resolución espacial y temporal de los registros disponibles. A pesar de lo anterior, Huntington (2006) afirma que dichas tendencias observadas son consistentes con una intensificación del ciclo hidrológico durante casi todo el siglo XX, tanto a escala regional como continental, pero que la teoría sobre la respuesta hidrológica a esta intensificación (manifestada en un incremento de la frecuencia e intensidad de las avenidas) no está soportada por la evidencia de los datos analizados. Las anteriores discrepancias descritas muestran que no hay una consistente tendencia espacial entre lluvias extremas y crecidas, lo cual puede ser explicado por el comportamiento altamente no lineal de las lluvias y los caudales, distinto del comportamiento de las temperaturas por ejemplo, además de la clara dependencia de los procesos hidrológicos a las condiciones locales (Blöschl y Montanari, 2010). Las anteriores líneas muestran un debate abierto. Existen discrepancias entre las observaciones científicas y el discurso de algunos sectores de la sociedad, principalmente de autoridades públicas y medios masivos de comunicación. En el contexto de las estrategias relacionadas con el fenómeno de las inundaciones, estas discrepancias entre proyecciones y observaciones pueden ser transferidas en las decisiones políticas, lo cual puede afectar la asignación de presupuestos públicos y la decisión sobre qué medidas implementar para la adaptación a eventuales cambios del régimen climático (Wilby et al., 2008).

Sin perder de vista la anterior discusión, es fundamental fijarse en el desarrollo territorial. En las últimas tres décadas, la proporción de la población mundial que vive en zonas propensas a inundaciones fluviales ha aumentado en un 114% (UNISDR, 2012). Esta situación ha favorecido la ocurrencia de desastres, entendidos éstos como, una seria interrupción en el funcionamiento de una estructura social, la cual no puede ser afrontada mediante el uso de los recursos propios disponibles y con grandes impactos respecto a muertes y daños materiales, económicos y ambientales (UNISDR, 2009). Para el período 1950-2005 en Europa, Barredo (2007) observó que mientras la frecuencia de los eventos hidroclimáticos extremos se encuentra dentro del rango de ocurrencia histórico, existe una tendencia creciente de desastres y daños producidos por inundaciones. Lo anterior puede ser atribuible a que personas y bienes se han venido estableciendo en

zonas propensas a inundaciones en estos últimos años. De hecho, Barredo (2009) realizó un estudio de normalización de datos de pérdidas por inundaciones para el período 1970-2006 en Europa, concluyendo que el incremento en las pérdidas observadas se debe a cambios en los factores socioeconómicos. Del análisis de los registros del Consorcio de Compensación de Seguros para el período 1971-2008 en España, Barredo et al. (2012) han señalado que a pesar de los diferentes niveles de incertidumbre relacionados con los datos analizados, la tendencia creciente de las pérdidas económicas por inundaciones está influenciada por factores socioeconómicos tales como incrementos en el aseguramiento de propiedades expuestas, valor de estos bienes, o la penetración del mercado de las aseguradoras. Del anterior análisis, Barredo et al. (2012) consideran que no hay señal residual alguna para atribuir al incremento de los daños asegurados, el cambio climático, lo cual es consistente con la ausencia de una tendencia creciente de inundaciones en España desde los años 40's. De lo anterior se puede concluir algo que parece obvio, el principal ingrediente desencadenante de desastres o pérdidas por inundaciones es: la exposición de personas y bienes en zonas inundables.

1.1.1. Dimensionando las consecuencias

Una de las formas de obtención de información, de las inundaciones históricas y sus consecuencias para determinados ámbitos geográficos, es por medio de fuentes documentales. Usualmente esta tarea se ha realizado a través de la consulta de diferentes medios escritos, audiovisuales o de transmisión oral. Brázdil et al. (2006) realizaron una interesante revisión del estado del arte sobre la denominada "hidrología histórica" como potencial herramienta en el estudio del riesgo de inundaciones, en donde fuentes básicas de documentación, métodos de recolección de datos y análisis, así como líneas futuras de investigación son discutidas. Con el avance de las tecnologías informáticas y de la navegación por internet, existen hoy en día diferentes bases de datos virtuales, en general de libre acceso, que al estar ya sistematizadas, facilitan la tarea de recolección y tratamiento de la información. Ejemplo de ellas pueden ser, por sus siglas en inglés, CIDI ("Center for International Disaster Information"), EM-DAT ("Emergency Event Database"), DFO ("Darmouth Flood Observatory"), GRIP ("Global Risk Information Platform") o Munich Re's NATHAN ("Natural Hazards Assessment Network") Risk Suite. De estas bases de

datos se pueden extraer, entre otros, los eventos registrados y sus consecuencias, lo cual permite brindar una visión aproximada de la dimensión de las inundaciones catastróficas desde una perspectiva histórica.

Tomando como referencia la versión 12.07 de EM-DAT (2012), es posible observar el número de desastres reportados y sus consecuencias producidas a diferentes escalas espaciales. En esta base de datos, un evento desastroso es registrado si cumple uno o más de los siguientes criterios: i) se han reportado 10 o más muertes; ii) se han reportado 100 o más personas afectadas; iii) se ha declarado el estado de emergencia; o iv) se ha dado un llamado de asistencia internacional. A la escala global se muestra que desde el año 1900 hasta 2010, las inundaciones son en comparación con otros desastres naturales, las que tienen un mayor y creciente número, tanto de eventos registrados, como de personas afectadas (marcos rojos en las Figuras 1-1 y 1-2, respectivamente).

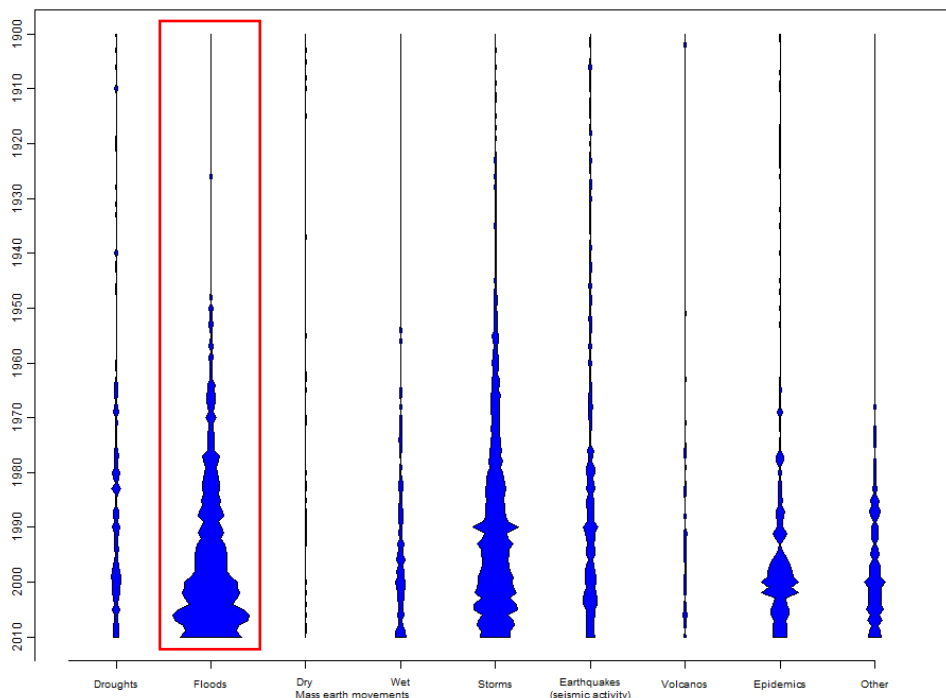


Figura 1-1. Número de desastres naturales reportados en el mundo para el período 1900-2010 (tomado de: EM-DAT, 2012)

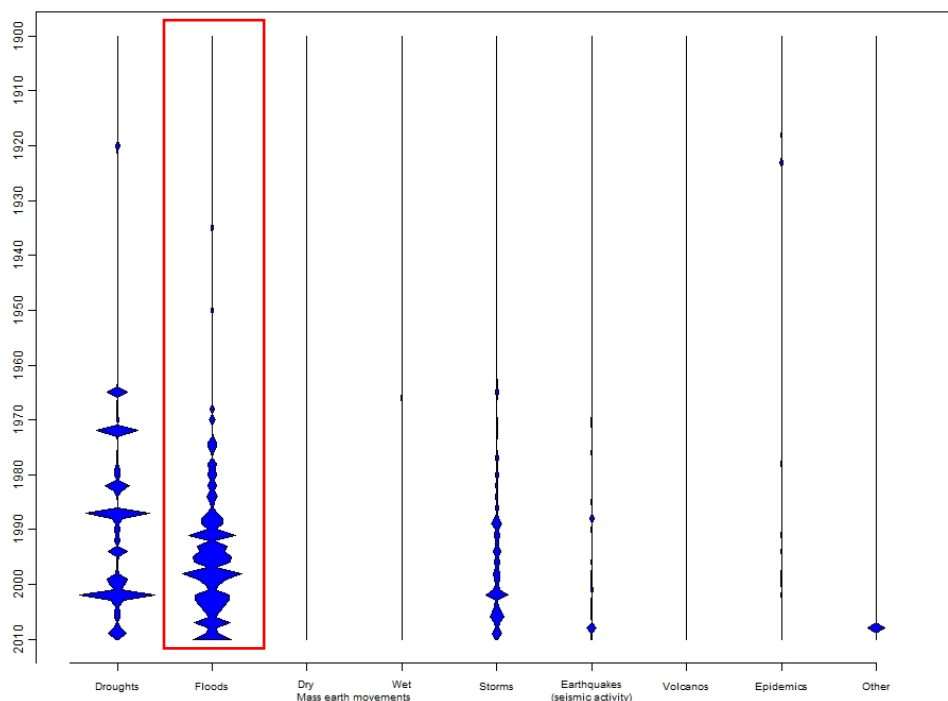


Figura 1-2. Número de personas damnificadas por desastres naturales para el período 1900-2010 (tomado de: EM-DAT, 2012)

Los gráficos presentados anteriormente podrían estar influenciados por diferentes factores de incertidumbre. Por ejemplo, la disponibilidad de datos fiables para los años anteriores al establecimiento de la base de datos. Sin embargo, sobre los criterios establecidos como estándar de clasificación en esta base de datos, la tendencia global, reflejada en las Figuras 1-1 y 1-2, es un significativo indicador.

Tabla 1-1. Registros mundiales de consecuencias de inundaciones entre 1900-2012 (Tomado de: EM-DAT, 2012)

	# de eventos	# de muertes	Personas afectadas	Daños (USDx1000)
África	769	23,568	53,941,022	6,191,277
América	922	103,166	82,971,241	83,589,927
Asia	1613	6,790,718	3,218,295,051	326,111,836
Europa	492	8,840	13,762,161	105,092,649
Oceanía	122	465	920,455	11,603,375

La Tabla 1-1 presenta una síntesis de los principales datos registrados de consecuencias por inundaciones, en los distintos continentes y para el período comprendido entre 1900 y 2012. Para el caso europeo, es relevante la cantidad total de daños producidos en comparación con el número de eventos registrados, valor que lo ubica como el segundo continente con daños reportados después de Asia. Haciendo un análisis comparativo entre los datos registrados de desastres naturales en Europa en la misma base de datos (EM-DAT, 2012), las inundaciones representan el mayor porcentaje del total de desastres naturales con relación a eventos reportados (33%), personas afectadas (36%) y daños (35%). Dentro de los totales reportados, España se encuentra ubicada en el quinto lugar dentro de todos los países del continente en cuanto al peso específico relativo, tanto de eventos reportados y personas afectadas (5%), como de daños producidos (8%). Dicha base de datos tiene reportes de desastres naturales en España desde 1953 hasta la actualidad. Durante este período, las inundaciones son las que mayor número de eventos reporta (33% del total de los desastres naturales) y las que después de las sequías, reportan el mayor número de personas afectadas y de daños cuantificados, 11 y 30 % del total, respectivamente. En la Tabla 1-2 puede verse un detalle de los eventos de inundaciones registrados y sus consecuencias en España, donde se distinguen dos tipologías de inundaciones: generales y relámpago. Las inundaciones generales se refieren a eventos que se producen gradualmente en el tiempo, en contraposición a las relámpago, caracterizadas por avenidas súbitas de corta duración.

*Tabla 1-2. Registros de inundaciones y sus consecuencias en España entre 1953-2012
(Tomado de: EM-DAT, 2012)*

Tipología	# de eventos	# de muertos	Personas afectadas	Daños (USDx1000)
No especificada	10	287	734,700	5,225,000
Relámpago	5	979	600	642,000
General	11	21	13,860	2,298,885

La Tabla 1-2 muestra el efecto devastador –principalmente en vidas humanas- relacionado con las inundaciones relámpago (cerca de un 20% de esta tipología de inundaciones ha ocasionado cerca del 80% de las víctimas fatales), a pesar de la falta de datos descriptivos de más de un tercio de dichos registros (10 de 26 no han sido clasificados).

Igualmente, es necesario mencionar que casi el 100% del número de las muertes reportadas por inundaciones relámpago en la Tabla 1-2, se concentra en dos eventos: el de Barcelona ocurrido en septiembre de 1962 (445 muertos), y el de las provincias de Almería, Granada y Murcia ocurrido en octubre de 1973 (500 muertos). Los anteriores datos no están exentos de inconsistencias, al ser contrastados con otras fuentes. Marco (1995), señaló que el evento de inundación de 1962 en el Vallés (cinturón industrial sub-urbano de Barcelona) totalizó 973 muertes¹ y que dicho evento es un símbolo de los desarrollos urbanos producidos por el éxodo rural, donde las peores condiciones urbanas fueron las más afectadas (la mayoría de las personas vivía dentro del cauce seco de la Riera del Rubí). En el caso de la inundación de 1973, Capel (1974) analizó las características que dieron lugar a este evento catastrófico, señalando un poco más de 100 víctimas en las provincias de Granada, Murcia y Almería². Ayala (2002) cuantifica para esta tipología de inundaciones, un 94% del total de las víctimas producidas por inundaciones en España en el período previo de 50 años. Con datos provenientes de las bases de datos EM-DAT y NATHAN, Barredo (2007) clasificó y cartografió las mayores inundaciones catastróficas presentadas en Europa para el período 1950-2005. De dicho análisis, España está en el segundo lugar de orden por número total de desastres, y está en primer lugar de países afectados por inundaciones de tipo relámpago, las cuáles se presentan con mayor frecuencia en las estaciones verano-otoño. Igualmente, la representación cartográfica presentada por Barredo (2007) muestra que, la mayor parte de inundaciones catastróficas clasificadas en España, están localizadas en el litoral mediterráneo. Gaume et al. (2009) mencionan que a pesar del conocimiento sobre los efectos más dañinos de esta tipología de inundaciones, en comparación con las inundaciones normales, las inundaciones relámpago aún permanecen pobremente documentadas y estudiadas. Desde una base de datos construida para siete regiones hidrometeorológicas a lo largo de Europa, los mismos autores sugieren que las inundaciones relámpago en la región Mediterránea son generalmente más extremas que en las regiones internas del

¹ El 18 de septiembre de 2012, Víctor Solvas reseñaba, en el artículo titulado "El Vallès conmemora el 50 aniversario de la riada del '62" publicado en el periódico "La Vanguardia", lo siguiente: "El crecimiento de los afluentes del Llobregat y el Besòs el 25 de septiembre de 1962 dejó más de 440 muertos y 350 desaparecidos en la comarca".

² En Murcia y Almería, se tiene en la memoria reciente, la nueva catástrofe ocurrida el 28 septiembre de 2012, la cual totalizó 10 víctimas mortales.

continente. Igualmente, en el inventario de datos procesado (período contemplado entre 1946 y 2007), Gaume et al. (2009) han encontrado que en la región mediterránea, estas inundaciones suelen suceder comúnmente durante la estación otoñal, como también lo muestran Benito et al. (2005) de un análisis de crecidas históricas en España. Los anteriores datos pueden ser contrastados con los registrados por el Consorcio de Compensación de seguros (CCS, 2011) para la serie de datos registradas en el Estado Español entre 1971 y 2010, en el que las inundaciones son la principal causa de siniestralidad con un porcentaje del total de las siniestralidades del 62% (73,4% con las causas actuales de siniestralidad que no incluyen la lluvia). Como colofón a estos datos, la primera frase introductoria del Real Decreto de evaluación y gestión de riesgos de inundación (Ministerio de la Presidencia, 2010) sentencia que: *“las inundaciones en España constituyen el riesgo natural que a lo largo del tiempo ha producido los mayores daños tanto materiales como en pérdida de vidas humanas”*.

Dentro de las estadísticas presentadas por el Consorcio de Compensación de Seguros (CCS, 2011), una distribución provincial dentro del Estado muestra que, las provincias de Bizkaia, Gipuzkoa, Madrid, Barcelona, Tarragona, Valencia, Alicante y Málaga, sobresalen en cuanto al total de expedientes y en cuanto a las cuantías pagadas de todas las siniestralidades. Como puede notarse, salvando Madrid, las vertientes litorales (Atlántica y Mediterránea) son las que han reportado más eventos catastróficos. De los estudios históricos realizados por la Comisión Nacional de Protección Civil (CNPC-MOPU, 1988) acerca de inundaciones presentadas en la España peninsular desde el Siglo I ANE (“Antes de Nuestra Era”) hasta 1985, se han registrado un total de 2,588 eventos como se aprecia en la Tabla 1-3.

En el estudio del CNPC-MOPU (1988) se detectaron 1,036 zonas con riesgo potencial, distribuidas según su magnitud en las cuencas hidrográficas como sigue: Ebro (282), Pirineo Oriental (159), Norte (123), Júcar (132), Guadalquivir (104), Tajo (88), Sur (87), Duero (83), Gadiana (60) y Segura (18). Las cifras mostradas en la Tabla 1-3 muestran que, respecto a la frecuencia de ocurrencia de estos eventos, las cuencas mediterráneas cuentan con un importante peso específico dentro del total de la España peninsular. Igualmente dicho estudio concluye que: *“los afluentes naturales de los grandes ríos y en las*

ramblas, rieras y arroyos en los litorales cantábricos y mediterráneo...se producen avenidas relámpago, con caudales sólidos impresionantes, cuyos devastadores efectos suelen agravarse debido a la ocupación abusiva de los terrenos de dominio público en cauces y riberas”.

Tabla 1-3. Inundaciones históricas en España para el período Siglo I ANE-1985 (Adaptado de CNPC-MOPU, 1988)

Cuenca hidrográfica	Inundaciones detectadas (#)	% del Total	Período cubierto por la investigación
Norte	150	6%	1522-1983
Duero	297	11%	Siglo I ANE - 1985
Tajo	159	6%	1420-1979
Guadiana	149	6%	620-1985
Guadalquivir	524	20%	Siglo I ANE - 1985
Sur	162	6%	1544-1982
Segura	214	8%	1482-1982
Júcar	217	8%	1088-1983
Ebro	554	21%	Siglo I ANE - 1985
Pirineo Oriental	162	6%	1483-1983

Del análisis de series temporales de crecidas de los últimos 2,500 años en España, Benito et al. (2005) han concluido que, los diferentes cambios de tendencias, tanto en la frecuencia, como en la magnitud de las crecidas, se deben principalmente a los períodos de transición climática. Se resaltan en el área mediterránea, el incremento y severidad de estas crecidas entre los años 1580-1620 y 1840-1870. Para la misma región, Benito et al. (2005) han observado una fuerte irregularidad en los patrones, con aumentos del fenómeno de gota fría en los años 80’s, con una posterior reducción en la siguiente década, pero acompañados a su vez de un aumento de las lluvias de tipo convectivo. Los mismos autores apuntan que la complejidad del clima mediterráneo, con relación a las inundaciones, no ha permitido mayores avances en índices válidos para la predicción de escenarios de cambio climático. Sin embargo, afirman que resulta probable que el incremento de las temperaturas durante los meses de verano, puede favorecer la generación de tormentas convectivas muy localizadas, afectando cuencas pequeñas, lo que podría desencadenar inundaciones relámpago. Ayala (2002) plantea que, las consecuencias producidas por las inundaciones relámpago en estas áreas, es producto de varios factores como la orografía, el clima y la alta densidad poblacional localizada en las áreas propensas a inundaciones. Camarasa y Segura

(2001) consideran como origen de esta tipología de inundaciones, la combinación de las características físicas de las cuencas, con las de las lluvias a las cuales están sometidas. Como señalan las autoras, estas cuencas de meso-escala (<1,000km²) tienen fuertes pendientes, amplios valles aluviales, cauces cortos y trezados con lecho rocoso y con secciones transversales estrechas en cabecera y amplias en la desembocadura; en general la vegetación es poco densa, los suelos poco profundos con sustratos permeables, encontrándose en ocasiones formaciones kársticas.

El anterior análisis permite dejar en claro dos cuestiones respecto de las inundaciones en España: i) el principal factor desencadenante de desastres es de origen socioeconómico; ii) las inundaciones con grandes consecuencias negativas se concentran principalmente en el área mediterránea, con preponderancia en inundaciones de tipo relámpago en cuencas de meso-escala (con probabilidades de incremento en su frecuencia de presentación). Se pone de relieve entonces, la urgencia de analizar este tipo de fenómenos en su adecuado contexto, es decir, teniendo en cuenta las características hidroclimáticas de las cuencas mediterráneas para esta escala de análisis, así como también, las características preponderantes de la estructura socioeconómica.

1.1.2. Cambio de paradigma

Durante casi todo el siglo pasado, la causa de los desastres por inundaciones era asociada principalmente a su origen hidroclimático. El enfoque predominante para evitar nuevos posibles daños en áreas inundadas, era la implementación de medidas “protectoras” para “luchar contra las inundaciones”. Estas medidas intervenían directamente en el comportamiento hidrológico e hidráulico de las cuencas mediante obras civiles tales como: cambios en el trazado natural de los cauces fluviales, canalizaciones, diques, presas, obras de drenaje, trasvases, entre otras. En general, este tipo de medidas obedecía a un enfoque reactivo: una vez ocurrido un evento catastrófico, éstas se construían para “evitar nuevos daños” en la misma localización. La sensación de seguridad que este tipo de medidas generó a las sociedades, alentó a nuevas ocupaciones de zonas inundables incrementando con ello las posibilidades de nuevos y mayores daños. Hashimoto et al. (1982) alertaban de los imprudentes desarrollos socioeconómicos en áreas parcialmente protegidas por presas o muros

debido a la imagen y sensación de seguridad que éstas ofrecían, lo cual traía como consecuencia nuevas áreas susceptibles de daños potenciales, ya fuese debido a inundaciones y/o por el fallo en dichas estructuras. La efectividad de este enfoque de “protección total” entro en cuestionamiento en los últimos años. A pesar de las grandes inversiones en “obras de protección”, los daños no pararon de incrementar. Por ejemplo, Plate (2002) analizó diferentes experiencias a nivel mundial sobre medidas de protección en función de las tipologías de inundaciones, sus éxitos y fallos, mencionando que en tiempos modernos, la rotura de diques ha causado algunos de los mayores desastres en el mundo.

Para el caso del territorio español, *“el enfoque tradicional consistente en plantear y ejecutar soluciones estructurales, como la construcción de presas, encauzamientos y diques de protección, se han revelado en determinados casos insuficientes, por lo que ha sido complementado en las últimas décadas con actuaciones no estructurales, tales como planes de protección civil, implantación de sistemas de alerta, corrección hidrológico-forestal de las cuencas y medidas de ordenación del territorio, para atenuar las posibles consecuencias de las inundaciones. Este último tipo de actuaciones son menos costosas económicamente y a la vez menos agresivas medioambientalmente”* (Ministerio de la Presidencia, 2010). Varios ejemplos de casos insuficientes pueden ser citados. Uno de los más representativos, por su dimensión humana, puede ser la catástrofe de Biescas en 1996, la cual se debió principalmente a la ubicación que tenía el campamento destruido por la riada. La serie de medidas emprendidas en esta cuenca torrencial (restauraciones hidrológico-forestales, presas para sedimentos, canal artificial) han generado una falsa sensación de seguridad que permitió la construcción del campamento justo en el abanico aluvial del barranco de Arás (18.8 km²). Como concluyen White et al. (1997), uno de los principales factores originarios de la riada fue, la tormenta de alta intensidad que se presentó, pero recuerdan que este tipo de eventos ocurre cada año en las cuencas pirenaicas de similar topografía, característica que también fue obviada por los distintos agentes involucrados en la construcción del campamento. Un ejemplo de inadecuada gestión de presas, es el caso de la rotura de la presa de Tous debido a la gran crecida del río Júcar el 20 de octubre de 1982. Como lo recuerda Marco (2006), en aquel momento no existían planes de defensa sistemática,

protocolos de gestión, ni protección civil, y el gobierno de Valencia realizaba aquella noche las labores de evacuación de acuerdo con el nombre de los municipios y su localización sobre un mapa provincial a escala 1:200,000. Un ejemplo ilustrativo de la situación actual en algunas partes del territorio español es el caso de la cuenca hidrográfica del Segura. Pérez y Gil (2012) presentan un desarrollo histórico de “planes de defensa contra” las inundaciones en esta cuenca, los cuales tienen puntos de cambio en las catástrofes ocurridas, siempre en octubre, de 1879, 1948 y 1973. Según los autores, dichas acciones cumplen un patrón característico: una vez ocurrida la catástrofe, se valora que las medidas existentes son inadecuadas, y se emprenden medidas de defensa capaces de soportar las características de la avenida asociada a esta última catástrofe. A pesar de la recurrencia de las avenidas en estas cuencas, la realidad ha venido demostrando lo inadecuado del planteamiento y su persistencia en el tiempo. Pérez y Gil (2012) recuerdan que las inundaciones de agosto de 2010 en el municipio de Águilas (Murcia), revelan que nos encontramos frente un problema conocido al cual se le puede acuñar el dicho popular del “segundo tropezón con la misma piedra”. Igualmente, los recientes eventos de septiembre de 2012 en toda la región así lo confirman³. Lo inadmisibles es que debido a las deficiencias en los enfoques que se adoptan, se sigan presentando graves repercusiones sociales. En este último caso de 2012, se registraron diez muertos.

El agotamiento del paradigma de la “protección contra inundaciones” ha venido dando paso al de la “gestión del riesgo”, en el entendido que no hay protección total, las acciones a seguir deben estar en continua evaluación y éstas se deben establecer más allá de las esferas técnicas e institucionales. Igualmente, las estrategias a seguir para la reducción del riesgo deben estar adaptadas, indisolublemente, tanto al territorio, como al contexto social. En lo transcurrido de este siglo, dicho cambio ha traído consigo una explosión exponencial de proyectos de investigación, publicaciones científicas, así como de nuevos marcos legislativos. Diferentes sectores de la sociedad se han venido implicando y las relaciones ciencia-tecnología se han venido fortaleciendo. Se tienen como precedentes, el Decenio Internacional para la Reducción de Desastres Naturales que culminó con el

³http://www.eldiario.es/sociedad/Lorca-riada-negligencias-urbanismo_0_55644521.html

establecimiento, en diciembre de 1999, de la secretaría de la Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres (ISDR) mediante la resolución de la Asamblea General de Naciones Unidas 54/219. Con ello aparecieron acciones como: el “Marco de Acción de Hyogo para el 2005–2015: Aumento de la resiliencia de las naciones y las comunidades ante los desastres”⁴; la Iniciativa Internacional de Inundaciones⁵, así como el Programa Asociado de Gestión de Crecidas⁶. En el ámbito de la Unión Europea se promovieron proyectos como la red europea de programas de investigación en inundaciones ERANET-CRUE, el proyecto FLOODsite, o iniciativas dentro de la iniciativa INTERREG para proyectos integrados de gestión de inundaciones (ej. proyecto IRMA para los ríos Rin y el Mosa o el SCALDIT para el río Escalda). Igualmente son de gran relevancia, tanto la Directiva Europea de evaluación y gestión de los riesgos de inundación expedida en octubre de 2007 (Parlamento Europeo y Consejo de la UE, 2007), como su transposición al Estado Español mediante el Real Decreto 903 expedido en julio de 2010 (Ministerio de la Presidencia, 2010). En este marco, se pretende lograr el objetivo de reducir de manera efectiva las consecuencias negativas de las inundaciones a escala de cuenca hidrográfica (o unidad de gestión), centrándose en un enfoque de prevención-protección-preparación, mediante una cadena secuencial de instrumentos concretos como: i) evaluación preliminar del riesgo para la localización de zonas inundables, en las cuales se deben implementar, ii) mapas de peligrosidad y de riesgo; y iii) planes de gestión del riesgo.

1.1.3. Gestión del riesgo

Debido al reciente cambio de paradigma, el concepto de *gestión del riesgo* ha venido en constante evolución. Como lo apunta el Programa Asociado de Gestión de Crecidas de la Organización Meteorológica Mundial y la Asociación Mundial para el Agua (OMM, 2006), este nuevo enfoque “*procura integrar el desarrollo de los recursos terrestres e hídricos de la cuenca de un río*” para “*gestionar crecidas sobre la base de los principios de gestión de riesgos a fin de maximizar la utilización eficaz de las llanuras de inundación y, al mismo tiempo, minimizar la pérdida de vidas como consecuencia de las inundaciones*”. Esta declaración de intenciones apunta sobre la necesidad de la ordenación territorial

⁴ <http://www.unisdr.org/we/coordinate/hfa>

⁵ <http://www.ifi-home.info/>

⁶ <http://www.apfm.info/>

desde un punto de vista integrado, recurso hídrico-territorio-sociedad, a través de una combinación adecuada de estrategias, y desde un enfoque participativo de los diferentes actores involucrados.

El emergente paradigma ha traído consigo discrepancias en su conceptualización. Samuels et al. (2009) señalan que las diferencias culturales en las numerosas regiones de Europa, influyen en la percepción de científicos, la sociedad, las administraciones públicas y sus políticas. Lo anterior pone su impronta a la hora de realizar las traducciones en las diferentes lenguas de los conceptos envueltos en la gestión del riesgo, principalmente derivados del lenguaje anglosajón. Para evitar dicho enredo epistemológico, se han dado respuestas en la definición de conceptos a diferentes niveles institucionales. De ello pueden dar cuenta, el artículo 2 de la directiva europea de inundaciones (Parlamento Europeo y Consejo de la UE, 2007) o el artículo 3 del decreto de inundaciones en España (Ministerio de la Presidencia, 2010) el cual es mucho más extenso en definiciones. Igualmente, se intentó homogeneizar el lenguaje en Europa, con iniciativas como el reporte presentado en el proyecto europeo FLOODsite (Samuels et al., 2009) y a la escala global con sus respectivas traducciones adecuadas en la “Terminología sobre reducción del riesgo de desastres” dado por el respectivo programa de Naciones Unidas (UNISDR, 2009). En las referencias citadas, el riesgo viene definido de manera consensuada como “*la combinación de la probabilidad de que se produzca un evento de inundación y sus posibles consecuencias negativas*”. La anterior definición de riesgo es la utilizada en el presente documento.

En el contexto global, UNISDR (2009) define la gestión del riesgo de desastres como: el proceso sistemático de acciones para ejecutar políticas y fortalecer las capacidades de enfrentamiento, con el fin de reducir el impacto adverso de la amenaza y la posibilidad de que *ocurra un desastre*, donde la *amenaza* es un fenómeno, situación, sustancia o actividad peligrosa que puede ocasionar daños. En términos concretos, la gestión del riesgo de inundaciones en una determinada sociedad, puede ser definida como un proceso continuo y holístico de análisis, valoración y reducción del riesgo (Schanze, 2006). Esta última definición, brinda la noción de un sistema dinámico que debe ser analizado, tanto en el conjunto de sus componentes, como en las transformaciones que éstos van experimentando. Las cuencas

hidrográficas son sistemas cambiantes debido a la influencia de procesos biofísicos y socioeconómicos. La respuesta a estos cambios obedece al sistema de valores sociales preponderantes, lo cual puede inducir a reorientar prioridades a los problemas que van surgiendo (Plate, 2002). Aquí, la cuenca hidrográfica es entendida como un sistema en donde sus diferentes componentes están interrelacionados en tiempo y espacio. Los componentes del sistema “medio ambiente”, son en este trabajo los definidos en las ciencias ambientales como medio físico (biótico, abiótico y perceptual) y socioeconómico (social, cultural y económico).

En cuanto a las fases de desarrollo del proceso de gestión, se pueden encontrar diferencias en la forma de abordar su clasificación. Por ejemplo, Plate (2002) identificó tres niveles de acción: i) *operacional*: referido a la gestión del riesgo de un sistema existente, lo cual incluye aspectos tales como, análisis, mantenimiento, preparación, respuesta y recuperación después de una inundación; ii) *planeamiento*: referido a que, en la medida en que un sistema no está adecuado a las necesidades de las gentes, es necesario revisarlo para su mejora; dicho proceso comprende las fases de evaluación del riesgo (análisis, mitigación y preparación) como información base para la siguiente; iii) *ingeniería de toma de decisiones*: la cual establece un análisis coste-beneficio del cual se obtiene un diseño óptimo entre posibles alternativas. Por otro lado, Schanze (2006) identificó tres tareas: i) *análisis*: provee información sobre los riesgos de inundación pasados, presentes y futuros sobre la base de la determinación de la peligrosidad, la vulnerabilidad y el riesgo mismo; ii) *valoración*: que está relacionada con su percepción y ponderación en términos de costos-beneficios; y iii) *reducción*: intervenciones que potencialmente pueden disminuir el riesgo. Dada la dimensión territorial del riesgo y desde un punto de vista de análisis sistémico, es importante definir las condiciones de contorno, que para el caso de los sistemas fluviales, están determinadas por las escalas espaciales de análisis. En términos metodológicos, una clasificación útil puede ser la presentada por Messner et al. (2007) en el contexto de la determinación de los daños, tal como sigue: i) *micro-escala* para metodologías orientadas a objetos (ej. viviendas familiares, edificios); ii) *meso-escala* para metodologías que agregan unidades de usos del suelo (ej. urbano, industrial, comercial); y iii) *macro-escala* para considerar unidades administrativas (ej. municipios, países). En este

trabajo se ha adoptado la propuesta esquemática del ciclo básico de la gestión del riesgo dada por Schanze (2006), la cual enlaza sus tareas y componentes con la orientación para la toma de decisiones y el desarrollo de procesos, sobre la base de información científica y experimentada. Para brindar una dimensión espacial, el esquema original se ha modificado para introducir el factor “nivel de gestión”, el cual está relacionado con la escala de análisis, de acuerdo a la clasificación presentada anteriormente desde Messner et al. (2007). Igualmente, se han cambiado las componentes que definen el riesgo de acuerdo a la definición dada en este documento. Un desarrollo conceptual más amplio puede verse en el segundo capítulo, de acuerdo con la definición del problema de investigación.

La Figura 1-3 muestra la estructura general del ciclo de gestión del riesgo. Cada fase de esta estructura, se encuentra interrelacionada con las otras, y está en función del nivel de gestión (escala de análisis) así como de las decisiones que se puedan tomar a dicho nivel. Por ejemplo, la fase de análisis de la situación actual demanda un análisis de la situación futura que contemple estrategias para la reducción del riesgo. Dicho análisis puede ser valorado mediante un análisis coste-beneficio el cual puede rechazar las estrategias analizadas, demandando el análisis de otras alternativas. Por otro lado, cada nivel de gestión vincula multiplicidad de actores con sus respectivas percepciones, prioridades y responsabilidades. No es lo mismo tomar decisiones en una cuenca hidrográfica transnacional, que las derivadas para un núcleo poblacional dentro de una pequeña cuenca⁷. Además, según el nivel de gestión, los objetivos, requerimientos de información, métodos y actores son diferenciados para cada fase y sus respectivos componentes.

⁷ Una propuesta metodológica que integra estas diferencias de escalas, actores y situaciones puede verse en Hutter (2006).

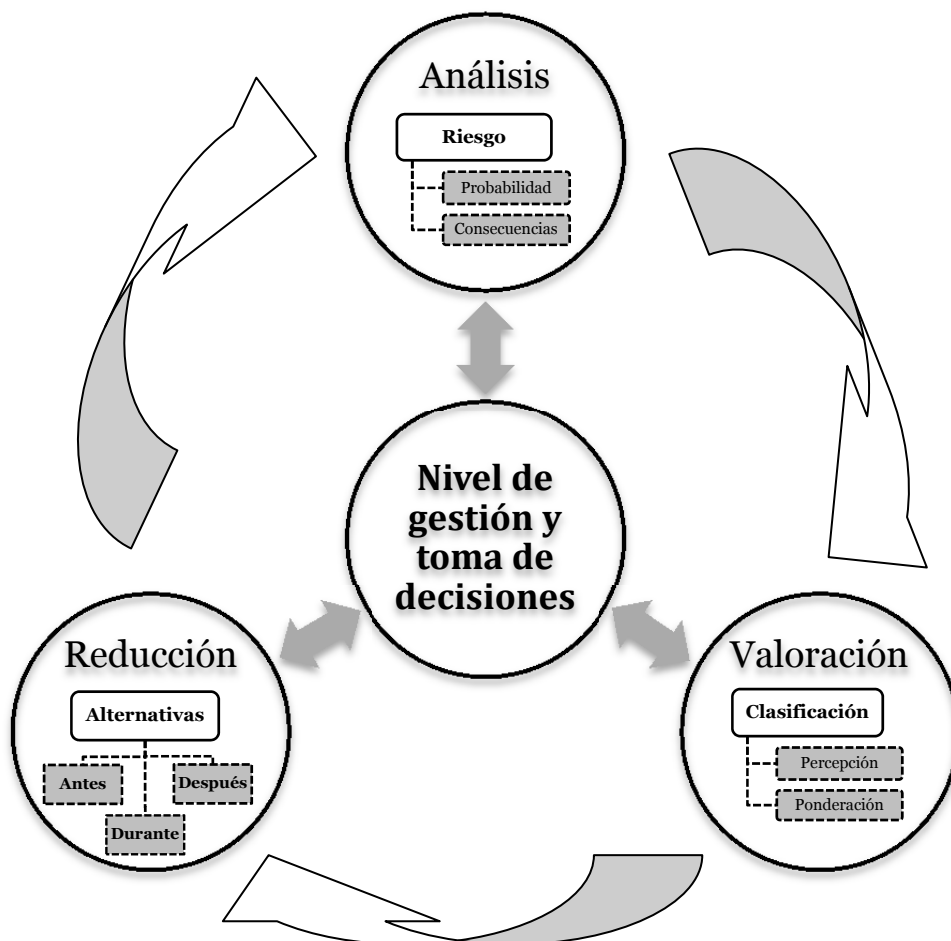


Figura 1-3. Estructura, fases y componentes de la gestión del riesgo de inundaciones (Modificado de Schanze, 2006)

1.2. Problema de investigación

Sobre la base de la información analizada en los anteriores apartados de este capítulo, se ha identificado la urgencia de analizar las inundaciones en cuencas mediterráneas de meso-escala en el contexto del nuevo paradigma de gestión del riesgo. En tal sentido, es necesario evaluar los métodos disponibles para este análisis, de acuerdo con cada una de las variables que definen el riesgo. Es decir, la cuantificación de la probabilidad de que se produzca un evento de inundación y sus

posibles consecuencias negativas, así como los instrumentos para la gestión de esta situación, como pueden ser los mapas de peligrosidad y riesgo, así como estrategias para su reducción.

Desde el punto de vista de la ordenación territorial, está claro que la cuenca hidrográfica es la unidad de gestión básica, consideración establecida, tanto por las directivas europeas del agua y de inundaciones, como por sus respectivas transposiciones a la normativa española. Sin embargo, como lo menciona Marco (2006), en el caso de la legislación española esto ya era un principio arraigado. A lo anterior hay que añadir que dentro del ámbito de la cuenca hidrográfica, la ordenación del territorio y el riesgo de inundaciones, la unidad de gestión básica apunta hacia el conjunto: cuenca de aportación-zona inundable. Como se ha introducido en el apartado de gestión del riesgo, el nivel de gestión es crucial y está interrelacionado con todas sus componentes. Messner et al. (2007) establecen que la escala o nivel espacial de estudios de evaluación de daños, como soportes de decisión, están fuertemente correlacionados, tanto con los niveles de gestión, como con sus objetivos específicos (Tabla 1-4), pero que sin embargo, el nivel de precisión depende de las circunstancias específicas dentro de cada análisis. Hall et al. (2003) mencionan que un sistema soporte de decisiones debe ser hecho a medida para reunir las necesidades específicas de quienes van a decidir sobre ellas, teniendo en cuenta criterios como: i) precisión de la información requerida; ii) fiabilidad; iii) alcance espacial; iv) tiempo requerido de la decisión; v) escala de tiempo en la que la decisión puede aplicarse; y vi) aptitud técnica de los interesados. Paquier (2006) menciona que la experiencia ha venido demostrando que la escala de trabajo más conveniente para involucrar la toma de decisiones sobre la implementación de medidas de reducción del riesgo a largo plazo es la escala de cuenca. En tal sentido, Hall et al. (2003) sugieren que para esta escala se espera una precisión aproximada de la información la cual permita distinguir un amplio rango de opciones. Sin embargo, desde la perspectiva de la cuantificación del riesgo, los niveles alcanzados por la inundación a escala local son decisivos en los daños ocurridos, por lo que un alto nivel de detalle es un aspecto fundamental en la confiabilidad de la determinación del riesgo y de su representación cartográfica (Büchele et al., 2006). De lo anterior se puede extraer una conclusión práctica, las áreas de una cuenca hidrográfica donde existe riesgo potencial de

inundación delimitan la unidad de gestión básica: la zona inundable y su cuenca vertiente; donde las repercusiones negativas en el funcionamiento del sistema aguas abajo, deben ser evitadas, en la medida de lo posible.

Tabla 1-4. Requerimientos de metodologías de evaluación de daños (Adaptado de Messner et al., 2007)

Escala	Tamaño del área de investigación	Nivel de gestión	Precisión demandada y cantidad requerida de recursos por unidad de área y de datos de entrada
Macro	(inter-) nacional	Políticas	baja
Meso	regional	Estrategias	media
Micro	local	Medidas individuales	alta

En función de los niveles de gestión definidos en la Tabla 1-4, una visión integrada de la gestión del riesgo de inundaciones debe involucrar, de manera explícita, las interrelaciones entre los niveles de gestión, su análisis, valoración y efectividad, dentro de un contexto cambiante (Hall et al., 2003). Un aspecto fundamental en esta visión, es la posibilidad de involucrar metodologías cuantitativas así como la visualización espacial de los mismos. Merz et al. (2007) mencionan que son raros los mapas que involucren, información sobre las posibles consecuencias de inundaciones o, información que ayude a mitigar los daños. De Moel et al. (2009) concluyen también que, aún siguen siendo raras las tipologías de mapas que involucran el análisis de medidas de gestión.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, se hace necesario plantear una metodología de análisis del riesgo de inundaciones en términos cuantitativos, la cual permita trabajar en la meso-escala con un nivel mínimo de gestión de estrategias de mitigación, tal como se estableció en la Tabla 1-4. Debido a que los resultados de los análisis integrados de riesgo influirán en la toma de decisiones futuras, las cuales pueden ir desde la implementación de medidas de mitigación hasta la misma ordenación del territorio, es deseable la mayor precisión posible. Cualquier decisión de esta índole conlleva a diferentes repercusiones tanto en el medio físico como en el socioeconómico. El desarrollo de técnicas avanzadas de análisis de inundaciones permitirá una

implementación racional de medidas apropiadas (Rossi, 1994). A la luz de lo expuesto anteriormente, surgen varios interrogantes:

- ¿Qué metodologías de análisis del riesgo hay disponibles a la escala de trabajo?
- ¿Cómo integrar los avances científicos en el análisis de las variables que componen el riesgo?
- ¿Qué tipo de medidas implementar?
- ¿Cómo vincular la planificación de estas futuras medidas al análisis de riesgo?

1.3. Alcance

Frente a las preguntas planteadas, esta tesis doctoral pretende aportar un enfoque metodológico práctico para el análisis y la reducción del riesgo de inundaciones mediante el aprovechamiento de tecnologías disponibles y los resultados disponibles de las emergentes investigaciones, haciendo principal énfasis en aquellas que pueden tener acceso libre y gratuito. Esta última consideración intenta brindar un enfoque que sea útil, sin que el coste sea una limitación para ello, pero que a su vez el nivel de incertidumbre en los resultados sea el mínimo posible. Al respecto, la Directiva Europea de inundaciones insta a que *“Los Estados miembros deben basar las evaluaciones, mapas y planes en «mejores prácticas» y «mejores tecnologías disponibles» adecuadas que no entrañen costes excesivos en el ámbito de la gestión del riesgo de inundación”*. Si bien la metodología se plantea a la medida del problema práctico a resolver, ésta puede brindar un soporte científico-técnico sólido para similares problemáticas en otras cuencas hidrográficas, en la perspectiva de su integración en los planes de gestión del riesgo de inundaciones.

Debido a que el proceso de gestión involucra diferentes objetivos en sus fases de desarrollo y en la posterior toma de decisiones, diferentes disciplinas científicas actúan y se interrelacionan con los actores sociales y sus instituciones. Sobre la base del problema de investigación planteado y desde el marco de la Ingeniería Hidráulica y Medioambiental, esta tesis se delimita principalmente a las fases *análisis y reducción del riesgo* dentro del ciclo de gestión, en la medida en que la fase de *valoración* introduce una visión amplia y en desarrollo,

en donde el cuerpo grueso lo lideran las ciencias sociales y económicas. A pesar de ello, algunas líneas de aproximación se esbozan en este trabajo, debido a que estas tareas necesariamente están conectadas en el proceso cíclico de la gestión, como se advierte en la Figura 1-3.

1.4. Hipótesis

El surgimiento del nuevo paradigma de la “Gestión del Riesgo de Inundaciones” ha traído un importante avance científico-técnico tanto en su conceptualización como en la definición de sus variables. Adoptando la clasificación realizada por Schanze (2006), se plantean tres fases diferenciadas: i) análisis; ii) valoración y iii) reducción. Con este marco, es posible plantear una metodología idónea para la fase de análisis de una zona inundable y su cuenca de aportación, soportándose en la experimentación a través de los recientes avances en la modelación hidrológica e hidráulica, así como de la estimación de las consecuencias negativas. Con dicha metodología es posible *analizar* tanto el riesgo en situación actual como el que se podría generar con la implementación de estrategias de *reducción* de carácter preventivo. De esta manera se pueden proporcionar informaciones útiles, con un nivel de precisión aceptable, las cuales pueden soportar posteriores análisis para la toma de decisiones dentro del ciclo de gestión. Este enfoque involucra *análisis y reducción* como un proceso dinámico, lo cual puede brindar elementos para el proceso de *valoración*, estando esta última fase fuera del alcance de esta tesis.

Para soportar la hipótesis planteada, se tiene al alcance una gran cantidad de bibliografía científica, sumada a herramientas computacionales potentes que facilitan el cálculo matemático. Dentro de éstas, hay que destacar que en los últimos años se han venido dando aportes importantes dentro del Grupo de Investigación de Modelación Hidrológica y Ambiental de la UPV dentro de las siguientes líneas de investigación:

- Generación de series sintéticas de precipitaciones.
- Modelación hidrológica distribuida.
- Modelos estadísticos multivariados.
- Modelación numérica del flujo desbordado 2D.

- Generación de mapas de peligrosidad y riesgo de inundación mediante técnicas SIG.
- Análisis de daños y estimación de la vulnerabilidad frente a inundaciones.

El tratamiento integrado de los avances dados en las líneas anteriormente mencionadas, posibilita plantear una metodología adecuada para el análisis detallado a un nivel de precisión medio-alto de una zona con riesgo potencial de inundación, la cual puede ser una herramienta útil y eficaz para los planes de gestión del riesgo de aquellas áreas del territorio que requieran niveles de análisis similares.

1.5. Objetivos

1.5.1. General

Plantear una metodología de análisis del riesgo de inundaciones a la meso-escala, utilizando las herramientas matemáticas avanzadas más idóneas para el análisis de las variables involucradas y su combinación mediante un sistema de información geográfico. Sobre esta base, se plantea aplicar la metodología a un caso de estudio específico, adaptándola para el análisis de estrategias de reducción del riesgo mediante medidas preventivas que se pueden clasificar dentro del concepto de “mejora de la retención de aguas”, concepto también conocido como “retención de agua en el territorio”.

1.5.2. Específicos

- Realizar una evaluación crítica del estado del arte sobre el análisis de las variables que componen el riesgo, buscando una conceptualización y adecuación metodológica apropiada a la escala de trabajo del caso de estudio.
- Analizar el estado del arte de estrategias para la reducción del riesgo de inundaciones que puedan ser aplicables en el caso de estudio, sobre la base de medidas de mitigación de tipo preventivo que atiendan al concepto de “mejora de la retención de aguas” sugerido en la actual normativa.
- Identificar una cuenca mediterránea de meso-escala que haya tenido consecuencias negativas por inundaciones históricas en la cual se pueda experimentar la metodología propuesta.

- Aplicar la metodología propuesta para analizar el riesgo en situación actual para el caso de estudio.
- Adaptar la metodología propuesta para analizar el riesgo en los diferentes escenarios futuros propuestos.
- Comparar la eficacia de las medidas propuestas en términos de la reducción, tanto de la peligrosidad, como del riesgo.

1.6. Estructura de la tesis

El diseño de la investigación está adecuado a la tipología aplicada y ha sido estructurado en las siguientes cuatro fases: i) análisis crítico del estado del arte; ii) caracterización del caso de estudio; iii) propuesta metodológica y aplicación; y iv) elaboración del documento de tesis.

De acuerdo con las fases propuestas, el documento ha sido redactado de la siguiente manera. El capítulo 2 presenta el estado del arte de los conceptos y metodologías involucrados en el *análisis del riesgo* y sus principales componentes. El capítulo 3 aborda la conceptualización y estrategias para la *reducción del riesgo*, teniendo en cuenta las actuales recomendaciones legislativas y tendencias en Europa. Los dos siguientes capítulos presentan una propuesta metodológica basada en la síntesis encontrada en los dos capítulos anteriores, teniendo en cuenta el caso de estudio a aplicar. El capítulo 4 versa sobre la metodología aplicada en la fase de *análisis del riesgo*, comprendiendo una descripción de la cuenca de estudio (la “Rambla del Poyo” ubicada en la provincia de Valencia, España), la información recopilada, las diferentes metodologías empleadas para la estimación de las variables involucradas, así como la presentación de los respectivos mapas de peligrosidad y riesgo. El capítulo 5 presenta la metodología anterior, adaptada para la fase de *reducción del riesgo* mediante la implementación de medidas que en las normativas, Europea y Española, se denominan como “mejora de la retención de aguas”, las cuales coinciden con las medidas denominadas, en el contexto científico-técnico, como de “retención de agua en el territorio”. En el capítulo 6 se discuten los resultados encontrados en el caso de estudio, tanto para la fase de análisis como para la de reducción, así como la efectividad de las medidas de mitigación propuestas, las potencialidades y limitaciones del enfoque. El capítulo 7 brinda una síntesis de las conclusiones

encontradas, las recomendaciones que surgen y las líneas de investigación futuras necesarias para complementar esta tesis doctoral.

2. METODOLOGÍAS PARA EL ANÁLISIS DEL RIESGO DE INUNDACIONES

Como recuerda Plate (2002), el análisis del riesgo de inundaciones es la base para la toma de decisiones sobre el mantenimiento y mejora de un sistema fluvial. En tal sentido, esta fase del ciclo de gestión es una de las fundamentales y prioritarias, ya que representa el análisis de las condiciones actuales, punto de referencia para el establecimiento de futuras actuaciones. El presente capítulo aborda una revisión del estado del arte sobre los componentes de esta fase del ciclo de gestión. Dadas las diversas acepciones que se han encontrado sobre las variables involucradas para esta tipología de análisis, se presenta de manera introductoria una conceptualización básica. Posteriormente se abordan algunas metodologías disponibles para la escala de trabajo del caso a estudiar. Es decir, para cuencas de aportación de meso-escala (superficie menor a 1,000 km²) y sus zonas inundables. Para ello, la revisión ha sido organizada secuencialmente en función de las variables que definen el riesgo. Se empieza con los métodos utilizados para analizar las características físicas de la inundación y la definición de la peligrosidad. Seguidamente se analizan los métodos para cuantificar las consecuencias negativas en la dimensión de la vulnerabilidad económica. El capítulo finaliza con los métodos disponibles para la integración de las variables y la determinación del riesgo, así como su expresión cartográfica.

2.1. Conceptos básicos

Atendiendo a la definición del riesgo ya introducida en el primer capítulo, se perciben dos variables que combinadas entre sí la componen: i) la probabilidad de que se produzca un evento de inundación de determinadas características en un área determinada, y ii) las posibles consecuencias negativas que se pueden producir debido a la ocurrencia de este evento. La Figura 2-1 es la adaptación del modelo conceptual denominado SPRC por sus siglas en inglés de "Source-Pathway-Receptor-Consequence" (Schanze, 2006). Dicho

modelo conceptual es útil para representar sistemas y procesos en los cuales una secuencia de factores concurre desde un origen hasta unas consecuencias. Sobre dicho modelo (Figura 2-1), Samuels et al. (2009) plantean que para que exista un riesgo, debe existir una amenaza y una cadena secuencial de elementos: i) *origen*: precipitaciones extremas en forma de lluvia y/o nieve, rotura de presas o cualquier obra hidráulica de defensa; ii) *trayectoria*: desbordamiento del cauce fluvial, onda de crecida, recorrido de la inundación, flujos que desbordan la capacidad de las obras de protección; iii) *receptor*: habitantes, bienes o entorno ambiental localizados en las zonas de inundación; iv) *consecuencias*: las afectaciones que son experimentadas por los receptores. Los mismos autores señalan que el riesgo está asociado a una serie de elementos a tener en cuenta para su evaluación, como pueden ser la naturaleza y probabilidad de la amenaza, así como las características del receptor que delimitan las posibles consecuencias.

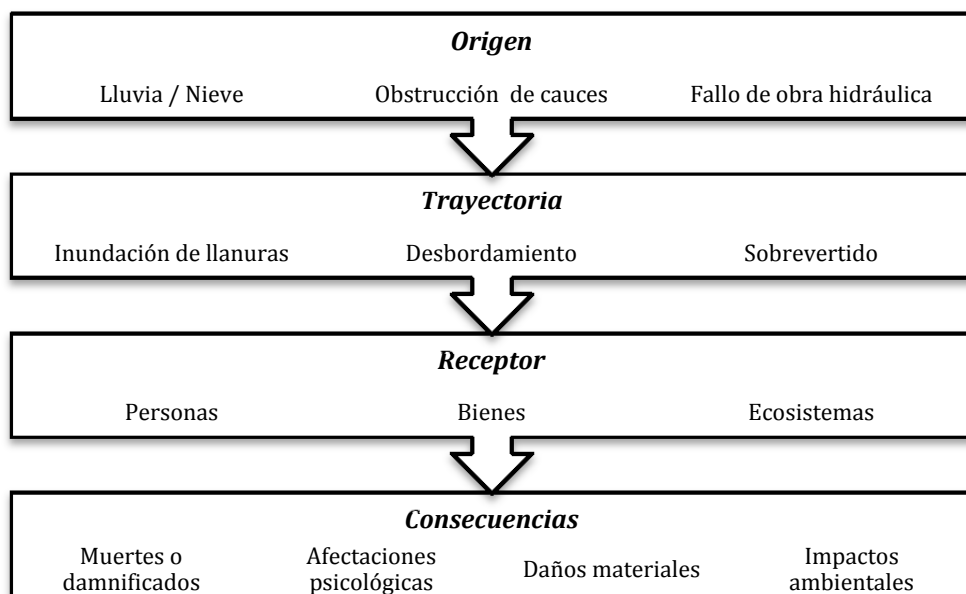


Figura 2-1. Modelo conceptual del proceso de inundación dentro de un sistema de cuenca hidrográfica (modificado de Samuels et al., 2009)

De la Figura 2-1 se pueden extraer dos cadenas secuenciales de factores produciendo el proceso físico, factores que a su vez están interrelacionados con las consecuencias. Si se tienen sólo en cuenta los aspectos relacionados con el medio físico, están los factores “naturales”,

como pueden ser las lluvias torrenciales o el deshielo (origen), los cuales al precipitarse en el terreno activan diversos procesos hidrológicos e hidráulicos que pueden desencadenar la inundación (trayectoria) con sus repercusiones (consecuencias) al entorno natural (receptor). Por otro lado, teniendo en cuenta la interacción del medio físico y el socioeconómico, pueden estar los “factores antrópicos inducidos”. Por ejemplo, las infraestructuras hidráulicas construidas en un sistema fluvial pueden ser, “origen” cuando éstas fallan y a su vez también pueden ser, “trayectoria” al alterar las condiciones hidráulicas y geomorfológicas aguas abajo. Similar analogía puede hacerse, tanto con los cambios en el régimen climático, como con los cambios en los usos y coberturas del suelo. Estos cambios pueden contribuir a modificar los patrones de los procesos hidrológicos, tales como la generación y traslación de la escorrentía. Para las condiciones actuales del planeta Tierra, la segunda cadena secuencial es la predominante. De lo anterior, es importante señalar que la tipología de inundaciones a abordar en esta tesis son las que ocurren en la cuenca hidrográfica de manera “natural”, es decir, que se excluyen inundaciones inducidas por fallos en elementos del sistema introducidos por los seres humanos tales como las presas. Un ejemplo de análisis de la rotura de presas en la gestión del riesgo ha sido presentado en la tesis doctoral de Altarejos (2009). Igualmente, Castillo (2012) presenta un enfoque metodológico de análisis integrado de la gestión del riesgo en áreas urbanas, incluyendo inundaciones fluviales y pluviales, en el cual se introduce la posibilidad de colapso estructural de infraestructuras de defensa frente a inundaciones. La integración de la anterior metodología con datos de investigaciones sociales sobre el nivel de concienciación del riesgo de la población puede verse en Escuder-Bueno et al. (2012).

Klijn et al. (2008) llaman la atención sobre el uso del modelo SPRC descrito anteriormente, debido a que fácilmente se puede clasificar a la inundación como el enemigo, en la medida en que es el origen de todo. Sin embargo el uso del modelo SPRC, puesto en su contexto adecuado y desde una perspectiva sistémica, permite discernir entre la causa del riesgo y el origen del proceso en análisis, lo cual debe ser diferenciado. En este contexto, el principal elemento diferenciador del modelo SPRC son las “consecuencias” que puede experimentar el “receptor”. Estas consecuencias pueden ser positivas si las actividades antrópicas se adecuan al funcionamiento del fenómeno natural. El principal impacto

ambiental de las inundaciones es morfológico, el cual favorece la formación de hábitats naturales y genera unos corredores fluviales que pueden ser aprovechables por los humanos para diferentes actividades. Mientras estos usos permanezcan en balance con el régimen natural del fenómeno y se atienda al interés por el recurso, que no a los intereses del capital, el uso humano puede ser acomodado (Gardiner, 1994). Referencias al respecto pueden verse en Smith y Ward (1998) para diferentes lugares del planeta y desde tiempos de las llamadas civilizaciones hidráulicas. En las memorias de Casiano de Prado (1864, en Llorente et al., 2006) se relata en detalle los procesos geomorfológicos que se producían debido a las inundaciones en el río Jarama, donde en un apartado se describe que, “...las (avenidas) que no son fuertes suelen ser, por el contrario, beneficiosas, por el limo que dejan...”. Por otro lado, si a las condiciones del sistema cuenca hidrográfica, se le modifican las zonas naturales propensas a inundación, con la introducción de nuevos receptores (personas y bienes), las consecuencias esperadas pueden ser negativas. Inclusive, lo anterior puede verse agravado por las modificaciones que se introduzcan en la cuenca como producto de los usos humanos en el territorio, o por cambios en los patrones del régimen climático. Esta sencilla relación conceptual muestra claramente que: el riesgo es inducido principalmente por factores socioeconómicos expuestos en zonas propensas a interactuar con el fenómeno natural. Es necesario entonces que exista interrelación entre los dos medios del sistema, para que exista riesgo. Una síntesis gráfica de la anterior discusión, es el aporte dado por Cutter (1996) para desambiguar el concepto de vulnerabilidad en el contexto de las “amenazas ambientales” (Figura 2-2), concepto sobre el que se discutirá ampliamente más adelante. En la Figura 2-2 se ve claramente como las consecuencias pueden ser distintas en función de si el sistema es alterado, o no, por la sociedad. Es decir, las consecuencias son distintas en función del grado de interacción del medio físico y el socioeconómico. Lo anteriormente planteado no debe perderse de vista en el contexto de la gestión del riesgo, para no caer en un enfoque similar al del paradigma agotado de la “lucha contra las inundaciones”, en el cual se ubicaba al evento hidrometeorológico como la causa de todos los males. Teniendo en cuenta las anteriores consideraciones, se entiende entonces que dentro del contexto del concepto “riesgo”, sus componentes traen implícita una connotación de consecuencias negativas.

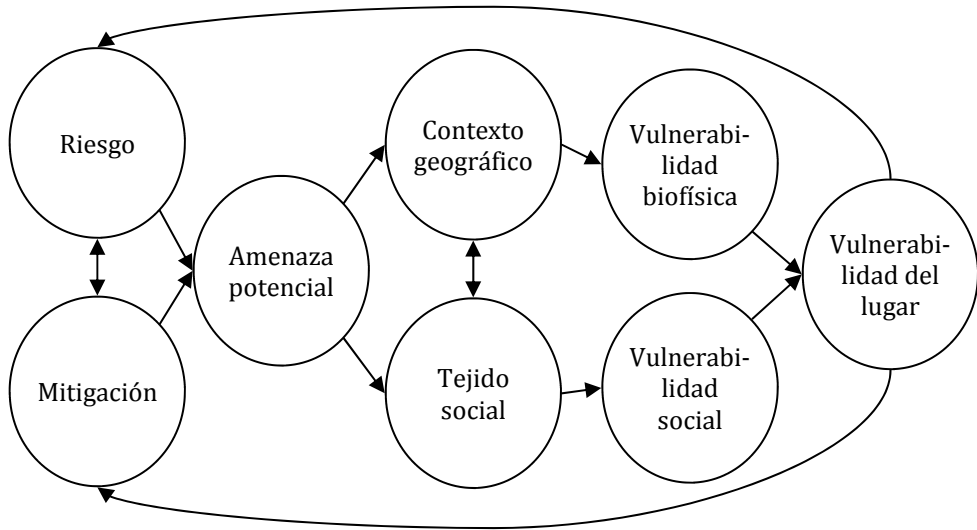


Figura 2-2. Esquema conceptual para analizar áreas vulnerables a amenazas ambientales (naturales). Tomado de Cutter (1996).

2.1.1. Origen-Trayectoria

Como ya se ha introducido, el “origen” y “trayectoria” están relacionados con el evento de inundación como tal. Sobre su comportamiento, tanto en la cuenca de aportación, como en la zona de inundación. Estas características están asociadas a los conceptos de “amenaza” y “peligrosidad”. De acuerdo con UNISDR (2009), las amenazas como las inundaciones se refieren a la potencialidad del fenómeno de ocasionar daños, que en los contextos técnicos suele describirse cuantitativamente por medio de la frecuencia de ocurrencia de diversos grados de intensidad, en diferentes zonas. UNISDR (2009) clasifica las inundaciones dentro de las amenazas naturales, así como también dentro de las amenazas hidrometeorológicas o del emergente concepto de amenazas siconaturales. Esta última clasificación introduce, de manera acertada, que ciertas actividades humanas están contribuyendo a incrementar la ocurrencia de amenazas como las inundaciones, más allá de sus probabilidades naturales, y que éstas pueden reducirse o evitarse a través de una gestión integrada del territorio y de los recursos naturales. En esa dirección, Schanze (2006) define la peligrosidad por inundaciones como la probabilidad de ocurrencia de un evento potencialmente dañino, donde el daño puede ser producido debido a que existen elementos expuestos a dichos eventos. Bruijn et al. (2007) mencionan que esta amenaza es

construida ya que a pesar de ser el origen de las perturbaciones de un sistema, este sistema se ve afectado porque es susceptible y está expuesto a tales perturbaciones. En términos descriptivos, Samuels et al. (2009) sugieren que la amenaza de inundaciones incluye las características físicas de la misma en un punto dado como el calado, duración y velocidad pero a su vez excluyen la probabilidad de ocurrencia. Sin embargo, para poder definir este término de manera cuantitativa y poder relacionarlo posteriormente con los elementos del sistema que pueden ser potencialmente perjudicados, en este trabajo se adopta la definición de “*Peligrosidad*”, ampliamente utilizada a nivel mundial, la cual ha sido introducida en la normativa específica del Estado Español -RD 903/2010- (Ministerio de la Presidencia, 2010) como: “*probabilidad de ocurrencia de una inundación, dentro de un período de tiempo determinado y en un área dada*”. Generalmente, esta variable es expresada en términos de la probabilidad de no-excedencia anual, o más comúnmente, como la frecuencia de ocurrencia expresada como período de retorno anual.

2.1.2. Receptores-Consecuencias

Con relación a las “*consecuencias*”, éstas dependen de las características del “*receptor*”, es decir, de los daños que pueden sufrir los elementos expuestos a las inundaciones (peligrosidad o amenaza). En otros términos, el daño por inundaciones depende de la vulnerabilidad de los elementos expuestos (Schanze, 2006), o como mencionan Feyen et al. (2012): *en la práctica exposición y vulnerabilidad son capturados en la evaluación de las consecuencias*. Debido a las diferentes disciplinas que necesariamente se involucran en el análisis, se encuentra un gran compendio de trabajos con diferentes marcos conceptuales relacionados con la vulnerabilidad y la exposición. Barroca et al. (2006) argumentan que lo anterior puede ser explicado por los aspectos específicos de la vulnerabilidad, los cuales dependen del tipo de estudio, de los resultados requeridos, del tipo de inundación potencialmente peligrosa, de la escala espacio-temporal de los estudios, de las especificidades del área de estudio y de la temporalidad. Una discusión al respecto puede verse por ejemplo en Cutter (1996), Few (2003), Samuels et al. (2009) o Scheuer et al. (2011). En un enfoque más centrado en el territorio del Estado Español, Perles (2010) presentó un estudio del desarrollo del concepto de vulnerabilidad social, buscando un consenso metodológico. Dados estos precedentes, se presenta una

breve revisión del estado del arte, intentando sentar una base conceptual que permita adoptar estos conceptos, dentro del problema de investigación.

Para el análisis del rendimiento de sistemas de recursos hídricos, relacionados con el riesgo, Hashimoto et al. (1982) describen y definen matemáticamente, sobre la base de un resultado que viola un umbral de rendimiento (fallo del sistema), los siguientes criterios: i) fiabilidad: frecuencia de fallo; ii) resiliencia: rapidez con la que el sistema retorna a un estado satisfactorio una vez que la falla ha ocurrido; y iii) vulnerabilidad: significancia que pueden tener las posibles consecuencias de la falla. Blaikie et al. (1994) definen la vulnerabilidad como las características de una persona o grupo de personas en términos de su capacidad para anticipar, afrontar, resistir, y recuperarse de los impactos de una amenaza natural. Cutter (1996) introdujo la noción de “vulnerabilidad del lugar” para señalar la intersección e interacción de dos dimensiones de la vulnerabilidad (social y biofísica), la cual introduce una retroalimentación con los conceptos de riesgo y mitigación (Figura 2-2), en función de aspectos relacionados con la estructura social, la localización geográfica y el tiempo. Turner et al. (2003), identifican un amplio conjunto de elementos a incluir en cualquier análisis de vulnerabilidad, teniendo en cuenta objetivos de sostenibilidad y toma de decisiones; introducen conceptos como adaptabilidad, exposición, sensibilidad, resiliencia; adoptan una arquitectura básica (interactiva y dependiente de la escala de estudio) de componentes y vínculos que conforman la vulnerabilidad de un sistema, acoplado a las amenazas, de la siguiente forma: i) vínculos humanos y biofísicos, en amplias condiciones y procesos que operan en el sistema; (ii) las perturbaciones y factores de estrés que surgen de estas condiciones y procesos; y (iii) el sistema en el cual reside la vulnerabilidad, incluyendo la exposición y la capacidad de respuesta. Schanze (2006) distingue tres dimensiones básicas de la vulnerabilidad desde el punto de vista del principio de la sostenibilidad: i) vulnerabilidad social y cultural: referida a pérdidas humanas, impactos a las personas y a la sociedad, pérdida de artículos personales o del patrimonio cultural; ii) vulnerabilidad económica: referida a pérdidas económicas directas o indirectas; y iii) vulnerabilidad ecológica: contaminación sobre aguas, suelos y sistemas ecológicos. Messner y Meyer (2006) reconocen que una amplia definición de

vulnerabilidad es el potencial de un sistema (socioeconómico y ecológico) de ser afectado por un evento peligroso; para su análisis sugieren el uso de indicadores tales como: i) elementos en riesgo: para especificar la cantidad de unidades que se encuentran en riesgo de ser afectados; ii) exposición: para conferir información específica sobre la peligrosidad de los diversos elementos en riesgo; y iii) susceptibilidad: para indicar la cantidad de cambio o interrupción que un sistema puede absorber, a su capacidad de auto-organización y adaptación, y la velocidad a la cual retorna al equilibrio después una perturbación. Bruijn et al. (2007) analizan, desde el punto de vista de un sistema dinámico, diversos conceptos y su evolución histórica sugiriendo las siguientes definiciones: i) resiliencia: habilidad para recuperarse de su reacción a una alteración temporal; ii) adaptabilidad: habilidad para enfrentar cambios y tendencias; iii) susceptibilidad: grado de afectación a alteraciones o cambios en su medio ambiente; iv) vulnerabilidad: combinación de susceptibilidad y adaptabilidad. Birkmann (2007) plantea que el concepto vulnerabilidad, se ha venido expandiendo hacia un enfoque global que comprende indicadores de la exposición, capacidades de respuesta y adaptación, así como diferentes dimensiones tales como la física, económica, social, ambiental e institucional. Birkmann y Fernando (2008), mencionan que la vulnerabilidad tiene dos dimensiones principales: i) susceptibilidad: como una característica negativa relacionada con los daños o pérdidas, y ii) capacidad de respuesta: como un elemento positivo relacionado con habilidades. UNISDR (2009) define la vulnerabilidad como las características y circunstancias de un sistema que lo hacen susceptible a los efectos dañinos de una amenaza; mientras la exposición es definida por los receptores presentes en las zonas donde existen amenazas. Samuels et al. (2009) definen la vulnerabilidad como las características de un sistema que describen su potencial de ser dañado, lo cual puede ser considerado como una combinación de susceptibilidad y valor, donde la “susceptibilidad” es la propensión de los receptores a experimentar los daños por la inundación. Merz et al. (2010a) caracterizan la vulnerabilidad en tres dimensiones: i) exposición: como lo que puede verse afectado; ii) susceptibilidad: como el grado de daño; iii) capacidad de respuesta: como habilidad a la respuesta y recuperación; dichas dimensiones están en función de la capacidad adaptativa, la cual viene definida como la habilidad para ajustarse a cambios observados o esperados del riesgo. Haase (2011) define

vulnerabilidad, de un sector o grupo social, en función de la exposición a la amenaza en donde las consecuencias, que estos elementos expuestos experimentan, están constituidas tanto por su valor como por su susceptibilidad.

Desde el punto de vista del análisis sistémico de la cuenca hidrográfica, las propuestas dadas por Schanze (2006) y Messner y Meyer (2006) aportan de manera acertada sobre el análisis que debe darse a los componentes del sistema, es decir de las dimensiones sociocultural, económica y ecológica de la vulnerabilidad y sus relaciones. Sobre esta base, la cuestión es entonces decidir que indicadores la definen, dada la diversidad de conceptos existentes. Desde esta perspectiva sistémica y el modelo conceptual que se está desarrollando (SPRC), en este trabajo se ha adoptado el concepto de “vulnerabilidad del lugar” introducido por Cutter (1996), es decir, teniendo en cuenta de manera conjunta las interacciones de las dimensiones socioeconómica y biofísica, lo cual a su vez permite ver de manera conjunta, la retroalimentación entre las componentes del riesgo y su afectación (aumento o reducción), es decir, el riesgo desde una mirada dinámica (cf. Merz et al., 2010a; Mazzorana et al., 2012). Cualquier elemento que se cambie dentro del sistema, producirá un mayor o menor riesgo en función del grado de afectación. En tal sentido, las definiciones separadas de exposición y vulnerabilidad deben ser puestas en su dimensión territorial, lo cual les confiere una unidad. Tomando la vulnerabilidad como las características de un sistema que describen su potencial de ser dañado (cf. Messner y Meyer, 2006; Samuels et al., 2009; UNISDR, 2009), los indicadores de este componente serían la susceptibilidad y el valor social. Mientras el valor social de estos daños es independiente de la amenaza, la susceptibilidad indica el proceso de generación del daño (propensión según Samuels et al., 2009), es decir, que depende del tipo de evento de inundación y la constitución de los elementos en riesgo (Schanze, 2006). Lo anterior pone de relieve la relación existente entre peligrosidad-exposición-vulnerabilidad (ver Figura 2-3; cf. Haase, 2011). Un sistema es más vulnerable a la inundación, mientras más elementos éste contenga, siendo más cuantioso el daño, mientras más susceptibles y más expuestos estén dichos elementos en riesgo (Scheuer et al., 2011). Scheuer et al. (2011), argumentan que desde el punto de vista de la definición espacial de la vulnerabilidad, no es muy útil separar la vulnerabilidad de la exposición, la vulnerabilidad de una cierta área

puede sólo ser determinada si información de su exposición es conocida, sino por ejemplo, podría ser imposible cartografiar la información de la susceptibilidad expresada con funciones calado-daño. Si bien, pareciera entonces que riesgo y vulnerabilidad son lo mismo, no lo es. Mientras la vulnerabilidad se enfoca principalmente en las características de los elementos propensos (receptores) a tener daños (consecuencias), el riesgo involucra e integra todas las componentes del sistema (origen-trayectoria-receptor-consecuencias).

Sobre el anterior razonamiento, toman fuerza los indicadores de la vulnerabilidad que brindan información, tanto de lo elementos del sistema que pueden verse afectados (exposición), como de su grado de daño (susceptibilidad) expresado en términos del valor social (valor monetario en esta tesis). Otro indicador inherente a la vulnerabilidad, es la capacidad de respuesta, el cual está relacionado con la capacidad del sistema para responder o recuperarse de la inundación (cf. Merz et al., 2010a). Este último aspecto está fuera del alcance de esta tesis ya que involucra otras disciplinas (principalmente de las ciencias sociales y económicas) y requiere información detallada para establecer relaciones causales y niveles de importancia para la valoración en el contexto de la gestión del riesgo. Se pretende entonces, con los dos indicadores adoptados en este trabajo (exposición y susceptibilidad), asumiendo el valor social dentro de la susceptibilidad, dar respuesta en el análisis a dos preguntas centrales, ¿Quién o qué puede ser afectado por las inundaciones? y ¿Cómo pueden los elementos afectados ser perjudicados? (Merz et al., 2007). En términos cuantitativos, la exposición ofrece una medida de los potenciales receptores de la amenaza (ej. número de personas o bienes potencialmente afectados) y la susceptibilidad ofrece una medida de las posibles consecuencias negativas de dichos receptores de acuerdo a sus características o valor social (ej. valor monetario, valor ecológico, vidas humanas, perturbaciones psicológicas, etc.). En los comentarios de la definición de vulnerabilidad dada por UNISDR (2009), se reconoce que a pesar de que la vulnerabilidad está identificada con las características de los elementos de interés (comunidad, sistema o bien), es decir independiente de la exposición, reconoce que: “...con frecuencia esta palabra se utiliza más ampliamente para también incluir el grado de exposición de esos elementos”. Igualmente, esta conceptualización fue

utilizada en la definición de vulnerabilidad al cambio climático dada en el IPCC (cf. McCarthy et al., 2001).

Una vez se han definido los conceptos básicos, las componentes principales que cuantifican el riesgo se resumen en la Figura 2-3, tal como se asumen en este trabajo. La Figura 2-3 sintetiza, mediante un diagrama de flujo, el proceso de análisis. Los cajetines sin relleno son los indicadores de las componentes del riesgo, los cuales son procesos predefinidos que se integran en el proceso de cálculo mediante los métodos que se discuten en los siguientes apartados. El brazo izquierdo de la Figura 2-3, define el término peligrosidad que puede ser expresado por la frecuencia de presentación de una inundación específica en tiempo y espacio. Dicho evento viene entonces caracterizado físicamente por indicadores de su magnitud o intensidad. Por otro lado, el brazo derecho de la Figura 2-3 define las posibles consecuencias negativas, las cuales se entienden como la vulnerabilidad de los receptores a tal evento. Dicha vulnerabilidad está en función, tanto del grado de exposición, el cual indica los potenciales receptores al evento de inundación caracterizado por su peligrosidad, así como también, de la susceptibilidad que indica el grado de daño que pueden experimentar estos receptores. El valor social de los receptores, puede ser incluido en la determinación de la vulnerabilidad en función de sus indicadores (socioculturales, económicos o ecológicos). En esta tesis es sólo valor monetario (ver Figura 2-4). La unidad de expresión del riesgo dependerá entonces de la manera como se definan sus componentes, lo cual será desarrollado en los siguientes apartados de este capítulo.

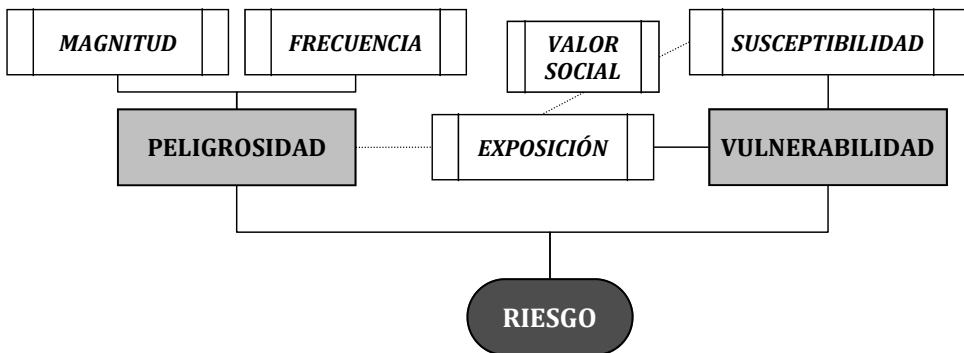


Figura 2-3. Indicadores de las componentes del riesgo de inundación.

2.2. Metodologías para la determinación de la peligrosidad

Como se ha definido anteriormente, la cuantificación de la amenaza o la peligrosidad, está definida como la probabilidad de ocurrencia de una inundación, dentro de un período de tiempo determinado y en un área dada. Esta componente del riesgo está relacionada con el análisis del fenómeno natural en sí y con su interacción con los seres humanos, aspecto denominado por Yevjevich (1994a) como “aprendiendo de las características de las inundaciones”. Rossi (1994) menciona que cualquier intento de interpretación del desarrollo histórico de metodologías para el análisis de las características de las inundaciones debe tener en cuenta aspectos como: i) las necesidades prácticas para la reducción de la amenaza por inundaciones, en donde se involucran diferentes disciplinas; ii) los avances en las técnicas de recogida de datos, métodos de procesamiento y herramientas computacionales; iii) los esfuerzos para entender las leyes que gobiernan los procesos de inundación en donde se involucran diferentes disciplinas científicas relacionadas con la hidrología (ej. matemáticas, estadística, meteorología, geomorfología, análisis de sistemas, etc.); iv) cuales son los principales objetivos del método propuesto; y v) sobre qué sistema de información hidrológica está basado el método. Sobre esta base, es importante contextualizar el problema de investigación que nos atañe, de lo contrario la revisión del estado del arte sería interminable. Es necesario entonces, delimitar el método que se demanda y sus requerimientos, en la perspectiva de alcanzar los objetivos propuestos en esta tesis. El método requerido será aplicado en una cuenca mediterránea de meso-escala, mínimamente instrumentada, donde es necesario calcular las características de la inundación para su integración en el análisis del riesgo en su conjunto, tanto para la situación actual, como para la proyección de futuras medidas de mitigación.

En primer lugar, hay que responder a la pregunta: ¿qué características de la inundación se requieren?. Como plantea Marco (1994), existen diferentes propiedades de las inundaciones que pueden ser definidas numéricamente, las cuales por su interés pueden ser: i) *frecuencia*: usualmente expresada en período de retorno, donde la hidrología estocástica o métodos estadísticos son utilizados; ii) *nivel de agua*

esperado: cálculo que puede estar basado en un mapa de frecuencias o mediante modelos hidráulicos; iii) *velocidad*: magnitud directamente proporcional con los daños y pérdidas de vidas humanas (que puede ser calculada mediante métodos hidrodinámicos bidimensionales); iv) *duración*: expresada mediante el hidrograma de la avenida y de especial interés en los potenciales daños agrícolas. Merz et al. (2007), adicionan que esta última característica, también puede causar daños en ecosistemas riparios o incidir en el fallo de diques. Igualmente, Merz et al. (2007), añaden otras características como: v) *tasa de crecimiento*: la cual determina el tiempo disponible para la implementación de medidas de defensa en sistemas de alarma, la cual puede ser calculada mediante modelos hidrológicos; vi) *concentración y tamaño de los sedimentos y otros materiales transportados*, que pueden ser calculados mediante modelos específicos.

De las propiedades anteriormente mencionadas, se pueden definir dos tipos de análisis. Por un lado, están las propiedades que caracterizan la respuesta de la cuenca vertiente, mientras por otro, están las propiedades de la zona inundable. Para el primer grupo de propiedades, existen diferentes métodos utilizados en las ciencias hidrológicas para el análisis de frecuencia de las avenidas. En el segundo grupo, preponderan los métodos de análisis hidráulico o hidrodinámico, los cuales analizan el funcionamiento del sistema cauce-zona inundable, para obtener, como mínimo, la profundidad alcanzada por la inundación (es decir su magnitud o intensidad). En adelante, se discuten cada una de estas fases para el análisis de los indicadores de la peligrosidad expresados en la Figura 2-3.

2.2.1. Métodos para el análisis de la frecuencia

El análisis de la frecuencia, está relacionado con la denominada “estimación de la avenida de diseño” en hidrología, la cual se entiende como el valor de caudal correspondiente a una probabilidad de no excedencia asignada, usualmente expresado en términos del período de retorno (Stedinger et al., 1992). Este resultado tiene prácticas aplicaciones sobre los diseños de infraestructuras hidráulicas de todo tipo, y en particular para el control de inundaciones. Los requerimientos en estos casos, suelen ser caudales con altos períodos de retorno, debido a que se espera que estos diseños funcionen, de manera adecuada y segura, para largos períodos de vida útil. En el

nuevo paradigma de gestión, dicho requerimiento viene explicitado, inclusive en las normativas respectivas⁸. Las tipologías de métodos que se encuentran en la literatura es variada y su clasificación sin consenso (cf. Yevjevich, 2004a; Rossi, 1994; Smith y Ward, 1998; Aronica y Candela, 2007). Sobre estos planteamientos, un intento de delimitación puede darse en tres grupos: i) estadísticos o probabilísticos; ii) determinísticos; y iii) mixtos. Como mencionan Rogger et al. (2012), la elección del método apropiado debe estar mediada por las fortalezas y debilidades de los diferentes métodos, en donde debe quedar bien claro, cómo y en qué medida, los supuestos en los planteamientos se traducen en diferencias en las estimaciones. Cada uno de estos grupos se resume a continuación en un respectivo apartado.

2.2.1.1. Métodos estadísticos

Se parte de la base de la existencia de datos registrados de variables caracterizando la inundación en un determinado punto de interés dentro de la cuenca. El valor de la característica de la inundación generalmente utilizado es el caudal máximo alcanzado por la avenida, debido a que es una de las variables que ha venido siendo monitoreada de manera sistemática a nivel mundial. Rossi (1994) menciona que, gracias a la expansión de actividades de medición de caudales durante las primeras décadas del siglo veinte y la posibilidad de usar métodos estadísticos, se dieron los primeros trabajos de análisis de frecuencia de avenidas en los que menciona las contribuciones de Fuller, Foster, Hazen, Gibrat y Supino. Como recuerdan Merz y Blöschl (2008), Fuller en el año 1914 fue de los primeros autores que reportó la aplicación de principios de probabilidad a problemas asociados con avenidas, con el objetivo de reemplazar los anteriores procedimientos de avenidas de diseño, tales como curvas envolventes y formulas empíricas, por métodos de estimación más objetivos. Koutsoyiannis (2004) recuerda hitos como las conocidas curvas de duración presentadas por Hazen en 1914, los fundamentos teóricos de la probabilidad de valores extremos

⁸ En España para el diseño de los respectivos mapas de peligrosidad por inundación, el Artículo 8 de la normativa vigente (RD 903/2010) establece que se deben contemplar como mínimo inundaciones con períodos de retorno de hasta 500 años. Dicha consideración es para tener en cuenta las zonas inundables, las cuales están definidas como los territorios que podrían ser inundados por los niveles teóricos del agua alcanzados en una avenida con este alto período de retorno. En el caso que se tuviese que introducir el análisis de seguridad de presas, los requerimientos de caudales máximos de entrada pueden llegar hasta el orden de 1,000,000 de años de período de retorno para plausibles escenarios de rotura de presa (cf. Altarejos, 2009).

presentados por von Bortkiewicz en 1922 y por von Mises en 1923, y la convergencia de enfoques teórico-prácticos presentada por Gumbel en 1958. Rossi (1994) presenta una breve evolución histórica de los diferentes desarrollos de teoría de probabilidad (con y sin bases teóricas) para este análisis.

Dentro de la estimación de extremos hidrológicos, el método de análisis de frecuencias preponderante desde mediados del siglo pasado, denominado por Klemeš (1993) como “enfoque estándar”, se basa en el ajuste de modelos matemáticos de distribución de probabilidades a secuencias ordenadas de caudales máximos registrados (funciones de distribución acumulada empíricas) y en la extrapolación de las colas de estos modelos para muy bajas probabilidades de excedencia. Sobre esta base, los esfuerzos han tendido a métodos más refinados enfocados en resolver el problema de estimación, donde tanto las funciones de distribución, como los métodos de estimación de parámetros, han estado sujetos a grandes debates (Merz y Blöschl, 2008). Dentro de las funciones típicas preponderantes se pueden mencionar por ejemplo, General Extreme Value (GEV) o las Extreme Value I, II y III las cuales se conocen respectivamente como Gumbel, Fréchet y Weibull. En el caso de cuencas mediterráneas, Francés (1998) menciona que teniendo en cuenta los diferentes mecanismos que pueden producir inundaciones en esta zona, es necesario el uso de una distribución no tradicional como por ejemplo Two Components Extreme Value (TCEV). Botero y Francés (2010) recomendaron el uso de la función Extreme Value 4 (EV4) en la cuenca del río Júcar, debido a su potencial descriptivo en casos en que el efecto conocido como “pata de perro” se presenta, como es el caso de los ríos con regímenes torrenciales, situación típica en el área mediterránea. Igualmente se encuentran variedades del método de momentos, máxima verosimilitud y L-momentos, así como métodos no-paramétricos y diferentes métodos dentro del análisis regional de frecuencias tales como el índice de inundación, región de influencia y regresiones entre las características de la inundación y las de la cuenca (Merz y Blöschl, 2008). Sobre criterios de selección de modelos, Di Baldassarre et al. (2009a) señalaron que, mientras los aportes dados por Akaike en 1973 sentaron las bases teóricas para esta tarea basándose en el principio de “máxima entropía”, los de Schwarz en 1978 aportaron en la misma dirección, pero sobre la base del “Criterio de Información Bayesiana”. Adicionalmente, también pueden verse por

ejemplo, los aportes dados por Cunnane (1987), Pilgrim y Doran (1993), Lang et al. (1999), El Adlouni et al. (2008), Di Baldassarre et al. (2009a) y Laio et al. (2009). Una breve revisión del estado del arte, sobre diferentes tipos de información utilizados en este análisis, las diferentes funciones de distribución, con y sin límites superiores, métodos de estimación y métodos de selección de modelos, estimación de intervalos de confianza, y modelos no estacionarios, pueden verse en Francés y Botero (2007). Teniendo en cuenta los requerimientos de la reciente Directiva de Inundaciones, en el año 2010 se puso en marcha una iniciativa financiada por la Unión Europea denominada FloodFreq⁹, la cual tiene el objetivo de evaluar y comparar diferentes métodos para la estimación de la frecuencia de avenidas. En un primer informe publicado en el verano de 2012, se presenta una revisión del estado del arte de métodos aplicados, así como la disponibilidad de datos a lo largo del continente, realizando recomendaciones sobre el uso de funciones de distribución y encontrando un resultado preliminar que arroja un enfoque basado en el método de L-momentos como el más adecuado para la representación de la frecuencia de la avenida máxima anual a lo largo de Europa (cf. Castellarin et al., 2012).

A pesar del amplio uso ingenieril y de los desarrollos del “enfoque estándar”, también existe una amplia discusión sobre su alto grado de incertidumbre. Merz y Thieken (2005) discuten sobre la necesidad de separar las fuentes de incertidumbre inherentes en el análisis de frecuencia de avenidas, donde por un lado está la “incertidumbre natural”, la cual está relacionada con la variabilidad de los procesos estocásticos en análisis, y por otro lado está la “incertidumbre epistémica”, la cual refleja el incompleto conocimiento sobre los procesos que se están estudiando. Klemeš (1993) presenta un resumen de las principales dificultades conceptuales y limitaciones prácticas del método denominado “enfoque estándar” debido a: i) su dependencia de registros observados para períodos de tiempo muy largos, que en general son escasos; ii) que asume que los registros observados son estacionarios, pero sin embargo la muestra puede no ser representativa debido a los diferentes cambios que van ocurriendo en realidad en la cuenca (clima, usos del suelo, morfología del río, estructura tectónica, etc.); iii) si se entiende que el proceso de análisis es estocástico, no es

⁹ <http://www.cost-floodfreq.eu/>

suficiente con tener una sola serie estacionaria, un ensamble infinito de series similares puede ser postulado; iv) la validez de la hipótesis de ergodicidad con la cual se transforman las frecuencias de eventos, generados secuencialmente, en sus probabilidades instantáneas. Igualmente, Francés (1998) plantea que este método puede dar lugar a resultados altamente variables debido a factores como: i) la incertidumbre del modelo estadístico; ii) errores en el registro de los datos (principalmente en las grandes avenidas); iii) las series de datos son más cortas que los períodos de retorno requeridos; y iv) la alta varianza y asimetría de los caudales máximos, causan gran variabilidad en las propiedades estadísticas de las muestras registradas. Debido a estas limitaciones del método, Klemeš (1993) señala que los aportes que se puedan dar, sobre las probabilidades de los fenómenos hidrológicos extremos, deben estar soportados en más información sobre su comportamiento físico, no de más matemáticas. Sobre esta base, Merz y Blöchl (2008) proponen el término “Hidrología de la frecuencia de avenidas”, como oposición a la “estadística de la frecuencia de avenidas”, para reflejar el foco sobre los procesos hidrológicos y su razonamiento.

2.2.1.2. Métodos determinísticos

La necesidad de estudiar el comportamiento temporal de los procesos hidrológicos en las cuencas, más allá del mero valor del caudal pico, además del ya mencionado problema común de ausencia o pobreza en datos observados de variables hidrológicas, impuso desarrollar métodos que permitieran calcular el hidrograma de la avenida. Estos métodos se basan en el proceso de transformación de la precipitación en escorrentía. De acuerdo con Yevjevich (1994a), dentro de esta tipología, que él denomina como “métodos físicamente basados”, se pueden incluir las diferentes técnicas de hidrogramas unitarios, modelos agregados o distribuidos de cuenca con diferentes grados de complejidad, modelos de regresión o técnicas similares. Rossi (1994) plantea los fundamentos y principales limitaciones que estos métodos presentan, los cuales resume desde una perspectiva histórica en las siguientes dos categorías. Por un lado, están los métodos de cómputo del hidrograma, entre ellos: i) los métodos posteriores al método racional que introdujeron el concepto de isócronas o líneas de igual tiempo de concentración, desarrollados entre finales del siglo XIX y mediados del XX; ii) los métodos basados en el concepto de

almacenamiento del cauce, entre principios y mediados del XX; iii) la modelación de la precipitación-escorrentía basada en la teoría del hidrograma unitario, entre los años 30 y 70's del siglo pasado; iv) avances que se dieron a partir de los años 70's, en los que se pueden mencionar métodos como: el hidrograma unitario instantáneo, el cual se desarrollo para resolver problemas en cuencas no aforadas o utilizando métodos de "caja negra"; los modelos denominados "conceptuales"; modelos teniendo en cuenta teorías lineales y no-lineales; aplicaciones de modelos precipitación-escorrentía para la predicción en tiempo real utilizando herramientas como los filtros de Kalman; interpretaciones del hidrograma unitario instantáneo desde una perspectiva geomorfológica. Por otro lado, están los modelos avanzados de precipitación-escorrentía los cuales surgieron de la necesidad de analizar, desde un punto de vista físico, los procesos hidrológicos. Rossi (1994) ubica el origen de estos enfoques de modelación físicamente-basados hacia los años sesenta y presenta en unas tablas un compendio de los principales procesos hidrológicos simulados por diferentes grupos de modelos (ESMA-"Explicit Soil Moisture Accounting"; ISMA-"Implicit Soil Moisture Accounting"; SA-"System Approach"). También desde una perspectiva histórica, Wheeler (2002) presenta una clasificación de tipologías de estos modelos con sus potencialidades y debilidades, mencionando tres grupos: i) modelos métricos; ii) modelos conceptuales; iii) modelos físicamente basados. Daniel et al. (2011) presentan una revisión sobre actuales tendencias incluyendo el uso de métodos estocásticamente basados, técnicas de parametrización agregadas o distribuidas, una discusión sobre la influencia de la resolución de los datos y los problemas de escala, así como la utilización de la inteligencia artificial como soporte de los enfoques de modelación basados en datos.

La capacidad que han demostrado los modelos hidrológicos para el soporte de decisiones en recursos hídricos, junto con el acelerado crecimiento de tecnologías digitales, ha permitido desarrollar un sinnúmero de modelos a diferentes niveles de complejidad, en función de la conceptualización de los procesos que tienen en cuenta, así como de la información que demandan. Plate (2009), señala que hay dos tareas fundamentales relacionadas con la gestión del riesgo de inundaciones, planeamiento y operación, en las que cada una requiere una tipología adecuada de modelos hidrológicos. Para la fase de

planeamiento, se requiere un modelo que trabaje con escenarios de diseño, por lo que debe reflejar muy bien las características del paisaje, así como la escala de trabajo, es decir, modelos para hacer predicciones a largo plazo. Para la fase operacional, es necesario un modelo hidrológico que cumpla ciertos requisitos específicos, en general, para determinar reglas de operación en tiempo real, es decir, modelos para pronosticar en una escala de tiempo de entre minutos y días. En función de la escala de tiempo considerada, se encuentran los modelos continuos, usados generalmente para la gestión de recursos hídricos, y los modelos de evento, usados generalmente para el análisis de valores extremos. Adicionalmente, Boughton y Droop (2003) presentan una revisión del rápido desarrollo de modelos de simulación continua utilizados para la estimación de la avenida de diseño. Atendiendo al nivel de detalle de representación espacial del área de estudio están los modelos: agregados, distribuidos o de transición entre los dos anteriores. Según Plate (2009), estos pueden ser clasificados como modelos basados en: i) mallas rectangulares; ii) sub-cuencas; y iii) unidades de respuesta. Igualmente el autor recomienda tener en cuenta tanto el tipo de paisaje que clasifica en cinco tipologías (alta montaña, laderas, llanuras de inundación, áreas urbanas y áreas costeras), como también, la significancia de la escala hidrológica en el análisis de las inundaciones, para lo cual identifica cuatro escalas (puntual, micro, meso y macro).

Con los grandes avances en la digitalización de las propiedades hidráulicas de los suelos, de los niveles de detalle de representación topográfica, así como otras técnicas de observación detallada de las variables hidrológicas como la precipitación o el contenido de humedad del suelo, la modelación distribuida, es una de las herramientas más usadas actualmente para el análisis de los procesos hidrológicos en las cuencas hidrográficas. Sin embargo, este enfoque trae consigo dificultades que son materia de investigación abierta en las ciencias hidrológicas. Con estos desarrollos, se han venido incrementando las aplicaciones de modelos hidrológicos distribuidos más complejos, lo que trae consigo también, un nivel de complejidad respecto de la definición de la estructura del modelo, así como de su calibración y validación, derivando en ocasiones al problema de no-identificabilidad de parámetros denominado como “equifinalidad” (cf. Beven, 1993). Blöschl et al. (2008), mencionan que existen por lo menos tres factores

que diferencian a los modelos distribuidos de otras disciplinas relacionadas, debido a que: i) las propiedades del medio son altamente heterogéneas y en general poco o nada conocidas; ii) no hay una única ecuación que pueda ser derivada teóricamente, siendo en general ecuaciones empíricas; iii) los modelos son altamente dependientes de sus condiciones de frontera. Sobre esta base, Blöschl et al. (2008) consideran que siempre es necesario algún grado de calibración para mejorar la representación de los procesos hidrológicos en un caso particular, y que la selección apropiada de la complejidad del modelo, a la escala elemental, depende de la cantidad de información disponible sobre la variabilidad natural. Cuestiones relacionadas, tanto con las estrategias de calibración de estos modelos, que pasan por procedimientos manuales o automáticos y utilizando uno o varios criterios, como con las de validación o evaluación, no son discutidas aquí. En definitiva, la bibliografía sobre enfoques de modelación de las relaciones precipitación-escorrentía es bastante amplia, por lo que se sugiere consultar textos como el presentado por Beven (2001) o las partes 10 (procesos) y 11 (modelación) de la Enciclopedia de las Ciencias Hidrológicas (Anderson y McDonnell, 2005).

Otro enfoque que podría mencionarse en este apartado puede ser el método de la “avenida máxima probable”, el cual se enfoca en la consideración de los límites físicos de las condiciones meteorológicas y físicas en la cuenca. Rossi (1994) menciona que desde los años 1940's uno de los métodos utilizados en la estimación de la avenida de diseño es el conocido con el nombre de “máxima avenida probable” (PMF por sus siglas en inglés). Este enfoque asume que hay unos límites físicos en la cuenca en función principalmente del área de drenaje y el clima, es decir que existe una máxima lluvia probable (PMP por sus siglas en inglés, y calculada con métodos empíricos, estadísticos, de transposición y maximización de tormentas, o modelos de tormentas) la cual genera una respuesta máxima de escorrentía en la cuenca (la PMF por sus siglas en inglés, y calculada con alguno de los métodos de obtención del hidrograma mencionados anteriormente). Diversos estudios muestran que este método puede estimar avenidas de retorno entorno a los mil y cien mil años, lo cual ha generado controversias acerca de los altos costos en términos monetarios y de seguridad derivados de su uso. Debido a esto, se han venido usando fracciones de esta avenida máxima probable (Yevjevich, 1994a). Rossi (1994)

menciona que debido a estas limitaciones del método, éste se ha limitado al diseño de aliviaderos de grandes presas de tierra, debido a que una falla de estos elementos podría generar consecuencias catastróficas. A pesar de las limitaciones del método, Klemeš (1993) menciona que, tanto la Precipitación Máxima Probable, como la Avenida Máxima Probable, son intentos racionales para sintetizar eventos hidrológicos extremos desde sus componentes causales, tal como han sido documentadas históricamente, lo cual indica que son eventos muy poco probables y que a su vez están en consonancia con el conocimiento relacionado con el clima, la meteorología y la hidrología. Un ejemplo de estimación de la peligrosidad usando este enfoque puede ser el presentado por Anselmo et al. (1996).

Para terminar esta sección, es necesario resaltar el método que podría denominarse como el “enfoque estándar” de los métodos determinísticos. Éste puede ser, el método basado en la extracción de “tormentas de diseño” desde unas curvas IDF, las cuales sirven de entrada a un modelo de transformación de escorrentía con el cual se obtiene el “hidrograma de diseño”. Como resumen Rogger et al. (2012) de diversos actores, este enfoque tiene, entre otras, tres hipótesis críticas: i) la selección del hietograma de la tormenta de diseño; ii) la igualdad entre los períodos de retorno de la lluvia y el caudal; iii) la selección de las condiciones de humedad del suelo previas a la tormenta. A pesar de las ventajas prácticas del método, este enfoque estándar no es el más adecuado en la gestión del riesgo de inundaciones, si se atiende a los comportamientos físicos que subyacen en los procesos de transformación de la precipitación en escorrentía, es decir a la alta no-linealidad existente en la relación precipitación-escorrentía, el efecto del estado de humedad de suelo sobre la repuesta de la cuenca a un evento extremo, la alta variabilidad espacial de las características físicas de la cuenca, así como la alta variabilidad espacio-temporal de las tormentas generadoras de las avenidas en las cuencas mediterráneas.

2.2.1.3. Métodos mixtos

En esta tipología de métodos, podrían resumirse los que usan de una u otra manera los anteriores enfoques de manera combinada o utilizando otra tipología de información y técnicas. Para resolver los inconvenientes mencionados respecto del uso del “enfoque estándar”,

estadístico o determinístico, existen diferentes alternativas enfocadas en los procesos físicos involucrados en la generación de la avenida. Klemeš (1993) propone el uso de un “enfoque combinatorio” con el cual se estime la frecuencia de ocurrencia de un largo número de combinaciones, físicamente posibles, de los factores que originan el fenómeno hidrometeorológico. Büchele et al. (2006), recomiendan que para reducir los niveles de incertidumbre inherentes en la estimación de valores extremos, el uso combinado de teoría estadística con el conocimiento de las características de los procesos hidrológicos, proveniente del uso de modelos de precipitación-escorrentía, es una vía adecuada para brindar resultados confidentes. Por ejemplo, para las series observadas pueden aplicarse métodos probabilísticos en la estimación de avenidas de alta y media frecuencia, soportándose a su vez el análisis en modelos precipitación-escorrentía para la estimación de avenidas de baja frecuencia. Merz y Blöchl (2008), sugieren que es posible hacer uso del conocimiento hidrológico adquirido durante el último siglo, y que es esencial expandir la información más allá de las avenidas registradas en un sitio de interés, donde esta acción podría agruparse en de tres tipos: temporal, espacial y causal.

De acuerdo con Merz y Blöschl (2008), la expansión temporal se refiere a la información que se pueda recolectar, sobre el comportamiento de las avenidas, antes o después del período de registro de caudales. Ejemplos de expansión temporal pueden ser los métodos formales llamados “correcciones climáticas”, los cuales corrigen series cortas con otras de su entorno, las cuales cuentan con largos registros (Merz y Blöschl, 2008) o las que introducen información, histórica o de paleoinundaciones, previa al período de registros sistemáticos denominada como no-sistemática (Francés et al., 1994). Benito et al. (2004), presentan una revisión de métodos científicos que integran análisis geológicos, históricos, hidráulicos y estadísticos, en los cuales se utilizan fuentes de información, sistemática y no-sistemática, para la mejora de la estimación del riesgo de inundaciones. Kidson y Richards (2005), también presentan una revisión sobre el uso de esta combinación de información. Naulet et al. (2005), utilizaron información, sistemática y no-sistemática, en una cuenca francesa concluyendo que este enfoque permite mejorar el conocimiento de las avenidas y reducir la incertidumbre en la muestra. Botero y Francés (2010), también referencian un conjunto de trabajos publicados en los

cuales se propone el uso de información no-sistemática, proponiendo su uso conjunto con modelos estadísticos con límite superior, introduciendo a su vez, un análisis de incertidumbre y de robustez, lo cual fue comprobado en la cuenca del Júcar. Benito y Thorndycraft (2005), presentan una revisión sobre recientes desarrollos en la obtención de datos dentro de la “hidrología de paleoinundaciones” y sus aplicaciones prácticas en análisis, como el de frecuencia, o del riesgo de inundaciones. Baker (2008) aporta también una revisión del estado del arte sobre estos métodos, su aplicación en diferentes lugares del planeta, los grandes avances, al igual que sus retos y su potencial aplicación en el marco de la gestión del riesgo de inundaciones. Brázdil et al. (2006), presentan una revisión sobre fuentes históricas de información y su tratamiento para la estimación de los caudales de la avenida asociados con éstas. Díez et al. (2007), presentaron un enfoque metodológico aplicado, en el que consideran que el uso de técnicas de la Dendrogeomorfología (es decir, sobre información extraída en raíces, troncos y ramas de árboles y arbustos localizados en determinadas posiciones geomorfológicas), permite incrementar la información que se pueda tener, o no, de registros sistemáticos y de paleoinundaciones, para la mejora de la estimación de la peligrosidad de avenidas torrenciales. Lastra et al. (2008), compararon mapas de peligrosidad estimados sobre la base de evidencias geomorfológicas y datos históricos, con otros estimados con un enfoque hidrológico-hidráulico, sugiriendo finalmente un enfoque combinado de ambas metodologías.

De acuerdo con Merz y Blöschl (2008), la expansión espacial se refiere al uso de información de cuencas vecinas para la mejora de las estimaciones en el punto de interés. Ejemplos de expansión espacial pueden ser los métodos de análisis regional de frecuencia. Por ejemplo, Cunnane (1988) presentó un conjunto de métodos y discutió sobre las potencialidades de esta tipología de análisis. Burn (1990) propone el uso del enfoque denominado “región de influencia”. Madsen et al. (1997) compararon dos métodos concretos, series de duración parcial y series máximas anuales, sobre 48 cuencas en Nueva Zelanda. Francés (1998) presentó un modelo estadístico aplicado sobre los ríos Júcar y Turia, en el cual utilizó información no-sistemática, demostrando su potencialidad para la mejora de la estimación de cuantiles. Merz y Blöschl (2005), discuten diferentes métodos de análisis regional para ser aplicados en 575 cuencas Austriacas. Ouarda et al. (2006), discuten

el potencial uso de “índices de estacionalidad de avenidas” para la delimitación de regiones homogéneas, como una alternativa a los clásicos enfoques utilizados en esta tarea clave dentro de los análisis regionales.

De acuerdo con Merz y Blöschl (2008), la expansión causal se basa en el análisis de los mecanismos generadores de la avenida en la cuenca de interés. Un enfoque pionero en esta dirección es el enfoque presentado por Eagleson (1972) denominado “curva de frecuencia derivada”, sobre el cual se basan todos los modelos teóricos de frecuencia derivada. Eagleson (1972) utiliza en su enfoque, la teoría de la onda cinemática para la determinación de la escorrentía superficial, expresa de manera independiente la intensidad y duración de la lluvia y de forma exponencial y modela el proceso de infiltración por medio de una tasa de pérdida constante. Sobre estas bases, Sivapalan et al. (1990) propusieron un modelo de frecuencia derivado, integrando el hidrograma unitario geomorfológico y la generación de escorrentía (por mecanismos de Horton o Dunne) sobre áreas parciales. Blazkova y Beven (1997), compararon el potencial predictivo de este enfoque con observaciones, mediante el uso conjunto del modelo hidrológico semi-distribuido TOPMODEL y un modelo estocástico de precipitación. Fiorentino y Iacobellis (2001) discutieron sobre los controles que ejercen las condiciones climáticas y geológicas en la distribución derivada de probabilidad. Sivapalan et al. (2005), propusieron un modelo de frecuencia derivado para tener en cuenta la variabilidad climática intra-anual (dentro un mismo año) con el cual se puedan analizar: la variabilidad estacional de las características de las tormentas y la variabilidad estacional de la lluvia y la evapotranspiración, las cuales afectan las condiciones antecedentes en la cuenca cuando ocurren tormentas individuales. Aronica y Candela (2007), derivaron las curvas de frecuencia mediante la técnica de simulación Monte Carlo, usando un simple y parsimonioso enfoque: un generador estocástico de tormentas, un modelo hidrológico de pérdidas y un modelo para la traslación de la avenida. Una potencialidad de estos métodos es el análisis físico de los factores generadores de la avenida y su posterior tratamiento estadístico. Una desventaja práctica de estos métodos, sobre todos los de simulación continua, puede ser el tiempo de computo y la complejidad del modelo estocástico de precipitación (Rogger et al., 2012).

Sobre este último enfoque mencionado, o cualquiera basado en la modelación de la precipitación-escorrentía, son de crucial importancia los datos relacionados con la precipitación. La modelación de los procesos de generación de escorrentía, se basa entre otros datos de entrada, de la precipitación, lo cual condiciona relativamente los resultados del modelo. En cuencas donde la escorrentía superficial preponderante se genera por exceso de infiltración, como son las mediterráneas, este mecanismo está generalmente asociado a tormentas de alta intensidad durante cortos períodos de tiempo (Bronstert and Bárdossy, 2003). Es indeseable entonces, establecer modelos hidrológicos -inclusive con el mayor nivel de detalle-, teniendo datos de precipitación a escalas de discretización temporales diarias. Michaud y Sorooshian (1994) evaluaron, con el uso de un modelo hidrológico distribuido aplicado una cuenca semiárida, el efecto de la densidad de mediciones de precipitación puntual en la transformación de escorrentía, demostrando que inadecuadas densidades pueden conducir por sí solas a errores en la generación del caudal pico por encima del 50%. Wheater (2002) argumenta que es evidente que para la modelación precipitación-escorrentía se requiere generar secuencias de precipitación con una adecuada estructura espacial y temporal a la escala de cuenca, incluyendo inclusive los efectos del cambio climático, o también aumentar la limitada resolución espacio-temporal de monitoreo existente. En tal sentido cobran fuerza también en este enfoque, tanto los métodos de interpolación de datos de precipitación puntual con alta resolución temporal, así como los modelos de generación sintética de la precipitación. Respecto de métodos de interpolación para la modelación de inundaciones, Haberlandt (2011) presenta una revisión de métodos convencionales y geoestadísticos, haciendo especial énfasis sobre la aplicación de los últimos (estacionarios y no estacionarios). Sobre modelos de precipitación, Wheater (2002) discute diferentes enfoques como: i) modelación puntual; ii) modelación espacio-temporal; y iii) modelación del cambio climático. Srikanthan y McMahon (2001) presentan una revisión del estado del arte sobre simulación estocástica de datos climáticos a escalas anual, mensual y diaria. Haberlandt et al. (2011) discuten varios enfoques de generación estocástica de precipitación de alta discretización temporal de acuerdo a los requerimientos típicos de estudios de inundaciones, clasificándolos en: i) "Alternating Renewal models"; ii) modelos de series temporales; iii) modelos de procesos

puntuales; iv) enfoques de desagregación y “resample”. Una breve discusión sobre métodos usualmente utilizados para resolver el problema de escala entre los datos observados y el modelo hidrológico es presentado por van den Berg et al. (2011), proponiendo a su vez un método para describir la dependencia entre escalas de representación de la precipitación (pobres y finas) basándose en el concepto de copula.

2.2.2. Métodos para el análisis de la magnitud

Como se había mencionado anteriormente, el análisis hidrodinámico se refiere a la caracterización de los procesos que suceden en la zona inundable, es decir, a la caracterización de la magnitud de la inundación con sus respectivos indicadores (calado, velocidad, sedimentos depositados, etc.). Debido a ello, las aplicaciones hidrológicas pierden fuerza, mientras las de la hidráulica, por su naturaleza, son las apropiadas. Wheater (2002) argumenta que para la modelación, de la avenida y de la inundación, es conveniente un enfoque dinámico para representar los efectos del almacenamiento transitorio (es decir yendo más allá de un análisis estacionario basado sobre el caudal pico únicamente), en donde son cuestiones centrales los datos de entrada, la representación de los procesos y la validación. En tal caso, la herramienta más útil y adecuada para transformar los caudales (observados o simulados) en esta variable, son los modelos hidrodinámicos, que van desde los modelos estacionarios en una dimensión hasta los no-estacionarios en dos dimensiones (Plate, 2009). En una más detallada clasificación, estos modelos pueden ser clasificados en función de las variaciones en tiempo, espacio y sección transversal del cauce, respectivamente como: estacionario o transitorio, unidimensional, bidimensional o tridimensional, y de lecho fijo o móvil. Una revisión de los principios físicos básicos que subyacen sobre estos métodos (ej. conservación de masa y de momentos) fue presentada de manera sintética por Lane (1998), con las respectivas consideraciones del caso, para aplicaciones hidrológicas y geomorfológicas. Bates (2004), señala que al igual que los modelos de cuenca en hidrología, la modelación de inundaciones requiere predicciones con modelos distribuidos, los cuales tienen los mismos inconvenientes respecto de: i) la ausencia de datos distribuidos para su parametrización y validación; y ii) la ausencia de una adecuada teoría tanto para el escalamiento de los valores de los parámetros derivados de ecuaciones con base puntual, a valores efectivos de parámetros a escala de celda, como

también para relacionar las medidas de validación puntual de las cantidades promedio, en tiempo y espacio, obtenidas con los modelos.

Al igual que con los modelos hidrológicos, las mismas necesidades prácticas han venido dando impulso a la búsqueda de soluciones a los problemas mencionados anteriormente, en donde sin lugar a dudas, los datos disponibles para la caracterización, tanto de cauces como de llanuras de inundación, es fundamental. La ausencia de datos con alta resolución espacial ha sido un problema crucial en la modelación hidráulica, hasta hace unos años. Hoy se cuenta con un importante avance de tecnologías para la obtención de datos topográficos de alta precisión y resolución, así como su puesta a disposición. Bates (2004) señala que en las áreas claves en las cuales los modelos de inundación requieren datos distribuidos (ej. topografía, fricción, extensión suficiente para validar), los recientes avances en sensores remotos (aéreos y satelitales), ej. LiDAR (“Ligth Detection And Ranging”) y SARs (“Synthetic Aperture Radars”), han favorecido un cambio repentino desde un enfoque de modelación con pobreza de datos a otro con riqueza. Dicho cambio ha abierto nuevos campos de investigación que contribuyen a la reducción de la incertidumbre en las predicciones realizadas con los modelos. Para el caso español y desde un punto de vista metodológico, una discusión sobre la información de partida utilizada en los estudios del sistema nacional de cartografía de zonas inundables puede verse en el capítulo “Cartografía y datos básicos de partida” en MARM (2011). En dicho capítulo se discuten algunas de las tecnologías anteriormente mencionadas y otras convencionales.

A pesar de lo anteriormente expuesto, Hardy et al. (1999) llaman la atención sobre el entendimiento de los efectos que pueda ocasionar, en los resultados de la modelación, la selección de la resolución óptima de los elementos básicos del modelo. Al respecto, los autores sugieren probar por lo menos cuatro resoluciones espaciales distintas para construir una envolvente de respuestas a la resolución espacial. Horritt y Bates (2002), encontraron que el factor determinante para la determinación de los patrones de inundación en diferentes enfoques, en una y dos dimensiones, ha sido la topografía, siendo clave por tanto, la resolución del modelo de elevación digital. Una discusión, sobre el efecto de la cartografía en los resultados de modelos hidráulicos, fue dada por ejemplo por: Bates y De Roo (2000), quienes encontraron que

la topografía fue más importante que los procesos tenidos en cuenta para la representación de la extensión de la inundación, y por Casas et al. (2005), quienes demostraron la sensibilidad de los modelos topográficos en la estimación, tanto de la extensión, como de la profundidad alcanzada por la inundación.

Bates et al. (2003) señalaron que la hipótesis de, a mayor resolución espacial más cercana es la simulación hidráulica a la “solución real”, es relativamente incierta, en la medida en que hay complejas interacciones entre los procesos que operan dentro del modelo. Bates (2004) plantea que, tanto la teoría como los enfoques de modelación están basados en un contexto de pobreza de datos, lo cual es contrario a la situación actual preponderante de una rica disposición de ellos, es decir con alta resolución, lo cual brinda un potencial para repensar el enfoque de modelación aprovechando la nueva información disponible. Al respecto, Bates et al. (2003) aportaron una metodología sobre como integrar, de una manera óptima, las nuevas bases de datos de alta resolución dentro de los modelos hidrodinámicos de baja resolución numérica, maximizando así, el uso de esta información disponible. Una discusión sobre la integración de Modelos de Elevación Digital de alta resolución en la modelación hidráulica puede verse por ejemplo en, Marks y Bates (2000) o en Sanders (2007). Matgen et al. (2007) discutieron, en el contexto de predicción en tiempo real, una metodología de integración de información de alta resolución para la extracción de las profundidades alcanzadas por la inundación (proveniente de instrumentos SAR) con modelos de elevación digital de alta resolución. Una revisión del estado del arte sobre progresos en la integración en la modelación hidráulica de datos derivados de sensores remotos (ej. extensión y profundidad de inundaciones) puede verse en Schumann et al. (2009).

En la medida de brindar mayor transparencia en el proceso de modelado, también se vienen planteando métodos para el cálculo de la incertidumbre que subyace en este enfoque. Diferentes fuentes de incertidumbre se identifican, ej. las observaciones de las variables (precipitación y caudales), el modelo del terreno, la escala, la estructura y parametrización del modelo, así como sus condiciones de frontera, entre otros. Ejemplos sobre la cuantificación de la incertidumbre pueden ser los trabajos de Aronica et al. (1998), Romanowicz y Beven

(2003), Pappenberger et al. (2006), Pappenberger et al. (2007) o Bales y Wagner (2009). Merwade et al. (2008) clasifica los métodos utilizados para el análisis individual de las incertidumbres mencionadas en: i) métodos para establecer bandas de incertidumbre en análisis y cartografía de inundaciones en cuencas aforadas; ii) métodos en cuencas no aforadas; iii) enfoques inversos para identificar los procesos críticos del sistema; iv) métodos de asimilación de datos reales; y v) métodos cualitativos.

Como todo modelo, el objetivo de la modelación hidrodinámica es reproducir lo más cercano posible a la realidad, el comportamiento del flujo, tanto en el cauce, como en las zonas adyacentes propensas a inundarse. Cuando el cauce es desbordado, el flujo pierde su patrón unidimensional, siendo entonces los modelos en dos y tres dimensiones los que parecen ser la mejor solución para representar la hidrodinámica de la llanura de inundación (González-Sanchis et al., 2012). A pesar del nivel de detalle de los modelos tridimensionales, los cuales se basan en la resolución de las ecuaciones de Navier-Stokes, éstos tienen un alto costo computacional, por lo que en términos prácticos, los modelos preponderantes se pueden agrupar, en las siguientes tres categorías según Messner et al. (2007): “celdas de almacenamiento”, 1D y 2D (en su orden de complejidad respectivamente) o en cuatro categorías según Sanders (2007), cero-dimensionales, 1D, 2D o híbridos. La base de los modelos de celdas de almacenamiento es la separación del área inundable en elementos representativos, ej. TINs (“Triangular Irregular Networks”) o polígonos (Estrela, 1994), lo cual depende fundamentalmente de la resolución del Modelo Digital del Terreno. Los modelos cero-dimensionales se basan en una relación entre la profundidad del agua y curvas de gasto. Los modelos unidimensionales son quizá de los más utilizados debido a que no demandan mucha información de entrada y no son tan costosos computacionalmente hablando, además de estar disponibles gratuitamente algunos de ellos, (ej. el famoso modelo HEC-RAS). Los modelos unidimensionales se basan generalmente en las ecuaciones unidimensionales de los principios de continuidad y momentum, resueltas a través de diferencias finitas. Los modelos bidimensionales permiten el cálculo de la extensión, profundidad y duración del flujo. Éstos se basan en la resolución de las denominadas ecuaciones “shallow-water”, las cuales se resuelven mediante diferencias o volúmenes finitos. Los modelos

híbridos, modelan el flujo en una dimensión en el canal principal y en cualquier otro elemento de transporte de flujo, mientras el área inundada es modelada bidimensionalmente. Una descripción comparativa de estos modelos con sus respectivas consideraciones en términos metodológicos puede verse en Werner (2004), Woodhead et al. (2007), Messner et al. (2007) o Asselman et al. (2009). Una síntesis de los progresos en el uso de modelos espacialmente distribuidos de reducida complejidad puede verse en Hunter et al. (2007).

Desde todas las clases posibles de modelos, el establecimiento óptimo del modelo hidrodinámico para la gestión del riesgo de inundaciones depende de dos aspectos centrales, los procesos relevantes en los eventos de inundación y, el tipo de tarea a realizar, ej. predicción en tiempo real o proyección futura (Woodhead et al., 2007). La tarea que nos atañe en esta tesis doctoral es el análisis de la situación actual y la proyección futura. En ese caso, la selección del modelo hidrodinámico a utilizar es deseable se realice en función del comportamiento observado, tanto de la avenida, como de la inundación en la zona de estudio. Büchele et al. (2006) plantean que, en los casos en los que los patrones de flujo en una determinada sección transversal se caracterizan por tener compactas y coherentes líneas de flujo, los modelos en una dimensión son adecuados, pero que en el caso de geometrías o patrones de flujo considerados complejos, los modelos en dos dimensiones son utilizados para realizar un análisis espacial diferenciado. En el caso de las cuencas del mediterráneo español, las características físicas determinan claramente el uso del enfoque a escoger. Estas cuencas son pequeñas y escarpadas, con conos y abanicos aluviales de todos los tamaños, desde varios cientos de km² hasta menos de un km², en donde el comportamiento hidráulico es básicamente en dos dimensiones y en muchos casos supercrítico (Marco, 1995). Como lo recuerda Marco (2006), una de las conclusiones centrales del PATRICOVA fue que debido a las características físicas del territorio valenciano, conos aluviales y relieve invertido, se hace necesario el análisis hidráulico bidimensional, análisis igualmente necesario en cuencas altamente antropizadas donde las características hidráulicas de la crecida son fuertemente alteradas, provocando flujos bidimensionales en la mayor parte de los casos.

Al igual que con los modelos hidrológicos, se requiere información observada de variables a modelar para las fases de calibración y validación. El objetivo es, calibrar, con unos datos distintos de los de validación, para probar la robustez del modelo en la representación de los procesos físicos preponderantes. En general, para estos modelos la información utilizada se refiere a manchas de inundación, profundidades o velocidades observadas en una inundación histórica, así como también a observaciones puntuales de una estación de aforos. Horritt y Bates (2002) discuten dos estrategias para la evaluación del comportamiento de los modelos, con sus potencialidades y falencias. Por un lado, se puede calibrar un modelo con un hidrograma observado, para luego ser evaluado por su capacidad para la reproducción de una mancha observada. El inconveniente es que los parámetros, identificados con un evento en concreto, pueden diferir ostensiblemente con los de otro distinto, lo cual reduce su capacidad predictiva. Para solventar lo anterior, un criterio de evaluación es la robustez del modelo frente a diferentes magnitudes de eventos, es decir, la comparación de la capacidad de reproducción de una mancha de inundación de un evento de baja magnitud frente a uno de alta. El inconveniente puede ser la carencia de información suficiente de manchas de inundación. Esto último es cada vez menos problemático, en la medida en que hay mayores bases de datos disponibles de inundaciones observadas a altos niveles de resolución. Sin embargo, estas bases de datos son relativamente recientes. De acuerdo con Bates (2004), la extensión de la inundación es una potente herramienta para calibrar y validar los modelos, ya que es la característica más fácil de determinar sobre escalas apropiadas, siendo inclusive soporte para un análisis de sensibilidad.

En una última consideración sobre estos métodos, Wheeler (2002) recomienda un enfoque integrado de modelos climáticos, hidrológicos e hidráulicos para los sistemas soporte-decisión. De esta manera se puedan representar, de manera eficiente, los diferentes procesos involucrados, para un variado rango de escalas.

2.2.3. Mapas de peligrosidad

Los mapas de peligrosidad de inundaciones no son nuevos, éstos ya vienen siendo usados por diferentes instituciones públicas o privadas alrededor del mundo. Especial mención, por su vanguardia, son los

mapas de peligrosidad establecidos por la Agencia Federal para la Gestión de Emergencias (FEMA por sus siglas en inglés) la cual ha administrado el Programa Nacional de Seguros contra Inundaciones (NFIP por sus siglas en inglés) en EE.UU., desde su proclamación por ley en 1968. Estos mapas han evolucionado, desde los primeros mapas que usaron métodos aproximados para la delineación de los límites de la llanura de inundación (denominados Flood Hazard Boundary Maps – FHBM-), hasta los que se utilizan actualmente (denominados Flood Insurance Rate Map –FIRM-) los cuales incluyen además de la profundidad de la inundación, otras características que contribuyen a acondicionar las nuevas construcciones sujetas a potenciales daños. En este contexto geográfico, de Moel et al. (2009) realizaron una evaluación del estado del arte de metodologías cartográficas implementadas en 29 países europeos, concluyendo que, muchos de los proyectos identificados comenzaron hace apenas una o dos décadas y que, existen diferencias tanto en el territorio nacional cubierto, como en las metodologías empleadas. Los autores en mención, han encontrado que es generalizado el uso de clases cualitativas expresadas de manera matricial, donde se presentan características asociadas como calado, velocidad y período de retorno. Sin embargo, también han encontrado que los mapas de extensión son los más comunes, y en su orden descendente están los mapas que presentan otras características de la inundación como calados (más común), velocidad (algunas veces) y muy raramente la propagación. Igualmente, no es común encontrar mapas explícitos de peligrosidad y consecuencias, y es muy raro encontrar mapas donde se combinan la peligrosidad y las consecuencias para determinar los mapas de riesgo.

Recientemente, en España se han dado importantes esfuerzos, tendientes a homogeneizar metodologías para el análisis de la peligrosidad y su cartografía. A mediados de la década pasada, el IGME impulsó el Plan de Cartografía de Riesgos Geológicos (PRIGEO) con el que se han propiciado las Jornadas Técnicas sobre Cartografía de Peligrosidad de Inundaciones en 2006. En dichas jornadas se han compartido experiencias nacionales e internacionales, aspectos metodológicos e iniciativas de normalización cartográfica, así como aplicaciones concretas (ver Díez et al., 2006). Igualmente son novedosos el Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables

(SNCZI¹⁰) y la reciente publicación de la “Guía Metodológica para el desarrollo del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables” (MARM, 2011), ambos bajo la tutela del gobierno del Estado. Marco (2006), recuerda que uno de los planes pioneros a nivel autonómico, ha sido el de la Comunidad Valenciana, emprendido justo después de la crecida desastrosa del río Júcar en 1987 y que finalizó 15 años después con el Plan de Acción Territorial de carácter sectorial sobre prevención del Riesgo de Inundación en la Comunidad Valenciana (PATRICOVA), el cual fue seguido por otras autonomías como Catalunya, Andalucía, País Vasco, Murcia y Castilla La Mancha. Explicaciones metodológicas sobre estas experiencias pueden verse como sigue. Jiménez et al. (2006), presentaron la elaboración cartográfica de peligrosidad en la plana del Júcar, en la que sugieren estudios complementarios donde se incluyan aspectos como la valoración económica de daños o estudios de detalle a escala municipal; ver adicionalmente en Ferrer (2006), la presentación del “Programa de cartografía de Riesgo” en la Ribera del Júcar. Borrás et al. (2006), presentaron la delimitación de zonas inundables para la elaboración del Plan Especial de emergencias para inundaciones en Cataluña (INUNCAT). Rodríguez y Delgado (2006), presentaron los estudios hidráulicos llevados a cabo en el Levante almeriense en el marco de la implementación del Plan de Prevención de Avenidas e Inundaciones en Cauces Urbanos Andaluces (P.C.A.I); Marquínez et al. (2006), presentaron el análisis histórico-geomorfológico e hidrológico-hidráulico desarrollado en cuencas del noroeste (Galicia y Asturias). Llorente et al. (2006), presentaron una recopilación bibliográfica extensa, clasificada tanto temática como cronológicamente, además de un resumen de estudios utilizados en producción cartográfica en términos de escalas espaciales (desde núcleos urbanos hasta lo estatal) así como de las metodologías empleadas. Díez et al. (2008a), desarrollaron la metodología implementada en Castilla-La Mancha para la elaboración del Plan Especial de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones (PRICAM). Un aporte en la misma dirección del Manual de Buenas Prácticas de Mapas de Inundaciones en Europa (producto de la iniciativa EXCIMAP “Exchange Circle on Flood Mapping”, ver EXCIMAP, 2007) ha sido la guía propuesta por el IGME bajo el título “Mapas de peligrosidad por avenidas e inundaciones: Guía metodológica para su elaboración” (Díez et al., 2008b).

¹⁰ <http://sig.magrama.es/snczi/>

Para la determinación de la peligrosidad en núcleos urbanos de tamaño medio, Llorente et al. (2006) resumieron que hasta ese momento, los trabajos analizados en España, se podían agrupar dentro de los siguientes tipos: i) histórico-estadístico; ii) hidrológico-hidráulico; iii) geológico-geomorfológico, los cuales tenían como resultados mapas sintéticos en escalas que van desde 1:2,500 hasta 1:25,000. Dentro de la guía del MARM (2011) se presentan un compendio de metodologías que se pueden resumir como sigue: i) análisis histórico; ii) análisis geomorfológico; iii) análisis geomorfológico-histórico; iv) estudios hidrológicos; y v) estudios hidráulicos. Ruiz et al. (2008), plantean que a escalas de trabajo, de entre 1:1.000 a 1:10.000, es recomendable emplear métodos tales como, histórico a nivel local, geomorfológico de detalle o hidrológico-hidráulico. En la guía del MARM (2011) se sugiere que para la delimitación del Dominio Público Hidráulico probable, el enfoque hidrológico-hidráulico debe servir de herramienta de apoyo al enfoque geomorfológico-histórico para un cálculo más preciso. De Moel et al. (2009), mencionan que el uso de inundaciones históricas es un primer indicador de como éstas se han presentado en el territorio, pero que sin embargo este enfoque tiene restricciones para intentar extrapolar más allá de sus características concretas en espacio-tiempo. Por otro lado, Marco (2006) plantea que el uso, de cartografía geomorfológica de riesgo, es adecuado como información cualitativa y puede ser suficiente en cerca del 80% de los casos para la toma de decisiones, pero que sin embargo, no es el más adecuado en zonas altamente antropizadas que alteran radicalmente la hidráulica de la crecida, situación en la cual se impone el cálculo de tipo cuantitativo mediante el análisis hidrológico e hidráulico. En este nivel, el uso de herramientas estadísticas y de modelación son ampliamente utilizadas con el objetivo de calcular hipotéticas inundaciones (de Moel et al., 2009). Aquí, la modelación tiene el común propósito de brindar información de soporte para la toma de decisiones y la selección de sus tipologías obedecerá principalmente al grado de incertidumbre que sea aceptable (Hall et al., 2003). Según la clasificación dada por Hall et al. (2003) a escala de cuenca, los gestores deberán implementar técnicas de análisis del riesgo a un nivel intermedio o de detalle.

En la lengua anglosajona no hay consenso en ocasiones en la definición castellana de “mapa de peligrosidad”. Merz et al. (2007) proponen una diferenciación entre “mapa de amenaza” y “mapa de peligrosidad”, en

donde el primero representa la distribución espacial y el segundo es la distribución espacial en términos de la intensidad y su probabilidad de excedencia. Ejemplos de la primera tipología de mapas pueden contener información sobre áreas inundadas por eventos históricos, niveles alcanzados por el agua o los sedimentos, duración, posibles áreas inundables por el fallo de una infraestructura hidráulica, localizaciones específicas de puntos sensibles a daños, etc. Ejemplos de la segunda tipología de mapas dados por Merz et al. (2007) pueden ser, un mapa de área inundada asociada a un período de retorno y a la distribución espacial de niveles de agua, o uno con las mismas características pero superponiendo diferentes períodos de retorno. En castellano, la primera definición dada por Merz et al. (2007) puede ser encuadrada como un mapa de extensión de la inundación, coincidente igualmente con la acepción anglosajona. Por otro lado, de Moel et al. (2009) resumen dentro de las tipologías de mapas, los de extensión y calados como los más importantes y usuales dentro de la representación de la peligrosidad, pero que en función de las necesidades se pueden representar otros parámetros físicos como velocidad, duración, propagación y tasa de crecimiento. Pérez (2012) distingue dos tipologías, los mapas de áreas inundables que se limitan a concretar el área potencialmente afectada por las inundaciones, y los mapas de peligrosidad que describen características del evento que lo pueden convertir en más o menos dañino. Un resumen de estas tipologías de mapas puede ser visto en el apartado de mapas de riesgo, en la Figura 2-7, en la cual los mapas de peligrosidad son, el numeral (b) que representa la extensión y la probabilidad de excedencia, y el numeral (d) que representa un mapa de calados con una clasificación cualitativa de la peligrosidad el cual ha sido denominado “mapa de amenaza”.

En la cartografía de peligrosidad se pueden representar diferentes características físicas de la inundación, sin embargo por su utilidad y mayor fiabilidad en el cálculo, es muy corriente el uso de la profundidad alcanzada en el área inundada y su extensión, como ya se ha visto anteriormente. Sobre esta base, es generalizada la siguiente metodología con tres componentes fundamentales: i) estimación de caudales para períodos de retorno específicos, donde pueden usarse métodos estadísticos de valores extremos, técnicas de regionalización o modelos hidrológicos; ii) conversión de caudales en calados, utilizando

enfoques desde los llamados cero-dimensionales hasta los de 2 dimensiones; y iii) determinación del área inundada, donde se combinan las profundidades alcanzadas por la inundación con un modelo de elevación digital, expresando la extensión o calado de la inundación. En línea con la definición de peligrosidad, el uso de la profundidad alcanzada por el agua, sintetiza los principales requerimientos, ya que permite la integración, de los resultados del modelo estadístico y el modelo hidrodinámico, en un sistema de información geográfica para el diseño de la cartografía. Igualmente, permite a posteriori su integración con los métodos de determinación de las consecuencias (ej. curvas calado-daño) para la determinación de la cartografía de riesgo. Un interesante resumen de información deseable o esencial sobre estos mapas, es presentado por van Alphen et al. (2009), en donde la extensión se requiere en todas las actividades y la profundidad en casi todas. La Tabla 2-1 resume esta información requerida en cada actividad, en el contexto del ciclo de gestión del riesgo.

Tabla 2-1. Información Esencial (E) o Deseable (D) en las actividades del ciclo de gestión del riesgo (Adaptado de van Alphen et al., 2009)

Actividad del ciclo de gestión del riesgo	Extensión / probabilidad	Profundidad
Planeamiento de usos del suelo	E	D
Prevención / Análisis preliminar	E	
Prevención / Planeamiento	E	E
Respuesta / Gestión de desastres	E	E
Recuperación / Aseguramiento	E	D
Conciencia pública	E	D

De acuerdo con la normativa española -RD 903/2010- (Ministerio de la Presidencia, 2010), los mapas de peligrosidad deben representar, la extensión previsible de la inundación y los calados o nivel de agua, según proceda, y en los casos en que se considere necesario, se podrá incluir también información adicional relevante como los caudales y/o velocidades máximas alcanzadas por la corriente en la zona inundable, es decir, sobre los *terrenos que puedan resultar inundados por los niveles teóricos que alcanzarían las aguas en las avenidas cuyo período estadístico de retorno sea de 500 años.*

Si se ha definido el uso de la modelación hidráulica bidimensional, los mapas de calados y extensión pueden ser complementados con

información sobre la distribución espacial de velocidades. Este último factor es de especial importancia en las consecuencias sobre las personas, ya que velocidades superiores a 0.5 m/s pueden arrastrarlas (Marco, 1994), así como en daños estructurales, principalmente sobre vías (Kreibich et al., 2009). Un ejemplo de vinculación de esta variable, son los mapas de los Planes de Prevención de Riesgos de Inundaciones franceses, que van desde la escala local a la nacional, los cuales establecen que para una inundación de referencia existen dos niveles de exposición, siendo la exposición alta si la velocidad es mayor a 0.5 m/s; en el caso de eventos que se producen muy rápidamente y el nivel del agua incrementa en unas horas, este umbral se reduce a 0.2 m/s (cf. Paquier, 2006). Marco (1994) señala que la velocidad es muy sensible a la rugosidad y a la estimación de parámetros hidráulicos, por lo que es más aconsejable el uso combinado de las variables profundidad-velocidad para establecer zonas de alto riesgo. Reconociendo la pertinencia de esta última conclusión, Merz et al. (2007) presentan la matriz utilizada por las autoridades suizas para el planeamiento territorial, en la cual se vinculan la intensidad (calado y velocidad) con la probabilidad, donde dicha intensidad es *severa* para valores mayores a $2\text{m}^2/\text{s}$, *media* para valores entre 0.5 y $2\text{m}^2/\text{s}$ y *leve* para valores menores a $0.5\text{m}^2/\text{s}$. En la modificación del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (Ministerio de la Presidencia, 2008) se establece que se debe cumplir al menos unos de los siguientes criterios para la consideración de graves daños sobre las personas y los bienes en la denominada “zona de flujo preferente”: i) calado superior a 1m; ii) velocidad superior a 1m/s; o iii) el producto de ambas variables sea superior a $0.5\text{m}^2/\text{s}$. En la misma dirección, la Agencia Andaluza del Agua ha venido aplicando como umbral de inicio de daños graves, sobre personas y vehículos en zonas rurales y urbanas, los anteriores criterios pero siendo más conservadora: el criterio de calado se cumple para valores mayores o iguales a 0.5m, y a los otros dos criterios les establece el condicional “mayor o igual” (cf. Seda y Roca, 2009). Di Baldassarre et al. (2009b), presentaron una relación entre la velocidad, la profundidad y la peligrosidad para cinco clases, desde la cero que representa las áreas que no corresponden a escenarios de inundación, hasta la cuatro que representa muy alta peligrosidad. A pesar de lo anterior, Kreibich et al. (2009) llegaron a la siguiente conclusión: para la modelación del daño de inundaciones, especialmente en términos monetarios, la velocidad no es un indicador recomendable por su grado

de incertidumbre. En el caso de ser necesarios los mapas de peligrosidad para la fase de planeamiento de futuras intervenciones, este factor quizá no sea muy importante. En el caso de mapas utilizados para sistemas de predicción en tiempo real, este factor será determinante, por ejemplo, en la activación de alertas tempranas y tareas de evacuación.

Como se ha mencionado anteriormente, de Moel et al. (2009) analizaron prácticas cartográficas en Europa y encontraron que los mapas que presentan la peligrosidad, como función de extensión y período de retorno, son los más comunes (23 de los 29 países analizados), en los cuales en general se presentan tres períodos de retorno mediante líneas de colores o matices. Estos períodos de retorno varían de país en país, siendo comunes los que utilizan umbrales de 100 años para las inundaciones más comunes y 1,000 para las más raras. En España por ejemplo, desde la Directriz Básica de Planificación de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones, publicada en el B.O.E. de 14 de febrero de 1995 (Ministerio de Justicia e Interior, 1995), se clasificaron tres zonas inundables con los siguientes criterios: i) zona de inundación frecuente para avenidas de período de retorno de cincuenta años; ii) zonas de inundación ocasional para avenidas de período de retorno entre cincuenta y cien años; iii) zonas de inundación excepcional para avenidas de período de retorno entre cien y quinientos años. El estudio regional PATRICOVA (COPUT, 2002) clasificó seis zonas en función tanto de la frecuencia (con umbrales de 25, 100 y 500 años) como del calado (teniendo en cuenta un umbral de 80cm). En la guía del MARM (2011), se establece que para la zonificación de la inundabilidad, se definirán los límites de las zonas cubiertas por los máximos niveles alcanzados durante las avenidas de al menos, los períodos de retorno de 10, 100 y 500 años, teniendo en cuenta el régimen de la cuenca (estado natural o alterado). Con la entrada en vigor de la normativa específica para el riesgo de inundaciones (Ministerio de la Presidencia, 2010), se ha orientado que los mapas de peligrosidad deben contener por lo menos los siguientes escenarios: i) alta probabilidad de inundación, cuando proceda; ii) probabilidad media de inundación (período de retorno mayor o igual a 100 años); y iii) baja probabilidad de inundación o escenario de eventos extremos (período de retorno igual a 500 años). Lo anterior, imprime un mínimo nivel de homogeneidad en la representación cartográfica.

Sobre un estudio participativo, Meyer et al. (2012) encontraron que la representación del área inundable así como el calado, son informaciones críticas en la cartografía de inundaciones, las cuales deben estar adecuadamente representadas en los mapas, teniendo en cuenta el público al cual van dirigidos éstos. Si los usuarios son personal dedicado al planeamiento estratégico, la expresión de estos mapas, en función de probabilidades de excedencia o períodos de retorno, es adecuada; si es para públicos no familiarizados, clasificaciones de alta, media o baja peligrosidad, deben ser adoptadas.

Una consideración importante sobre estos mapas, son los criterios de escala. En Estados Unidos, la FEMA tiene unas guías metodológicas específicas por tipología de inundaciones (ej. fluviales, costeras) donde diferentes escalas son utilizadas tanto en los denominados Mapas de Tasas de Aseguramiento contra Inundaciones (FIRM por sus siglas en inglés) así como en los de vía de intenso desagüe (floodway maps). Estas escalas, dependen del tamaño del área cartografiada para una comunidad y el mapa base que es usado. Escalas de detalle aproximadas entre 1:500 y 1:2,000 son posibles. Paquier (2006) menciona que en Francia, cuando hay estudios complementarios, la escala de representación de los mapas para los planes de prevención de riesgos de inundación puede llegar hasta 1:2,000, pero que utilizando el método Inondabilité la escala puede ser desde escala de parcela hasta la de cuenca. Büchele et al. (2006) mencionan que en Alemania las técnicas de cartografía de peligrosidad varían entre Estados dependiendo de aspectos locales, pero que sin embargo en muchos de éstos, la delineación de zonas de inundación está por encima de la escala 1:5,000, reconociendo la peligrosidad de manera discreta en parcelas y objetos. Merz et al. (2007), mencionan que en general estos mapas se encuentran entre un rango de escalas de 1:2,000 hasta 1:20,000. Dentro del PATRICOVA, se ha cartografiado todo el territorio de la Comunidad Valenciana a una escala base 1:80,000 la cual fue adaptada al Sistema de Información Territorial de la Comunidad Valenciana para que fuese utilizable en planificación urbanística, es decir a una escala 1: 2,000 (Olcina, 2010). En el capítulo cuarto de la guía de buenas prácticas para cartografía de inundaciones en Europa (EXCIMAP, 2007), se han realizado un par de consideraciones respecto de la escala de los mapas de peligrosidad más comunes: i) escala detallada para planeamiento urbano (1:2,000 hasta 1:25,000),

particularmente en áreas montañosas o de fuertes pendientes donde el territorio afectado es estrecho; ii) escala indicativa para planeamiento rural en extensas llanuras de inundación (1:100,000 hasta 1:1,000,000). Igualmente, las escalas utilizadas para representar los datos deben estar acordes con la escala original y la precisión de los trabajos de modelación y cartografía.

Otra consideración importante en la representación cartográfica son las convenciones utilizadas para los elementos, principalmente los colores, ya que como mencionan van Alphen et al. (2009), se debe tener cuidado con interpretaciones erróneas del color, aspecto principalmente importante en situaciones de emergencia. EXCIMAP (2007) resume que en las prácticas cartográficas de peligrosidad en Europa, el color frecuentemente utilizado para brindar información sobre la extensión de la inundación es el azul, ejemplificando con dos escalas distintas, azul oscuro para las inundaciones frecuentes y azul claro para las áreas cubiertas durante las inundaciones menos frecuentes, al igual que una escala graduada de azules para la representación de los calados. Van Alphen et al. (2009) sugieren tener en cuenta varios aspectos: i) el uso del color azul para la representación de las áreas inundables ya que socialmente es asociado al agua; ii) el uso de graduación de colores para representar diferentes intensidades de un sólo parámetro; iii) el uso de mapas en blanco y negro puede ocasionar confusiones, ya que se podrían generar similares escalas de grises entre lo que serían graduaciones de color distintas, por tanto, éstos deben ser evitados; iv) entramados pueden ser usados para diferenciar colores representando diferentes parámetros. Además de lo anterior, Hagemeyer-Klose y Wagner (2009) sugieren usar como fondo, ortofotos o mapas que faciliten la orientación. Meyer et al. (2012) sugieren otros aspectos sobre la visualización de los mapas tales como, diferenciación clara entre áreas en riesgo y las que no, así como una leyenda grande y clara con limitada cantidad de información, donde las clases graduadas no pasen de cinco y estén organizadas en valores decrecientes. El uso de convenciones universales como la escala del mapa y la flecha indicando el Norte, deben ser consideradas también.

2.3. Metodologías para la determinación de la vulnerabilidad

Teniendo en cuenta que los receptores hacen parte de los componentes del sistema en análisis y sus interacciones, las consecuencias pueden ser variadas, pero siempre refiriéndose a consecuencias negativas. En tal sentido, es reconocido ampliamente que el análisis se enfoca en los denominados “elementos en riesgo”, es decir, a la vulnerabilidad de los receptores expuestos a la inundación. La visión tradicional de las consecuencias de inundaciones está enfocada a las pérdidas o daños. La principal causa de estos daños es la interacción de la inundación con los receptores expuestos, la cual depende de las características de cada una de estas variables. Estas características están asociadas a las fuerzas hidrodinámicas e hidrostáticas del flujo, el impacto que puedan causar los escombros, sedimentos o contaminantes que circulan, así como la elevación y duración de contacto entre el flujo y los receptores. Bajo esta perspectiva, Smith y Ward (1998) clasifican las pérdidas como directas e indirectas y en ambos casos en términos de lo tangible y lo intangible, estando dentro de esta última clasificación, las catalogadas como principales o secundarias. Jonkman et al. (2008a) resaltan que si bien la anterior clasificación es común dentro de la comunidad científica y expertos de la materia, no lo es en la delimitación de la tipología de daños directos o indirectos. En tal sentido, es necesario aclarar dichos términos. Daños directos son los daños producidos por el contacto físico entre el flujo de la inundación y los elementos ubicados en el área afectada por ésta. Los daños indirectos son los producidos por los daños directos, pero en una dimensión espacio-temporal distinta del evento de inundación. Los daños tangibles son los que pueden ser cuantificados monetariamente, mientras los intangibles no, debido a la dificultad de transferir dichas consecuencias en términos monetarios. Un resumen de las anteriores tipologías de daños se presenta en la Tabla 2-2.

La información sobre el riesgo de inundaciones en áreas específicas del territorio es fundamental, tanto para la población, como para la toma de decisiones en la proyección de futuras medidas de control y el análisis costo-beneficio de las mismas (Büchle et al., 2006). En la medida en que el presente trabajo aborda esto último, es necesario recordar dos cuestiones ya introducidas en la definición de conceptos: i) que el

enfoque se ha centrado exclusivamente en métodos relacionados con la cuantificación de la vulnerabilidad económica, en la perspectiva de poder vincular esta variable en el análisis de estrategias de reducción del riesgo, es decir, para tareas de planificación; y ii) que se han adoptado dos indicadores de la vulnerabilidad que brindan información sobre, los elementos del sistema que pueden verse afectados (exposición) y, su grado de daño (susceptibilidad). Esta última incluyendo el valor social. De acuerdo con lo anterior, el indicador exposición será brevemente revisado y se hará mayor énfasis en los métodos para la cuantificación de daños directos tangibles, los cuales tienen un mayor nivel de fiabilidad, debido a que es la categoría en la cual se pueden obtener datos, con mayor facilidad, para el establecimiento de métodos de cálculo cuantitativo.

Tabla 2-2. Diferenciación de tipologías de daño

	Tangible	Intangible
Directo	Daño físico en bienes (edificaciones, mobiliario, infraestructura, vehículos). Pérdida de suelo cultivable y de cosechas. Interrupción de negocios dentro del área afectada Costos en el sistema de atención de emergencias. Reconstrucción de medidas de defensa. Costos de limpieza.	Muertes. Personas heridas. Consecuencias en la salud física y moral de las personas. Patrimonio cultural e histórico Impactos negativos en los ecosistemas.
	Indirecto	Pérdidas en negocios y cambios en los patrones de producción y consumo. Interrupción del tráfico o de otros servicios públicos. Alojamiento temporal de evacuados.

Teniendo en cuenta las anteriores consideraciones, es importante señalar que es necesario continuar con una futura línea de investigación que permita involucrar las otras tipologías de consecuencias, es decir, que se integre a la dimensión económica, las dimensiones social y ecológica, teniendo en cuenta las tipologías de daños resumidas anteriormente. Ver al respecto por ejemplo, Gruntfest (1995) sobre

impactos económicos y sociales a largo plazo; Krug et al. (1998), sobre la relación entre suicidios y desastres naturales; Simonovic (1999), quien establece criterios sociales para la evaluación de medidas de control de inundaciones; Tapsell et al. (2002), quienes introducen las dimensiones social y sanitaria de la vulnerabilidad; Ahern et al. (2005), sobre evidencias epidemiológicas de los efectos en la salud provocados por las inundaciones; Hajat et al. (2005), sobre una revisión de las consecuencias físicas y psicológicas de las inundaciones en Europa; Werritty et al. (2007), sobre una revisión del estado del arte sobre impactos sociales. De acuerdo con recientes métodos para la cuantificación de estos daños, Jonkman et al. (2008b) presentaron una revisión de métodos para la cuantificación de pérdidas de vidas humanas, Brouwer y van Ek (2004) y Kubal et al. (2009) sobre una evaluación integrada de impactos sociales, ecológicos y económicos, Jonkman et al. (2008a) sobre una metodología integrada, de daños económicos directos e indirectos así como de pérdida de vidas humanas, aplicada en el sur de Holanda. Algunos reportes del proyecto FLOODsite han aportado en la misma dirección, por ejemplo, Tapsell et al. (2008) brindan una revisión de métodos para entender y modelar daños socioeconómicos y ecológicos, mientras Messner et al. (2007) presentan unas guías para la estimación de daños, con revisión de conceptos y métodos en los que se incluyen los daños directos e indirectos, las dimensiones social, sanitaria y ecológica, así como los efectos en la reducción del daño por la implementación de medidas. Finalmente, Veerbeek (2007) presenta una revisión del estado del arte sobre métodos para la estimación de daños indirectos, mientras en Markantonis et al. (2012) puede verse una revisión del estado del arte sobre métodos de cuantificación de consecuencias intangibles de amenazas naturales.

2.3.1. Métodos para determinar la exposición

La cuantificación de los elementos expuestos a la inundación es a primera vista una cuestión sencilla, dado el marcado carácter territorial de las inundaciones. Debido a esto, es generalizado el uso de Sistemas de Información Geográfica, los cuales permiten realizar análisis diferenciados de los receptores, introducir métodos cuantitativos, así como integrar los resultados de los diferentes métodos que cuantifican las variables que definen el riesgo y su cartografía. Tales receptores pueden ser, población, bienes, servicios públicos y privados,

ecosistemas. Empero, tanto unos como otros, están relacionados con el uso del suelo del área que potencialmente puede verse afectada y su valor social. En el siguiente apartado se discute sobre la exposición de receptores desde una perspectiva económica, ya que claramente su estimación está implícita en el método de estimación de los daños directos tangibles. La estimación de la variable exposición es sencilla mediante herramientas de SIG: tras un cruce espacial de datos, del área inundada con el de usos del suelo, es posible la extracción de los receptores expuestos a la inundación.

A pesar de estar fuera del alcance de esta tesis, la dimensión humana es clave en la medida que es indeseable cualquier pérdida humana y los daños económicos evidentemente dependen de la organización social, por lo que se discute brevemente sobre métodos sobre esta tipología de exposición, llamando la atención sobre su integración en futuras metodologías. Se citan algunos ejemplos. Camarasa et al. (2011) proponen una metodología de estimación de la exposición humana con indicadores en función del uso del suelo y del tiempo, estableciendo tres escenarios diferenciados: días laborables, noches y festividades, con una diferenciación adicional para infraestructura hospitalaria. Feyen et al. (2012) se basan en una malla de densidad de población europea a una resolución de 100m -extraída desde Gallego y Peedell (2001) a partir de la cobertura del CLC- derivando funciones de probabilidad de exposición humana para luego estimar cuantitativamente la Exposición Anual de Población Esperada. Respecto del uso de la información del CLC para la estimación de la densidad poblacional en España, Goerlich y Cantarino (2011) mencionan que no es el método más apropiado debido que la resolución del CLC, con relación a la localización de la población, no se ajusta a los patrones observados sobre altas concentraciones en núcleos urbanos, las cuales en muchas ocasiones lo están en muy reducidas dimensiones. En tal sentido, Goerlich y Cantarino (2011) proponen un método binario que sólo asigna población a polígonos urbanos convenientemente delimitados, el cual fue aplicado para la construcción de un mapa ráster de resolución 100m para la población de la Comunitat Valenciana. Dicho método ha sido mejorado integrando información censal con la de ocupación del suelo proveniente del SIOSE2005 y utilizando un método de ponderación areal para determinar una malla para todo el territorio español a una resolución de celdas de 1km (cf. Goerlich y

Cantarino, 2012). La validación de este último método demostró que el error cometido en la estimación de la población está entorno a un 0.05%. Debido a la confiabilidad en la distribución espacial de la población, la anterior metodología puede ser idónea para la estimación de los mapas de exposición humana a las inundaciones sobre la base de los mapas de peligrosidad para una escala de trabajo regional. La debilidad del anterior método es su carácter estático, debido a que se basa en la población residente, es decir, a una foto fija de la población en horario nocturno, lo que daría resultados inadmisibles en el caso de inundaciones en franjas horarias distintas. Al respecto, es importante tener en cuenta por ejemplo, las consideraciones temporales dadas por Camarasa et al. (2011) o Hofstetter y Herzog (2011), o las espacio-temporales dadas por Bright y Bhaduri (2010) o Martin (2010).

2.3.2. Métodos para determinar la susceptibilidad

Como ya se había introducido, la susceptibilidad se refiere al grado de daño o pérdidas que pueden experimentar los receptores expuestos a la inundación. Smith y Ward (1998) señalan que en la práctica, las prioridades metodológicas se han enfocado en la estimación de daños económicos directos, principalmente, porque ha sido la prioridad establecida por organismos públicos en los análisis de costo-beneficio de los proyectos para el control de inundaciones. En esta dimensión de la vulnerabilidad económica, es ampliamente difundido que, la susceptibilidad es expresada por funciones de daño o pérdidas. Las funciones más utilizadas y reconocidas mundialmente son las funciones calado-daño (“stage-damage functions” o “depth-damage functions”) las cuales relacionan la característica profundidad (calado) con el daño de los elementos en riesgo. Es reconocido que esta característica de la inundación es de las principales causantes de daños. A mayor profundidad alcanzada en el área afectada, mayores daños sobre los elementos expuestos pueden ser esperados. Se destacan los trabajos pioneros llevados a cabo en EE.UU. para daños residenciales a nivel local por White (1964) y a nivel nacional por Grigg y Helweg (1975), al igual que los trabajos realizados en el Reino Unido por Penning-Rowsell y Chatterton (1977), tanto para tipologías residenciales (teniendo en cuenta aspectos como la edad o las clases sociales), como para no residenciales (ej. fábricas). Si bien ya se ha mencionado que existen otras dimensiones y tipologías de consecuencias de las inundaciones, las funciones calado-daño se siguen manteniendo como el enfoque

estándar reconocido para la estimación del daño en zonas urbanas (Smith, 1994), y el concepto base en los enfoques de estimación del daño económico directo o inclusive mortalidad (ej. Jonkman et al., 2008b). El concepto que subyace en este método está soportado en las observaciones de Grigg y Helweg (1975), quienes establecieron que las viviendas de una misma tipología tuvieron similares curvas calado-daño, independiente de su valor comercial.

El procedimiento general de estimación del daño económico directo ha sido resumido por Messner et al. (2007) según los siguientes pasos: i) selección de un enfoque apropiado en función de la escala espacial, objetivos del estudio, disponibilidad de recursos y datos disponibles; ii) determinación de las categorías de daño directo tangible a ser consideradas; iii) reunir la información necesaria; y iv) calcular y presentar los daños esperados. Sobre las mismas bases, Merz et al. (2010b) lo han presentado de una manera más sintética en tres pasos: i) clasificación de los elementos en riesgo; ii) análisis de exposición y valor; y iii) análisis de susceptibilidad. Teniendo en cuenta las anteriores consideraciones se han agrupado, los elementos comunes de las dos clasificaciones, en tres pasos: i) clasificación de los elementos en riesgo; ii) establecimiento de las funciones de daño. El tercer paso, iii) evaluación del daño, se refiere al análisis de la vulnerabilidad económica como tal, por ello se presenta en un nivel más elevado de sub-apartados para que haya mayor claridad.

2.3.2.1. Clasificación de los elementos en riesgo

La base fundamental en esta fase, es la selección del enfoque apropiado, es decir, la decisión sobre el nivel de detalle del análisis, el cual depende de factores como el tamaño del área de estudio, la disponibilidad de recursos y datos, la relevancia y heterogeneidad de los elementos, el objetivo del análisis (Messner y Meyer 2006; Merz et al., 2010b). Con relación al tamaño del área de estudio, ésta suele clasificarse de manera orientativa en tres clases (Messner et al., 2007): i) *micro-escala* para metodologías orientadas a objetos (ej. viviendas familiares, edificios); ii) *meso-escala* para metodologías que agregan unidades de usos del suelo (ej. urbano, industrial, comercial); y iii) *macro-escala* para considerar unidades administrativas (ej. municipios, países). La primera clase tiene el potencial de ser utilizada a cualquier nivel, ya que puede ser agregado perdiendo nivel de detalle. Las dos restantes clases,

no permiten agregaciones ya que son estimaciones aproximadas de unidades ya agregadas. Asociado al factor escala espacial, está el nivel de gestión, al cual está enfocado en el análisis y sus objetivos, como ya ha sido resumido en la Tabla 1-4. A mayor nivel de detalle, mayor demanda de datos y recursos, factor decisivo en el análisis, ya que no es muy común encontrar fuentes detalladas de información sobre daños clasificados por cada uno de los elementos afectados. El factor determinante aquí son los datos de usos del suelo, los cuales están en función de su resolución espacial, así como del nivel de detalle de representación. Estos datos pueden ser obtenidos por fuentes primarias (obtenidas en campo) o por fuentes secundarias (de datos pre-existentes), los cuales se dividen en datos orientados a objetos y datos agregados. Lo anterior se resume en la Tabla 2-3, la cual es una adaptación desde Messner et al. (2007).

Tabla 2-3. Tipologías de datos de usos del suelo para estimación de daños (adaptada desde Messner et al., 2007).

Fuente	Método (ejemplos)	Resolución espacial	Clasificación
Primaria	Trabajo de campo	Orientado a objetos: Propiedad singular	> 100 tipologías de edificaciones
	Datos puntuales por dirección postal (base de datos de propiedades en el Reino Unido).	Orientado a objetos: Dirección postal.	> 100 tipologías de edificaciones.
Secundaria	Mapas catastrales (mapa catastral alemán).	Orientado a objetos: Área de planta baja.	> 100 tipologías de edificaciones.
	Datos detallados agregados ("Digital Landscape Model" - Alemania).	Agregado: Bloques de uso similar.	> 100 tipologías de edificaciones.
	Datos agregados poco detallados ("Corine Land Cover").	Agregado: Áreas mayores a 25 ha (celdas de 100m).	44 categorías de usos del suelo.
	Datos mercantiles georeferenciados.	Códigos postales, distritos electorales.	Información socio-económica auxiliar.

En general no se estiman funciones de daño pormenorizadas por cada elemento, sino que éstas se agrupan en clases homogéneas. El criterio de agrupación de varios elementos dentro de una misma clase es, que éstos tengan similares daños potenciales. Claramente, un estudio de

estas características depende del área de estudio y su estructura socioeconómica. Para un mismo nivel de agua alcanzado en una casa familiar de una sola planta, el nivel de afectación es bastante distinto si la ubicación de ésta es, o en un municipio español, o en uno colombiano. Igualmente, es fundamental la experiencia previa de la comunidad respecto a las inundaciones, ya que esto cambia las capacidades de respuesta frente a un evento. Otro aspecto fundamental en el detalle de la clasificación es, la relevancia de las clases adoptadas. Para un mismo nivel de agua alcanzado en un área afectada, no es lo mismo el daño en diez casas familiares, que el que pueda ocurrir en una plantación, un polígono industrial o una grande superficie comercial. En general, la clasificación se realiza en función de los sectores económicos preponderantes (ej. propiedades residenciales, fábricas, comercios, infraestructura, automotores, áreas agrícolas), sus tipologías de edificación (ej. casa, edificio, bodega), y sus contenidos (ej. mobiliario, maquinaria, mercancías). Debido a que la susceptibilidad varía en función de si es, un elemento fijo (edificación) o movable (contenidos), lo cual contribuye en diferentes proporciones al daño total, la valoración de estos bienes o activos debe realizarse de manera separada (Merz et al., 2010b).

Dentro de cada sector o actividad económica, mayores niveles de detalle se han presentado en la literatura, como se describe brevemente a continuación. Para el caso de daño en áreas urbanas, Dutta et al. (2003) identificaron cinco clases de funciones teniendo en cuenta, dos clases de propiedades (residencial y no residencial) asociadas a una clase relacionada con el mobiliario interno, además de una diferenciación, en el caso de las residenciales, en términos estructurales (madera y concreto). Scawthorn et al. (2006) introdujeron en el modelo HAZUS-MH, diferentes tipologías de vivienda en función de su material estructural, como madera, acero, concreto, mampostería y casas móviles. Sobre la base de entrevistas recogidas después de una inundación, Büchele et al. (2006) introdujeron las siguientes sub-clases, en función de los factores que influyen el daño: tipo de vivienda (vivienda unifamiliar, casas con terraza y semi-adosadas, edificio de apartamentos) y calidad de la vivienda (media y muy buena). Sobre la base de la anterior clasificación, Thielen et al. (2008) desarrollaron dos modelos de curvas, uno que tiene en cuenta tres tipos de vivienda (unifamiliar, casas semi-adosadas, viviendas multifamiliares) con dos

clases de calidad (pobre/media y alta). Kreibich et al. (2010) presentaron un modelo para la estimación de daños comerciales en función del sector (servicios públicos y privados, industria productiva, corporaciones, negocios) y el tamaño de la compañía por número de empleados (1-10, 11-100, >100); Seifert et al. (2010) introdujeron sesenta tipologías de actividades económicas en Alemania. En el caso de daños en la agricultura, Dutta et al. (2003) utilizaron ocho tipos de curvas para la estimación del año en productos agrícolas considerando el calado y la duración de la inundación, además de tener en cuenta, tanto la tipología de vivienda agrícola como de su infraestructura; Förster et al. (2008) tuvieron en cuenta variaciones mensuales y anuales de ocho tipos de cultivos; Camarasa et al. (2011) introdujeron cinco tipologías de usos agrícolas típicos de su área de estudio (cítricos, cultivos irrigados, cultivos de secano, bosque y pastizales/barbecho). En el caso de automotores, Scawthorn et al. (2006) identificaron tres tipologías sobre la base de sus componentes, pasajeros, camiones de carga ligera y pesada; Huttenlau et al. (2010) resumen cuatro enfoques distintos para la estimación de funciones de daño en automotores. Respecto de estudios de infraestructura urbana, Dutta et al. (2003) hicieron una clasificación por sistemas e interrupción de servicios o de movilidad; Scawthorn et al. (2006) introdujeron infraestructuras vitales como puentes, sistemas de acueducto y alcantarillado, sistemas de energía eléctrica, comunicaciones, gas natural y gaseoductos, así como también edificios de interés como hospitales, colegios y estaciones de bomberos.

2.3.2.2. Establecimiento de las funciones de daño

Este paso se refiere a la valoración de los daños en los receptores expuestos, mediante el estableciendo de una relación entre el daño y las características de la inundación. Como ya se ha introducido anteriormente, está claro que existen más características de la inundación que influyen el daño potencial (ej. duración, velocidad, sedimentos depositados, ver ejemplos en Merz et al., 2010b). A pesar de lo anterior, la característica preponderante en estimaciones cuantitativas del daño, es la profundidad alcanzada por la inundación en el área de estudio, la cual ha mostrado mayor significancia en las aplicaciones prácticas (Messner et al., 2007). Generalmente, los demás factores son rechazados debido a que, son muy heterogéneos en espacio

y tiempo, son difíciles de predecir, y existe poca información sobre sus consecuencias en términos cuantitativos (Merz et al., 2010b).

De acuerdo con Smith y Ward (1998), existen dos enfoques preponderantes para el establecimiento de las funciones de pérdidas o daños, las cuales están basadas en información de daños *reales* o *potenciales* (*empíricos* o *sintéticos* respectivamente, según Merz et al., 2010b). En el primer caso, la metodología está basada en información real, registrada de los daños producidos por eventos (información generalmente almacenada en bases de datos como las mencionadas en el primer capítulo), con la cual se derivan las respectivas funciones a través de análisis de regresión. Este enfoque tiene el potencial de basarse en información real, la cual tiene en cuenta más adecuadamente las heterogeneidades socioeconómicas del área de estudio y permite una cuantificación de las incertidumbres relacionadas con la variabilidad observada entre tipologías de bienes (Merz et al., 2004). Además, este enfoque permite incluir cuantitativamente, si es el caso, el efecto de la toma de medidas preventivas por la población (Kreibich et al., 2005). En el segundo caso, el cálculo de los daños potenciales esperados se basa en relaciones generalizadas entre ciertas características físicas de la inundación y el daño físico de tipos estandarizados de elementos expuestos. A partir de lo anterior, se generan valores sintéticos que pueden ser transferibles a otras áreas y que pueden ser calibrados con información recabada de daños reales. Según resume Smith (1994), las curvas sintéticas se obtienen básicamente desde dos enfoques: i) el “método inventario” que necesita información detallada sobre tipologías de edificaciones y contenidos, la cual está relacionada con las clases sociales de sus residentes; dicha información está basada generalmente en estadísticos y publicaciones existentes para expresar los daños en “valores depreciados”, es decir sobre la base del concepto de “precio de mercado”; ii) el método basado en “encuestas de valoración”, las cuales se llevan a cabo en el área de estudio para determinar muestras representativas de los contenidos de diferentes tipologías de edificaciones; en este método se tienen en cuenta aspectos como tipo, calidad, grado de deterioro, así como alturas estándar de estos contenidos. El inconveniente de las curvas sintéticas, es que están basadas en valoraciones subjetivas, no tienen en cuenta las posibles heterogeneidades dentro de cada hipotética categoría o clase adoptada, además de no permitir la valoración de las medidas

preventivas que la población tome en un evento, de acuerdo con su experiencia previa.

La forma de expresar los daños o pérdidas en las funciones también varía. Existen dos enfoques de uso generalizado. Uno de ellos es el enfoque “de unidad de área” o “estimación de daño absoluto” el cual evalúa daños de propiedades individuales por unidad de área (m²). Ejemplos de este enfoque han sido desarrollados en Austria (Huttenlau et al., 2010) en el marco del proyecto HORA (“Austrian Flood Risk Zoning Project”), en el Reino Unido con el denominado “Multi Coloured Manual” (Penning-Rowsell et al., 2003), en Alemania en la conocida base de datos HOWAS (Merz et al., 2004) o en el Estado de Queensland en Australia (DNRM, 2002). Messner et al. (2007) señalan que esta tipología de enfoque, empleada en el Reino Unido, mostró: i) ser apropiada en el caso de sectores comerciales e industriales, donde el tamaño es una variable fundamental afectando el daño potencial; ii) ser apropiada en el caso de propiedades residenciales en las que el área de la planta baja es altamente variable en una misma tipología de vivienda; iii) tener la versatilidad de ser adoptada con curvas derivadas con datos reales o sintéticos y, iv) simplificar el diseño permitiendo el uso de una sola variable, el tamaño. Las desventajas son, que necesitan ser recalibradas y dependen del valor total de los elementos afectados (Merz et al., 2010b). El otro enfoque generalizado es el denominado “funciones de daño relativo”, el cual se basa en el valor de mercado de la propiedad afectada, para expresar el daño potencial en porcentajes de ese valor. Ejemplos de este enfoque han sido desarrollados en Alemania (Büchle et al., 2006; Kreibich et al., 2010), Austria (Huttenlau et al., 2010), Holanda (van der Sande et al., 2003), Italia (Luino et al., 2009), Estados Unidos (Scawthorn et al., 2006), Japón (Dutta et al., 2003). Este enfoque permite entradas dinámicas desde bases de datos (Kreibich et al., 2010) y es relativamente sencillo ya que se basa en información existente sobre el valor comercial de las propiedades. Sin embargo, este último aspecto introduce dificultades ya que el valor comercial de la propiedad está asociado con la demanda del mercado, más no necesariamente con los daños potenciales, además, la información disponible del valor de la propiedad no suele incluir el valor de sus contenidos (Messner et al., 2007). En resumen, la diferencia en la forma de expresar las funciones está en si la susceptibilidad, para el elemento

más pequeño de análisis, es evaluada teniendo en cuenta de manera directa, o no, el valor monetario (ver Figura 2-4).

Messner et al. (2007) mencionan que una de las limitaciones de los enfoques preponderantes mencionados anteriormente es, que éstos sólo registran daños para eventos particulares de inundación, lo cual es insuficiente para determinadas aplicaciones prácticas en este contexto (ej. evaluación financiera para la ejecución de proyectos de infraestructuras de control). En general, es deseable información, de la exposición total y de la categoría de uso del suelo o clase de propiedad, para un amplio rango de inundaciones que puedan causar daños. Lo anterior, requiere introducir la probabilidad de la inundación dentro de la evaluación de los daños. Al respecto Messner et al. (2007) esbozan un enfoque, aplicado a escala regional en el Reino Unido, denominado “daño anual ponderado”, el cual pondera el daño potencial por la probabilidad de determinadas profundidades de la inundación, desde una serie de proyectos evaluados, lo cual da como resultado un promedio ponderado. Si bien este enfoque tiene la gran ventaja de presentar la exposición total para un rango de inundaciones, tiene la debilidad de requerir una gran cantidad de datos para hacer una estimación adecuada (Ver Anexo 4.1 en el reporte de Messner et al., 2007). Un método alternativo a los anteriores puede ser el uso de índices de daño, como fue introducido y aplicado en Australia por Blong (2003). Este método expresa los daños en viviendas equivalentes, sobre la base de un índice de reposición. Este índice tiene en cuenta diferentes tamaños y tipologías de viviendas, así como de valores centrales del daño. Estos últimos, están relacionados con cinco clases de daño, clasificadas desde leve hasta el colapso de la estructura.

Finalmente, algunas consideraciones de índole económica deben ser introducidas en cuanto a la expresión de los daños. Messner et al. (2007) sugieren que la aplicación de una serie de principios económicos es crucial en la evaluación económica de daños potenciales (denominados “ex-ante”) y su aplicación en el análisis de riesgo de inundaciones. Entre estos principios cabe resaltar: i) se deben utilizar valores amortizados con el fin de reflejar el valor de un bien en el momento en el que es dañado por una inundación; el uso del costo de reposición puede generar sobre-estimaciones ya que por lo general, el remplazo de un bien trae consigo mejoras, bienes antiguos que han

sufrido daños durante una inundación suelen ser sustituidos por unos nuevos, más productivos y mejor elaborados (Penning-Rowsell et al., 2003); ii) cada componente individual de un daño, de cualquier categoría, debe ser valorado monetariamente ya sea por su valor en acciones o por su valor de flujo; incluir ambos para un mismo componente puede inducir a doble cómputo; iii) expresar los valores en términos del “valor presente neto”, para permitir realizar comparaciones en cualquier instante de tiempo futuro, en el contexto de análisis costo-beneficio.

2.3.3. Evaluación del daño

Este paso se refiere a la relación que se debe establecer, entre la profundidad alcanzada por la inundación y las funciones de daño (un paso intermedio de la estimación del riesgo como se verá en el siguiente apartado). La primera variable, se obtiene de los resultados obtenidos en el análisis hidrodinámico, la cual generalmente viene expresada espacialmente en una malla de celdas, es decir, que el elemento unitario es una celda o pixel. La segunda variable, se obtiene de los pasos ya definidos anteriormente. Ambas variables, dependen claramente de la distribución espacial. No sólo es necesario saber cuánto se puede dañar un determinado elemento expuesto, sino que es necesario conocer también su ubicación y distinción de otros con diferente grado de susceptibilidad. Messner et al. (2007) sugieren que para un análisis a la meso o micro escala, es recomendable no sólo determinar la cantidad de daño total, sino también cartografiar el daño por medio de Sistemas de Información Geográfica. Con ello, se establece la base de cálculo para la estimación del riesgo. La tarea es entonces, relacionar a la misma escala espacial, las dos variables.

Como se ha señalado en los anteriores apartados, existen diferentes enfoques para la estimación de las funciones de daño. Un factor determinante es la escala definida para la clasificación de los elementos en riesgo, es decir, si se ha optado por un enfoque que tiene en cuenta detalladamente cada propiedad, o si se ha optado por categorías agregadas de usos del suelo. En general, el último enfoque es el preponderante, lo cual genera una discrepancia con el nivel de detalle con el cual se expresa la variable que caracteriza la inundación (valor máximo del calado o profundidad). En tal caso, Chen et al. (2004) señalan que esta disparidad es resuelta inadecuadamente en la práctica,

ya que es habitual asumir unidades areales con distribuciones uniformes de los elementos expuestos, lo cual genera una gran disparidad espacial. Para resolver esta situación, es habitual emplear un proceso de “desagregación” el cual permite realizar una diferenciación espacial más adecuada de los elementos expuestos. Los métodos de desagregación son también conocidos como “top-down approach” o “downscaling”, donde el objetivo es partir de una escala de unidades espaciales agregadas (ej. usos del suelo) a una resolución mayor que sea igual a los resultados obtenidos en el análisis hidrodinámico. Este problema de fuentes de datos a diferentes escalas espaciales es bastante conocido y documentado en diferentes disciplinas (cf. Gotway y Young, 2002). En el contexto de la estimación de daños en catástrofes naturales, Chen et al. (2004) proponen el uso del método “disimétrico” en áreas residenciales ocupadas. Dicho método transforma datos, desde unidades areales arbitrarias a áreas físicamente ocupadas, teniendo en cuenta la red viaria. Esta misma metodología fue aplicada por Thieken et al. (2006) en Alemania para la regionalización del valor de bienes, en el contexto del riesgo de inundaciones; en este estudio, se ha utilizado como información auxiliar, los datos de coberturas del suelo del proyecto “CORINE”. Wünsch et al. (2009), compararon tres métodos distintos para desagregar el valor del daño por inundaciones en edificios residenciales y han utilizado dos tipos diferentes de datos de usos del suelo. Wünsch et al. (2009) concluyeron que, la aplicación de los métodos más sofisticados no condujeron a una mejora importante de los resultados (comparados con el uso de un método sencillo como el binario), lo cual sugiere que los esfuerzos deben ser empleados en el desarrollo de bases de datos de usos del suelo a una mayor resolución.

La anterior sugerencia descrita suele ser la otra cara de la misma moneda. Se puede dar el caso de funciones de daño que pueden haber sido desarrolladas con un nivel de detalle mayor al de los datos disponibles de usos del suelo. Esta situación trae consigo el procedimiento inverso, agregar las funciones de daño al nivel de detalle disponible de usos del suelo, es decir, moverse de la micro-escala a la meso-escala, teniendo en cuenta la resolución de la variable obtenida del análisis hidrodinámico. La solución es, o promediar la profundidad de la inundación al tamaño de celda definido, o definir para estas celdas, el uso del suelo dominante (de Moel et al., 2011). Esta última opción es la más deseable, para no perder detalle en la caracterización física de la

inundación, lo cual introduciría un mayor nivel de incertidumbre. En este sentido, las funciones de daño se agregan al sector dominante que esté disponible en los datos de usos del suelo. Messner y Meyer (2006) mencionan que este procedimiento contribuye a dar una distribución espacial más realista y permite diferenciar entre zonas de alta y baja concentración de bienes y servicios, así como también, de áreas urbanas, agrícolas o bosques.

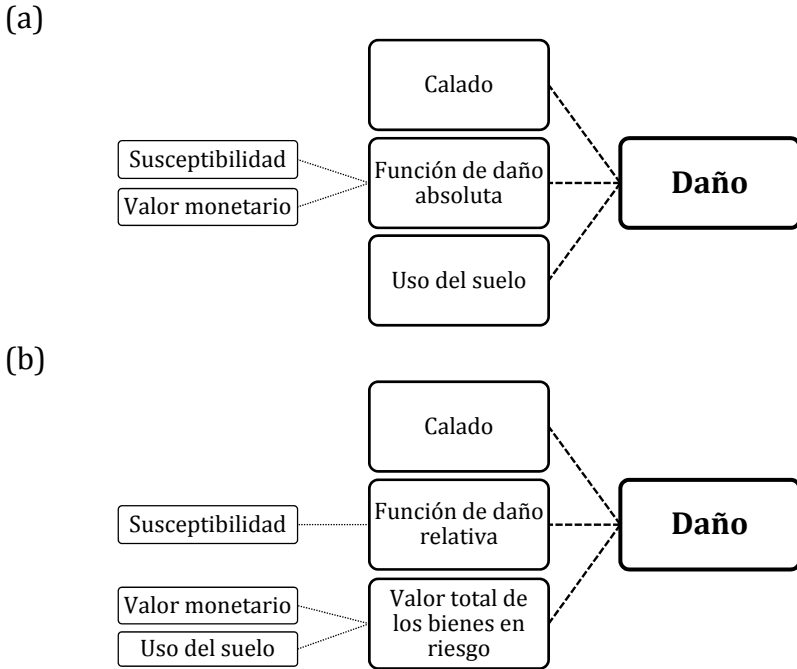


Figura 2-4. Esquema general de evaluación del daño para: a) funciones absolutas; b) funciones relativas (adaptado de Meyer et al., 2007).

Como se esquematiza en la Figura 2-4, el cálculo matemático del daño, estará de acuerdo al tipo de función calado-daño definida y al elemento más pequeño de análisis definido, es decir, el elemento unitario. La expresión general para el daño unitario es como se presenta a continuación en la Ecuación 2-1.

$$D_u = S_u(h_u) \tag{2-1}$$

donde,

S_u = susceptibilidad del elemento unitario

h_u = profundidad máxima de la inundación alcanzada en el elemento unitario

La Ecuación 2-1 será expresada de dos formas distintas: i) en valor monetario por elemento unitario, en el caso de utilizar funciones absolutas de daño, siguiendo la secuencia de la Figura 2-4(a); ii) en porcentaje de daño por elemento, en el caso de utilizar funciones relativas de daño, siguiendo la secuencia de la Figura 2-4(b).

La suma de todos los elementos expuestos, a un evento de inundación determinado, dará como resultado el daño total (D_t), expresado genéricamente de la siguiente manera (Ecuación 2-2):

$$D_t = \sum_{k=1}^n \sum_{u=1}^m D_{k,u} \quad 2-2$$

donde,

u = elemento unitario de una categoría o clase,
 m = número total de elementos de una categoría o clase,
 k = categoría o clase del elemento unitario expuesto,
 n = número total de categorías o clases,
 $D_{k,u}$ = daño unitario del elemento u de la categoría o clase k .

Messner et al. (2007), sugieren que aún con el más detallado enfoque de evaluación del daño por inundaciones, éste también contiene incertidumbre en los resultados, por lo que es aconsejable documentar estas incertidumbres, estableciendo intervalos de confianza, o dando cantidades mínimas y máximas. Para una profundización al respecto, en el ámbito de análisis de estimación de daños económicos directos, puede verse la revisión de métodos y aplicaciones para la cuantificación de la incertidumbre dada por Merz et al. (2004) o por Bubeck et al. (2011). Merz et al. (2004), sugirieron que los esfuerzos deben estar enfocados en el refinamiento de la recolección de datos de daños y la modelación, para lograr mejoras tanto metodológicas como en la observación. Bubeck et al. (2011), sugieren concentrar los esfuerzos en reducir las incertidumbres relacionadas con las funciones de daños.

2.4. Metodologías para la determinación del riesgo

De acuerdo con UNISDR (2009), la evaluación o análisis del riesgo es: *“una metodología para determinar la naturaleza y el grado de riesgo a través del análisis de posibles amenazas y la evaluación de las condiciones existentes de vulnerabilidad que conjuntamente podrían dañar potencialmente a la población, la propiedad, los servicios y los medios de sustento expuestos, al igual que el entorno del cual dependen”*. En la anterior definición se encierran la mayoría de conceptos esbozados en los anteriores apartados de este capítulo, entre ellos, el de *riesgo* que en la nueva normativa española (Ministerio de la Presidencia, 2010) está contemplado como la *“combinación de la probabilidad de que se produzca una inundación y de sus posibles consecuencias negativas para la salud humana, el medio ambiente, el patrimonio cultural, la actividad económica y las infraestructuras”*. Teniendo en cuenta las anteriores definiciones, la revisión del estado del arte se ha enfocado en la búsqueda de una metodología que permita evaluar, en términos cuantitativos, las variables que componen el riesgo. Igualmente, esta revisión se ha centrado en la búsqueda de una metodología flexible que permita integrar el análisis de la reducción del riesgo desde un enfoque preventivo, teniendo en cuenta la proyección de medidas viables y su efectividad, como soporte para futuros análisis en la toma de decisiones (ej. análisis costo-beneficio).

De acuerdo con Merz et al. (2010a), la cuantificación de la incertidumbre está en el corazón de los enfoques formales para la toma de decisiones bajo incertidumbres. Debido a que estos análisis están fuera del alcance de esta tesis, la cuantificación de la incertidumbre tampoco ha sido abordada. Sin embargo, ésta es una cuestión importante por resaltar debido a que es deseable conocer e informar, con la mayor transparencia, el nivel de fiabilidad de los resultados del análisis de riesgo. De éstos dependerán decisiones a diferentes niveles en una sociedad, los cuales tendrán diferentes impactos. Al respecto, se recomienda ver los trabajos de Paté-Cornell (1996), quien describe métodos determinísticos y probabilísticos para el tratamiento del riesgo y la incertidumbre, diferenciando seis niveles de incertidumbre con su respectiva discusión en el marco de la gestión del riesgo en EE.UU.. Levy y Hall (2005), introducen una serie de trabajos dedicados,

monográficamente en la revista “Stochastic Environment Research and Risk Assessment” (volumen 19: 375-447), a la discusión sobre los avances en métodos que contemplan la cuantificación de la incertidumbre, en el marco de la gestión del riesgo de inundaciones. Igualmente, los proyectos transnacionales llevados a cabo en las iniciativas FLOODsite y ERANET-CRUE, han aportado sendos reportes sobre la materia, ver respectivamente, Gouldby y Kingston (2007) y Waylen et al. (2011). Algunos aportes individuales en esta dirección pueden ser los trabajos de Hall et al. (2003), Apel et al. (2004), Merz et al. (2008), Hall et al. (2008), Merz y Thielen (2009). Un marco general para abordar este aspecto en la gestión del riesgo de inundaciones, en condiciones cambiantes, ha sido ampliamente desarrollado por Merz et al. (2010a).

2.4.1. Expresión cuantitativa del riesgo

En los anteriores apartados, se ha dado una perspectiva acerca de las variables que componen el riesgo, de acuerdo con su definición. En tal sentido, se han definido como principales variables a integrar las siguientes: i) la probabilidad de ocurrencia de una inundación, dentro de un tiempo y área determinados; ii) el grado de daño económico directo (susceptibilidad+valor social) producido (por la profundidad alcanzada por el evento de inundación) sobre los elementos expuestos en dicha área afectada. Sobre esos requerimientos, existen dos definiciones matemáticas del riesgo. Una de ellas es, la multiplicación de la amenaza y la vulnerabilidad de acuerdo con UNDHA (1992) o mejor, de la probabilidad de ocurrencia de un evento por sus consecuencias (ej. Bouma et al., 2005; UNISDR, 2009). La Ecuación 2-3 presenta esta forma de expresión atendiendo a la última nomenclatura, donde el riesgo (R) es cuantificado a través de la multiplicación de la probabilidad con las consecuencias (Ecuación 2-3), entendiendo esta operación para todas las combinaciones posibles de eventos (Samuels et al., 2009).

$$R = P \cdot C \qquad 2-3$$

donde,

P = probabilidad de que ocurra un evento potencialmente dañino, dentro de un área y período de tiempo dados,

C = consecuencias expresadas como el grado de pérdidas (de 0% a 100%) resultado del evento potencialmente dañino.

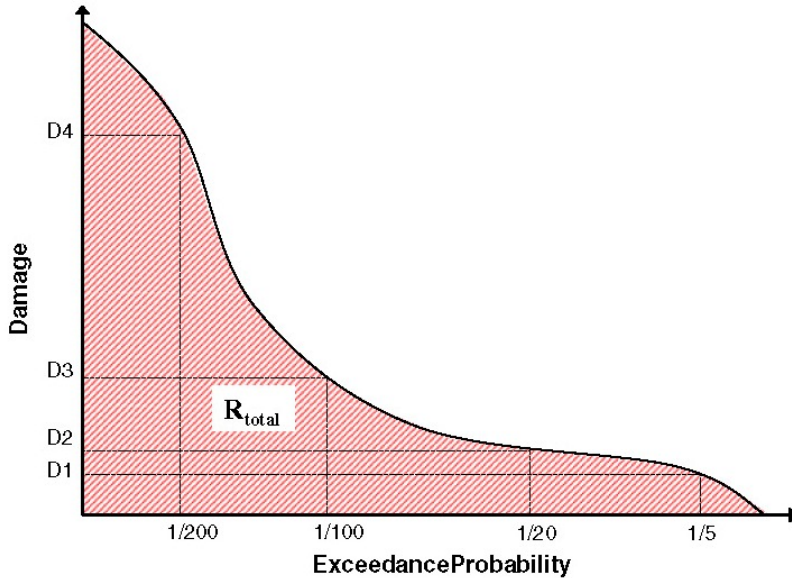


Figura 2-5. Curva Daño-Probabilidad de excedencia (Meyer et al., 2009).

De la Ecuación 2-3 se pueden extraer varios puntos, cada uno expresando un nivel de daño asociado a un evento con una probabilidad de excedencia determinada, como se muestra en la Figura 2-5. El área bajo esta curva representa el daño total, lo cual induce matemáticamente a la segunda expresión: la integración estadística de la multiplicación. Esta expresión fue definida por Francés et al. (2001) en términos del daño anual esperado por unidad de área, como se muestra en la Ecuación 2-4, siguiendo su nomenclatura original.

$$R = \int_0^{\infty} V_y f_Y(y) dy \quad 2-4$$

donde,

V = es la vulnerabilidad expresada en la forma de curva calado-daño,

f_Y = es la función de densidad de probabilidad de la magnitud y .

La expresión del riesgo mediante la integral estadística es quizá la más adecuada, ya que más que una multiplicación de sus componentes, el riesgo está en función de estas dos variables. Como se ha visto en la Figura 2-5, el riesgo total está representado como el área bajo la curva. Sobre la misma base de la expresión integral, pero expresada como función de las consecuencias en vez de la vulnerabilidad, Plate (2002)

vincula a la expresión cuantitativa del riesgo, un vector de decisión (probabilidad condicional) para tener en cuenta el análisis de las diferentes acciones para la toma de decisiones. En la misma dirección, pero cambiando la nomenclatura, Merz et al. (2010a) sugieren que para tener en cuenta la variación temporal de las variables que definen el riesgo, la expresión matemática de daños esperados debe estar en función tanto del caudal, como del tiempo. Como plantea Plate (2002), la evaluación del riesgo en situación actual no finaliza ahí, ésta debe repetirse para tener en cuenta cada una de las alternativas - estructurales o no- para mitigar el daño de las inundaciones, además de entender que las condiciones ambientales están siempre cambiando, ya sea por procesos naturales (ej. modificaciones geomorfológicas en los cauces y llanuras de inundación), o por injerencia humana (ej. construcción de estructuras hidráulicas, cambios en la cobertura y usos del suelo, ocupación de áreas potencialmente inundables). En tal sentido, esta última definición es útil para cuantificar el riesgo en cualquier situación temporal del sistema cuenca hidrográfica-zona inundable, ej. condición actual o proyecciones de posibles condiciones futuras.

Como se discutió al inicio del presente capítulo, el concepto de vulnerabilidad suele ser utilizado de manera distinta y con distintos indicadores, lo cual puede conducir a equivocaciones. Igualmente, se ha discutido sobre las diferentes dimensiones que tiene la vulnerabilidad (ej. económica, sociocultural, ecológica). Para evitar confusiones, es aconsejable introducir directamente en la expresión del riesgo, la variable daño, como reflejo de unas potenciales consecuencias negativas. En el caso de esta tesis, sólo expresadas en términos económicos. Teniendo en cuenta las anteriores definiciones y consideraciones, es aconsejable adoptar una expresión similar a la presentada por Merz et al. (2010a) ya que ésta introduce la noción de no-estacionariedad en la estimación del riesgo, lo cual pone de manifiesto la necesaria actualización de dicha estimación, a lo largo del tiempo, para tener en cuenta los diferentes cambios que van ocurriendo dentro del sistema fluvial. En tal sentido, la expresión matemática para la determinación del riesgo $[R]$ para una determinada condición en el tiempo (t) , queda definida de acuerdo con la Ecuación 2-5.

$$R(t) = \int_{h_D(t)}^{\infty} D(h, t) f_H(h, t) dh \quad 2-5$$

donde,

D es el daño (calculado con funciones absolutas o relativas),

h es la profundidad máxima alcanzada o calado, la cual tiene una,

$f_H(h)$ función de densidad de probabilidad para las condiciones del sistema en el momento t,

$h_D(t)$ es el umbral por encima del cual se genera el daño.

La Ecuación 2-5, suele ser expresada para un período de tiempo anual como, Daño Esperado o la Esperanza del Daño $E[D]$, en función del indicador definido para el daño, ej. daños monetarios anuales esperados, población expuesta anual esperada, superficie de cultivos afectada anual esperada, entre otras. En este documento se refiere explícitamente a los daños monetarios¹¹ esperados por año (€/año), estimación que debe ser actualizada periódicamente, principalmente cuando ocurren cambios importantes en cualquier componente del sistema. Esta propiedad permite en el análisis de reducción del riesgo, comparar una condición de referencia en un determinado momento del sistema (por ejemplo, la situación actual) con una condición futura de cambios en el sistema (por ejemplo, escenarios de cambios en los patrones del régimen climático o de introducción de estrategias para la reducción del riesgo). En la integral probabilística del riesgo (Ecuación 2-5), la solución numérica no es fácil de especificar debido a que, en general, sólo algunos puntos de la curva probabilidad-daño (Figura 2-5) son conocidos. En tales casos, una aproximación es realizada, calculando la integral de manera discreta. En esta dirección son aplicables, la propuesta de Hashimoto et al. (1982) para la definición cuantitativa de la vulnerabilidad, la cual a su vez está de acuerdo con la definición dada en DVWK (1985, en Meyer et al., 2009). El daño promedio anual \bar{D} queda definido entonces, como se muestra en la Ecuación 2-6.

$$\bar{D} = \sum_{i=1}^k D[i] * \Delta P_i \quad 2-6$$

¹¹ Ver apartado "Evaluación del daño".

donde,

$D[i]$ daño medio entre dos puntos (P) conocidos de la curva (Ecuación 2-7),

ΔP_i es la probabilidad del intervalo entre estos dos puntos (Ecuación 2-8).

$$D[i] = \frac{D(P_{i-1}) + D(P_i)}{2} \quad 2-7$$

$$\Delta P_i = |P_i - P_{i-1}| \quad 2-8$$

2.4.2. Mapas de riesgo

De acuerdo con las anteriores definiciones, los pasos fundamentales para el análisis del riesgo, en términos cuantitativos y su representación gráfica, podrían resumirse en: i) determinación de la peligrosidad y su cartografía; ii) estimación del daño esperado y su cartografía; iii) integración de la peligrosidad y el daño económico directo (vulnerabilidad económica) y su cartografía. La síntesis de todo el proceso son los mapas de riesgo. Un resumen esquemático de todo el proceso puede ser la Figura 2-6, en la cual se resumen los métodos generalmente utilizados y la cadena secuencial de resultados. Estos últimos, definen posteriormente las diferentes tipologías de mapas, resumidos en la Figura 2-7. En la Figura 2-6, para definir la amenaza o peligrosidad cualitativa, la profundidad alcanzada por la inundación en el área afectada ha sido definida de manera cualitativa como se muestra en la matriz de colores graduados. El color amarillo significa el nivel bajo, el naranja moderado, y el rojo el nivel alto. Dicha información podría ser presentada alternativamente en términos de la probabilidad de ocurrencia. En la Figura 2-6 puede apreciarse que los mapas resultantes son variados. Para la cartografía de las características de la inundación, estos mapas van, desde los mapas de inundaciones históricas hasta los de características, como extensión y calado, o peligrosidad cualitativa. En el caso de la vulnerabilidad y riesgo, estos mapas pueden ser, un mapa de riesgo cualitativo definido por categorías de usos del suelo o un mapa cuantitativo. Este último, es el resultado de la metodología estándar definida al principio de este apartado. Esta última tipología de mapa, es la procedente en el caso del problema de investigación definido en esta tesis, ya que permite comparar cuantitativamente dos instantáneas del riesgo, una situación

actual o situación de referencia, y otra de posibles condiciones futuras del sistema o escenarios.

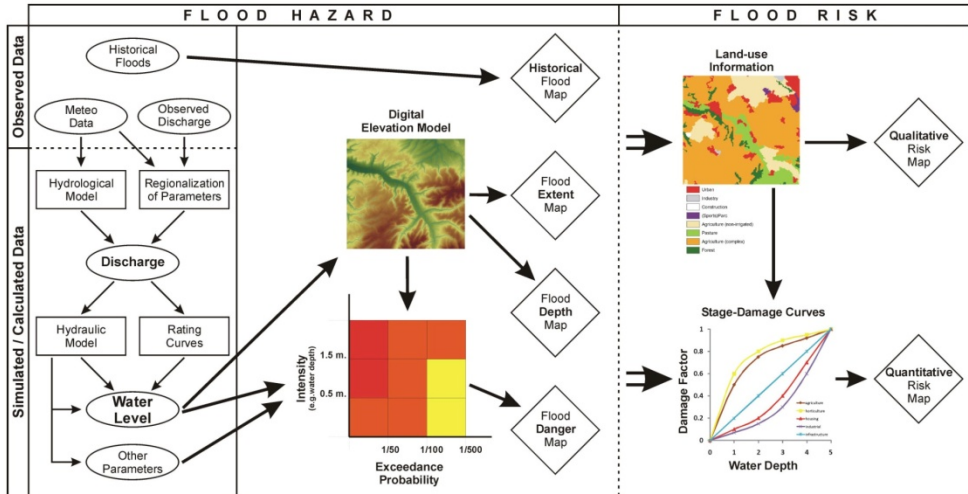


Figura 2-6. Marco conceptual para la determinación de la peligrosidad y del riesgo (desde de Moel et al., 2009).

Teniendo en cuenta la dimensión territorial de la cuestión en estudio, una de las formas más útiles y versátiles de analizar el riesgo es mediante el uso de cartografía. Los mapas brindan una impresión directa y contundente de la distribución espacial del riesgo de inundaciones que otras formas de representación como diagramas, informes o comunicaciones (Merz et al., 2007). Éstos representan espacialmente una serie de posibles eventos de inundaciones con unos potenciales daños asociados. El procesamiento de los resultados de cada fase, las operaciones matemáticas asociadas para la determinación del riesgo, así como la representación gráfica, son tareas que hoy por hoy son indudablemente más amenas, consumen menos tiempo, e inclusive recursos, gracias al desarrollo de las tecnologías de los Sistemas de Información Geográfica. Como menciona Marco (2006), gracias a los desarrollos de Sistemas de Información Geográficos, a los Modelos Digitales del Terreno y a las técnicas avanzadas como LIDAR, las conexiones entre mapas de riesgo y los modelos hidráulicos e hidrológicos son hoy posibles, permitiendo realizar una producción cartográfica más eficiente y eficaz. El resultado es entonces, una serie de mapas digitales con un potencial reconocido de usos. De acuerdo con Marco (1994), por ejemplo: proveer la información básica inicial para el

planeamiento territorial, permitir el desarrollo adecuado de nuevas áreas urbanas, ser empleados en análisis costo/beneficio, evaluar la viabilidad de medidas no-estructurales, soportar planes de aseguramiento, soportar análisis para la proyección de inversiones y el establecimiento de prioridades, contribuir al incremento de la consciencia pública sobre el riesgo, entre otras.

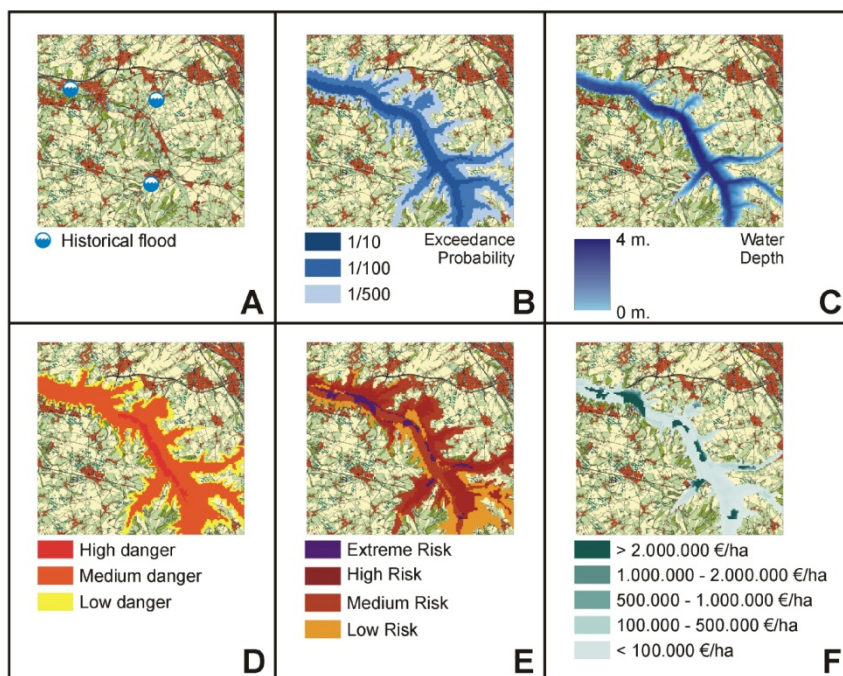


Figura 2-7. Tipologías de mapas de inundación sintetizados por de Moel et al. (2009) como sigue: A=inundación histórica; B=extensión asociada a una probabilidad de excedencia; C=profundidad; D=peligrosidad cualitativa o “amenaza”; E=riesgo cualitativo; F=Riesgo cuantitativo.

Marco (2006), plantea que la cartografía de riesgo es la herramienta básica de conocimiento para la ordenación territorial y soporte de cualquier acción eficaz para la gestión. El mismo autor sugiere una cuestión básica respecto del papel del territorio, y es que aún con los más grandes avances tecnológicos en términos de sistemas de predicción y control en tiempo real, así como de la misma protección civil, es imposible evitar daños materiales o pérdidas humanas, cuando éstos están localizados en zonas inundables. El uso de los mapas de riesgo en Europa ha venido de manera tardía, en comparación con su establecimiento, para el ámbito estatal en EE.UU., en el mencionado

Programa Nacional de Seguros contra Inundaciones (NFIP por sus siglas en inglés) proclamado con su respectiva Ley en 1968. En ésta se autorizó al gobierno de EE.UU., a publicar información relacionada con todas las zonas propensas a inundaciones fluviales o costeras, y al establecimiento y actualización de datos de zonificación de estas áreas, incluyendo una valoración de las posibles pérdidas económicas. Como analizan De Roo et al. (2007), las grandes inundaciones presentadas entre 1993 y 2005 en una amplia región del Noreste europeo, así como la información dispersa sobre peligrosidad y riesgo de las mismas a nivel continental, han puesto de manifiesto la necesidad de proporcionar información adecuada a la sociedad sobre los riesgos potenciales a los cuales pueden estar sometidos. Como ha sido común a través de la historia de las sociedades, los instrumentos legislativos y sus desarrollos se adoptan, una vez ha sucedido una secuencia de hechos. Ejemplo de ello es, la reciente Directiva de Inundaciones (DIRECTIVA 2007/60/CE) que conmina a sus Estados miembro a finalizar, a más tardar el 22 de diciembre de 2013, sus mapas de peligrosidad y riesgo, como base fundamental para los planes de gestión desde un enfoque dinámico, es decir, que necesitan ser actualizados periódicamente. La introducción de dicha herramienta en la normativa española se dio en primer lugar, en el Real Decreto Legislativo 2/2008, de 20 de junio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley del Suelo, mediante el cual se establece la necesidad de incluir en los instrumentos de ordenación territorial, los mapas de riesgos naturales. Posteriormente, la transposición de la Directiva de Inundaciones al Estado español con el Real Decreto 903/2010, de 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgos de inundación, regula los procedimientos para la realización de la cartografía de la peligrosidad y el riesgo.

A nivel continental, avances se han dado en la confección de mapas de riesgo, principalmente en este siglo, por las causas mencionadas anteriormente. Un ejemplo es el portal de la Unión Europea¹² dedicado específicamente a esta temática para presentar información al público, tanto de sus países miembros, como de las investigaciones llevadas a cabo por el Centro de Investigaciones Conjuntas (JCR – “Joint Research Centre”) de la Comisión Europea. En dicho portal, se presentan

¹² <http://floods.jrc.Ecuacioneuropea.eu/home.html>

diferentes cartografías temáticas relacionadas, como por ejemplo: grandes inundaciones históricas, el mapa de daños potenciales o el Atlas de Mapas de Inundaciones. Igualmente puede encontrarse, el Manual de Buenas Prácticas de Mapas de Inundaciones en Europa (EXCIMAP, 2007). Adicionalmente, la Organización Mundial de la Salud introdujo el Atlas de Desastres naturales, que para el caso de inundaciones en Europa, cubre la región comprendida entre el Centro y el Este continental¹³. De Roo et al. (2007) resumen la metodología empleada para la estimación de los mapas de peligrosidad a esta escala de trabajo, donde para el continente, han obtenido resultados con celdas de 1km y adicionalmente, un resultado piloto con celdas de 250m para la cuencas del Rin y el Mosa. En un trabajo complementario para la misma escala de trabajo, pero con una mayor resolución (celdas de 100m), Feyen et al. (2012) presentan un resumen de la metodología llevada a cabo para la determinación de la peligrosidad y el riesgo, así como su uso para comparar diferentes escenarios climáticos. En dicha metodología implementada, hay una secuencia de métodos como la modelación hidrológica, estadística de valores máximos, la definición probabilística de la relación entre, la extensión y profundidad de la inundación, con, la exposición de bienes o personas. Esta relación ha sido expresada respectivamente como, Daños Anuales Esperados o Población Expuesta Anual Esperada. Igualmente, dicha metodología permitió analizar los efectos de la implementación de medidas de protección, en función del PIB per cápita de cada país.

Un resumen de prácticas cartográficas del riesgo de inundaciones a nivel nacional, ha sido presentado por el proyecto EXCIMAP (2007) y por de Moel et al. (2009). De Moel et al. (2009) mencionan que como resultado del amplio rango de indicadores, que definen tanto la peligrosidad como las consecuencias, diferentes tipos de mapas existen y en general no son comparables, principalmente, cuando se representan de manera cualitativa. Al igual que los mapas de peligrosidad, los contenidos de los mapas de riesgo también están en función de los usuarios. Por ejemplo, en el caso de las autoridades de cuenca, unos mínimos deben ser cumplidos siguiendo los requerimientos de la Directiva de Inundaciones, los cuales han sido desarrollados en la correspondiente normativa española (RD

¹³ <http://data.euro.who.int/e-atlas/europe/regional/european-flood-map.html>

903/2010) en su artículo 9. En el mencionado artículo, se anuncia que para cada demarcación hidrográfica, se elaborarán mapas de riesgo de inundación para las “zonas del territorio para las cuales se haya llegado a la conclusión de que existe un riesgo potencial de inundación significativo o en las cuales la materialización de ese riesgo puede considerarse probable” teniendo en cuenta los escenarios descritos en los respectivos mapas de peligrosidad, es decir para rangos de baja, media y alta probabilidad de ocurrencia. La información mínima que se requiere para estos mapas la define el artículo 9 de la siguiente manera:

- a) *Número indicativo de habitantes que pueden verse afectados.*
- b) *Tipo de actividad económica de la zona que puede verse afectada.*
- c) *Instalaciones industriales a que se refiere el anejo I de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrado de la Contaminación que puedan ocasionar contaminación accidental en caso de inundación así como las estaciones depuradoras de aguas residuales.*
- d) *Zonas protegidas para la captación de aguas destinadas al consumo humano, masas de agua de uso recreativo y zonas para la protección de hábitats o especies que pueden resultar afectadas.*
- e) *Cualquier otra información que se considere útil, como la indicación de zonas en las que puedan producirse inundaciones con alto contenido de sedimentos transportados y flujos de derrubios e información sobre otras fuentes importantes de contaminación, pudiendo también analizarse la infraestructura viaria o de otro tipo que pueda verse afectada por la inundación.*

En el caso de cuencas de meso-escala, escalas de entre 1:100,000 y 1:250,000 pueden ser utilizadas en la representación de elementos de infraestructura o suelos con uso agrícola o forestal. En las áreas donde hay población expuesta, se requieren escalas más detalladas entre 1:5,000 y 1:25,000 o mayores (EXCIMAP, 2007). Con relación a las actividades económicas, la clasificación de los usos del suelo existentes por tipologías, puede permitir un discernimiento de diferentes susceptibilidades, además del establecimiento de prioridades para su representación gráfica (ej. edificios singulares de especial interés por su aglomeración de personas o de disposición de servicios vitales). Los mapas CORINE (disponible a una escala 1:100,000) junto con los del SIOSE (disponible a una escala 1:25,000) pueden contribuir con esta tarea en el caso español. Sin embargo, en la medida en que existan mapas más detallados de usos del suelo, es deseable su uso. Algunas

pautas para la clasificación de tipologías pueden ser: i) áreas residenciales (urbanas, rurales, recreativas), ii) servicios esenciales y de infraestructura (hospitales, escuelas, protección civil, carreteras, agua, electricidad, gas, alcantarillados, vías de tren, aero/heli puertos), iii) áreas industriales, iv) áreas comerciales, v) áreas agrícolas, vi) bosques y áreas de matorral, y vii) áreas naturales protegidas.

Büchle et al. (2006), presentaron un conjunto de métodos y datos de alta resolución para la cartografía riesgo en Alemania, con unos mínimos requerimientos para una calidad estándar de evaluación, hasta metodologías más sofisticadas que realizan una mayor diferenciación espacial e incluyen aspectos dinámicos. De esta última consideración, aplicable a la escala espacial definida en esta tesis (meso-escala), Büchle et al. (2006) recomiendan el uso de la modelación lluvia-escorrentía (tanto para eventos extremos, como para la evaluación probabilística de caudales), modelos bidimensionales y simulación de flujo no-estacionario en la estimación hidráulica, así como curvas calado-daño específicas, para unidades de suelo o edificaciones individuales, así como otros tipos de indicadores, como velocidad de flujo, medidas preventivas, tiempo de alerta. Este último aspecto, depende del uso que se de a los mapas y del indicador más adecuado para los elementos expuestos. En el caso de un uso para planificación, como es el que engloba el problema de investigación desarrollado en esta tesis, se resumen las siguientes delimitaciones, ya definidas en los otros apartados: i) la característica de la inundación a utilizar será la profundidad alcanzada; ii) la cuantificación de la vulnerabilidad económica en términos de daños económicos directos es deseable se realice con un enfoque de funciones de daño; iii) la cuantificación del riesgo puede desarrollarse mediante el uso de la Ecuación 2-5 o alternativamente de la Ecuación 2-6 y su desarrollo (es decir, las Ecuaciones 2-7 y 2-8); iv) el mapa de riesgo se expresa, de manera cuantitativa, en términos del Daño Anual Esperado en euros. El uso de mapas de riesgo, siguiendo las anteriores consideraciones metodológicas, permite comparar, gráfica y cuantitativamente, el riesgo en la situación actual (denominada en términos temporales como condición de referencia -C₀-), con el riesgo en condiciones futuras (escenarios), en las cuales se introducen estrategias de reducción del riesgo como uno de los componentes en el ciclo de gestión. Esta última

cuestión, denominada en términos temporales como condición futura (C_f), se desarrolla en el siguiente capítulo.

Finalmente, la aseveración de Marco (1994), sobre la ausencia de estándares para la cartografía del riesgo de inundaciones en Europa, aún tiene vigencia. Van Alphen et al. (2009), concluyeron que enfoques estándares para la evaluación del riesgo de inundaciones, leyendas en los mapas, así como su presentación, siguen siendo una necesidad urgente. Respecto a las consideraciones de leyenda, graduación de colores y demás elementos de representación, éstos han sido resumidos en el apartado de mapas de peligrosidad. Para mayor profundidad, se recomienda visitar la guía de buenas prácticas para cartografía de inundaciones en Europa (EXCIMAP, 2007).

3. ESTRATEGIAS PARA LA REDUCCIÓN DEL RIESGO DE INUNDACIONES

En este capítulo se aborda una discusión sobre las estrategias para la reducción del riesgo de inundaciones dentro de las actuales tendencias y recomendaciones en el continente europeo. Para ello, se parte de algunos conceptos básicos que definen las diferentes herramientas y clasificaciones existentes desde un punto de vista genérico. Posteriormente, se define una estrategia concreta, profundizando en una breve revisión de su estado del arte. Dicha estrategia será aplicada en el caso de estudio, lo cual se explica en el capítulo 5.

3.1. Generalidades

En el contexto de la gestión del riesgo de inundaciones, *estrategia* está definida como una “*combinación de metas a largo plazo, propósitos, objetivos específicos, medidas técnicas, instrumentos políticos y procesos, los cuales son continuamente alineados con el contexto social*” (Samuels et al., 2009). En tal sentido, existe una variedad de acciones encaminadas a la reducción del riesgo, que por sus características, merecen ser clasificadas y definidas para delimitar sus alcances. En la literatura se pueden encontrar diversas clasificaciones de las medidas emprendidas para hacer frente o gestionar las inundaciones (ej. Yevjevich, 1994b; Marsalek, 2000; Böhm, 2004; Schanze, 2008). La clasificación más común es la que distingue las medidas en: estructurales y no-estructurales (ej. Thampapillai y Musgrave, 1985; Gendreau y Gilard, 1997; Kundzewicz y Takeuchi, 1999; Simonovic, 1999; Tucci y Villanueva, 1999; Hansson, 2008). Sin embargo, no existe un consenso sobre la diferenciación de las medidas dentro de una u otra categoría. De acuerdo con Schanze et al. (2008), en el marco de la gestión del riesgo de inundación, existen por lo menos tres aspectos importantes para ordenar las medidas: la construcción, el efecto, y la funcionalidad. Sobre el primer aspecto descansan las bases de la clasificación común (estructural y no-estructural), la cual hace una distinción entre diseños estructurales de ingeniería y los que no. En el

segundo aspecto, entran en juego las componentes del riesgo, en donde se centra la distinción entre los efectos, sobre la reducción de la peligrosidad, o sobre la vulnerabilidad. El tercero introduce la funcionalidad de las medidas en el sistema en riesgo, en donde de acuerdo con Schanze (2006), se hace distinción entre: intervenciones enfocadas a cambiar o influenciar la componente socioeconómica (instrumentos), e intervenciones enfocadas a introducir cambios directos sobre el componente físico (medidas). Teniendo en cuenta el diseño, algunas medidas pueden ser clasificadas como no-estructurales (ej. gestión de usos del suelo) pero a su vez pueden afectar las características físicas de los eventos (ej. reforestación). Igualmente, atendiendo al concepto de riesgo, éste no sólo se reduce con medidas que reducen la peligrosidad. Sobre este raciocinio, Schanze et al. (2008) proponen sistematizar las medidas de acuerdo con los factores “construcción” y “funcionalidad”, señalando sin embargo que el factor “efecto” puede ser un buen medio para comunicar las diferentes vías de intervención sobre el sistema en riesgo de inundación, lo cual puede contribuir con el aumento de la consciencia social acerca de las diferentes opciones individuales para mitigar la vulnerabilidad (intervenciones sobre los receptores), en adición a las opciones colectivas para la reducción de la peligrosidad (intervenciones sobre la fuente: el agua). Sobre estas opciones dentro del factor “efecto”, es necesario señalar que éstas deben ser vistas en conjunto, debido a que las dos forman el riesgo, lo cual también debe ser tenido en cuenta a la hora de evaluar y comparar diferentes medidas respecto a su efectividad y eficiencia (Schanze et al., 2008). Sobre estos dos conceptos, efectividad y eficiencia, se discute al final de este apartado. En esta tesis, se ha adoptada la clasificación que tiene en cuenta el factor “efecto”, más allá de introducir la dicotomía entre estructural/no estructural y/o medida/instrumento. Como se ha señalado anteriormente, la clasificación por medio de este factor facilita la identificación de, qué elemento del sistema se está interviniendo en la perspectiva de la reducción del riesgo, además de ser un aspecto fundamental en el análisis del cambio en las condiciones hidrológicas del sistema (Bronstert, 2004; Blöschl et al., 2007). En la Tabla 3-1 se ha presentado un resumen de la clasificación de las posibles intervenciones que se pueden realizar para la reducción del riesgo, desde la perspectiva de su efecto sobre sus componentes, peligrosidad y vulnerabilidad. Lo anterior, teniendo en cuenta la distinción realizada

por Kundzewicz y Takeuchi (1999) respecto del momento de intervención (antes, durante o después de la inundación). En general, las intervenciones que afectan la peligrosidad son medidas estructurales, es decir intervenciones que afectan el medio físico, mientras las que afectan la vulnerabilidad son instrumentos que afectan el medio socioeconómico (cf. Schanze, 2006). Estas últimas, coinciden con la mayoría de medidas conocidas como no estructurales (ej. instrumentos de aseguramiento-compensación, regulación, comunicación, educación)

Tabla 3-1. Clasificación de medidas para la reducción del riesgo de inundaciones

Momento de intervención	Componente afectada	
	Peligrosidad	Vulnerabilidad
Antes	Estructuras de retención (presas, diques, motas, azudes).	Legislación urbanística y de ordenación territorial. Planes de protección civil.
	Encauzamientos.	Investigación, educación y sensibilización.
	Modificaciones en cauces.	Mapas de peligrosidad y riesgo.
	Sistemas de drenaje y bombeo.	Aseguramiento.
	Dragado de sedimentos.	Incentivos/Penalizaciones.
	Agricultura de conservación.	Adaptación o reubicación de construcciones e infraestructura.
	Reforestación.	Modificación de reglamentos técnicos constructivos.
Durante	Operación de infraestructuras hidráulicas.	Barreras temporales.
		Sistema de predicción y alerta. Actuaciones de salvamento y evacuación.
Después	Reconstrucción de edificaciones e infraestructuras afectadas.	Mantenimiento logístico de refugios temporales.
		Reactivación de actividades socioeconómicas.
		Instrumentos de compensación. Evaluación y mejora de planes de gestión del riesgo.

En el actual paradigma, las “medidas de gestión del riesgo” son acciones dirigidas a reducir de manera individual, o conjunta, las componentes del riesgo (Samuels et al., 2009). En función de la escala de tiempo en que se emprendan las medidas en el sistema, éstas pueden distinguirse como: antes, durante o después de las inundaciones (Kundzewicz y Takeuchi, 1999) y como temporales o permanentes (Schanze, 2006). Las medidas a realizar antes de la inundación, son estrategias de reducción a largo plazo (meses a años) mediante medidas permanentes (ej. estructuras hidráulicas). Las medidas que se realizan durante un evento de inundación se relacionan con acciones realizadas en cortos tiempos de respuesta (minutos a pocos días), en general medidas temporales para el evento en concreto (ej. barreras desmontables, sacos de arena). Las medidas a realizar después de la inundación se enfocan a actividades de reconstrucción de medidas permanentes, y si es necesario, evitar más daños de los ya ocurridos mediante medidas temporales. En las fases definidas de la gestión del riesgo, las medidas de gestión juegan un rol importante en: i) la fase de planeamiento de la reducción del riesgo potencial; ii) en el análisis de riesgo, debido a que la introducción de medidas representa un nuevo escenario al cambiarse las componentes del sistema; iii) en la valoración del riesgo, donde las medidas son analizadas en términos de su aceptación (ej. social, ecológica, técnica, político-económica); iv) en la fase operacional, debido a que es necesario conocer, tanto las reglas operacionales, como las probabilidades de fallo.

En el marco del planeamiento, el análisis de medidas permanentes es de vital importancia, ya que éstas representan cambios a largo plazo en las componentes del medio ambiente y por ende en las del sistema en riesgo. Esta tipología de medidas, en general, demandan presupuestos importantes, al igual que introducen alteraciones en las características de los ecosistemas y las estructuras socioeconómicas. Actualmente en Europa, este tipo de acciones se puede resumir en dos tipologías: la implementación o mejora de medidas técnicas (ej. diques, muros, canales), así como también, el almacenamiento natural de las avenidas (Kundzewicz et al., 2010). Esta tendencia muestra la convergencia, entre el nuevo paradigma de gestión y el asentamiento del discurso del desarrollo sostenible, lo cual ha inducido a la conjunción de las tradicionales acciones con nuevas alternativas, pero en ambos casos, analizando las condiciones del entorno desde una perspectiva sistémica

integral. Sobre estas bases aparecen las medidas de “mejora de la retención de aguas”, las cuales son acciones descentralizadas en el territorio enfocadas en el control en origen de las avenidas. Este nuevo concepto, denominado en el contexto técnico-científico como “retención de agua en el territorio”, ha tomado lugar con el objeto de cumplir con los objetivos de la Directiva Marco del Agua en su fase de Planes de gestión y su conexión directa con la nueva Directiva de Inundaciones (Wahren et al., 2009).

Una cuestión clave es: ¿cómo éstas medidas pueden estar cambiando las componentes del riesgo de inundaciones?. Merz et al. (2010a) presentaron un esquema en el que se representan los cambios en el riesgo y sus componentes debido a las acciones humanas y agentes de cambio en el sistema, incluyendo, la implementación de medidas de reducción. Las escalas y el comportamiento temporal en dicho esquema van de horas hasta siglos, mientras el dominio espacial está comprendido desde la atmósfera hasta las zonas propensas a las inundaciones, incluidas las áreas afectadas de manera indirecta. Merz et al. (2010a) diferenciaron dos enfoques metodológicos preponderantes para identificar, atribuir y predecir los cambios en el sistema en riesgo: i) el análisis de datos observados; ii) la simulación de cambios; en este marco, aún existen limitaciones debido a factores relacionados con los datos y el entendimiento de los procesos en los modelos. Los retos para afrontar esta cuestión abierta, en la ciencia y en la práctica, requieren esfuerzos interdisciplinarios debido a la multiplicidad de aspectos relacionados con la naturaleza, la sociedad y sus interacciones, además del solapamiento de diferentes fuentes de incertidumbre. Para dar respuestas adecuadas a esta problemática, el concepto de “cambio” juega un papel fundamental en términos de los procesos involucrados, así como también de los métodos para su análisis (Bronstert, 2004; Blöschl et al., 2007).

Para el análisis dinámico de la gestión del riesgo, es decir, en condiciones cambiantes del sistema, el modelo D-P-S-I-R (“Driving forces-Pressures-State-Impact-Responses”) propuesto por la Agencia Ambiental Europea, puede servir de soporte y como complemento del modelo S-P-R-C (presentado en el segundo capítulo). Este último, es útil para el análisis de riesgo en una situación temporal determinada. Una aplicación del modelo D-P-S-I-R puede verse en el reporte de Estrela et

al. (2001), el cual está relacionado con las principales causas e impactos de eventos hidrometeorológicos extremos (inundaciones y sequías) en Europa, así como también de las principales respuestas políticas a tales eventos con el objetivo de su reducción o mitigación. Sobre la base de este modelo, Merz et al. (2010a) resumen este esquema para tener en cuenta la conceptualización de medidas de adaptación del riesgo en condiciones cambiantes. Una descripción al respecto es la siguiente: el desarrollo económico, como fuerza motriz (D), conduce a presiones medioambientales (P), las cuales a su vez conducen a cambios en el estado del medio ambiente (S), lo cual se ve reflejado en impactos ecológicos y socioeconómicos (I). La anterior secuencia da lugar a respuestas políticas (R) que afectan a uno o varios de los componentes antes mencionados.

Teniendo en cuenta los alcances de esta tesis, se ha priorizado el enfoque en medidas de reducción centradas en el control de las avenidas para su posterior análisis de riesgo, es decir, lo que en el anterior esquema sería el análisis del Impacto. La revisión del estado del arte se ha delimitado entonces, desde la perspectiva de los cambios que se pueden producir en los procesos hidrológicos debido a la implementación de estas medidas, además de los métodos para el análisis de estos cambios en el contexto del análisis de riesgo. La introducción de acciones físicas sobre la cuenca representa cambios en su comportamiento hidrológico, debido a la alteración de los mecanismos de generación y propagación de la escorrentía. Igualmente, los procesos hidrológicos son una consideración fundamental en la caracterización de las avenidas durante el proceso de determinación de la peligrosidad, lo cual influye en las posteriores tareas de análisis del riesgo (Schumann, 2011).

Para facilitar el análisis del “cambio”, a partir de procesos y métodos, se han tenido en cuenta las actuales tendencias de estrategias para la reducción del riesgo basadas en el concepto de “mejora de la retención de aguas”, y dentro de éstas, se han seleccionado dos juegos de medidas representativas de: i) control de generación de la escorrentía; ii) control de la propagación de la escorrentía. De la primera tipología, la reforestación puede ser la acción más representativa y controvertida para la gestión de las inundaciones a nivel mundial, con especial relevancia en el contexto europeo, como se discutirá seguidamente. De

la segunda tipología, las presas son una medida típica de control. Igualmente, ambas medidas hacen parte de las acciones contempladas para la gestión del riesgo en el caso de estudio analizado en esta tesis, como se puede ver en el capítulo respectivo (capítulo 5).

Un aspecto final en las generalidades de las estrategias de reducción del riesgo es: la diferenciación de los conceptos “efectividad” y “eficiencia”. De acuerdo con las definiciones dadas por Schanze et al. (2008): i) la “efectividad” describe el grado de logro del objetivo de reducción del riesgo, donde el objetivo describe los cambios ocasionados sobre el sistema en riesgo de inundación; este criterio es utilizado para analizar el grado para el cual una medida es capaz de producir unos efectos deseados, es decir, sólo se enfoca en el resultado que éstas pueden producir, por ejemplo, reducción del caudal máximo de la avenida, reducción de la exposición o susceptibilidad, reducción del riesgo; ii) la “eficiencia” introduce en el análisis la variable de entrada requerida para lograr unos efectos deseados, es decir, este criterio es expresado como la relación de resultados con los recursos utilizados, lo cual puede ser determinado por indicadores como la rentabilidad o costo-beneficio. El alcance de esta tesis sólo involucra el concepto de efectividad, o el grado de consecución de los efectos deseados, que en el contexto del riesgo se refiere a la reducción de las componentes o indicadores de la peligrosidad o la vulnerabilidad, o a la reducción del riesgo en su conjunto. El conocimiento de la efectividad de varias medidas es la base del diseño de una estrategia eficiente en el contexto de la gestión (Hooijer et al., 2004). Un indicador para evaluar la efectividad de las medidas puede ser la reducción de los caudales pico, debido a que este indicador ayuda fácilmente a analizar en qué grado podría ser reducida la peligrosidad (y posteriormente el riesgo), lo cual agiliza el procedimiento de evaluación de alternativas. Relacionado con este indicador, existe un importante cuerpo de literatura enfocado al estudio de medidas individuales y de cuencas individuales, pero pocos estudios comparativos en el que se tengan en cuenta diferentes medidas, escalas y regiones hidroclimáticas de manera simultánea. Un análisis comparativo de los cambios a lo largo de diferentes ambientes puede contribuir a entender la variabilidad espacial del comportamiento del sistema y sus controles (Wagener et al., 2010). Esta tesis doctoral ha aportado en esa dirección como puede verse en Salazar et al. (2012), en donde se ha utilizado un enfoque de

modelación de escenarios para el análisis comparativo de la efectividad de medidas que contemplan el concepto de “retención de agua en el territorio”. En dicha publicación, se realizaron esfuerzos conjuntos de diferentes grupos de investigación, para diferentes casos de estudio en tres regiones hidroclimáticas europeas (mediterránea, alpina y continental). La literatura que se ha analizado y comparado para dicha publicación, también ha servido de soporte para el análisis de las medidas individuales que se presentan en este documento (ver capítulo 5). Si bien, el enfoque de análisis de reducción del riesgo en esta tesis se ha enfocado desde la modelación de los cambios en las condiciones hidrológicas, otros métodos que se presentan en la literatura revisada, han contribuido a identificar similitudes y diferencias entre los resultados relacionados con el indicador de la efectividad.

3.2. Reforestación

Los cambios en las coberturas autóctonas de los suelos es una de las mayores alteraciones introducidas por la humanidad a través de nuestra historia evolutiva. El impacto de esta acción, sobre el régimen hidrológico, es una de las más importantes materias en la investigación científica, principalmente desde finales del siglo XIX y principios del XX. Como fue señalado por Blöschl et al. (2007), existe amplia literatura sobre los efectos del cambio de la cobertura del suelo en los caudales máximos y mínimos, pero más generalizado, sobre el balance hídrico. Sobre estos cambios, toma lugar especialmente la controvertida materia del impacto hidrológico de los bosques. Sobre este particular, un análisis desde una perspectiva histórica puede verse en Andréassian (2004), una revisión sobre sus impactos en los procesos de generación de avenidas puede verse en Eisenbies et al. (2007a) y una discusión sobre los bosques como medidas de protección de las inundaciones puede verse en Calder y Aylward (2006). Calder y Aylward (2006) señalaron que el conocimiento sobre, cómo los procesos biofísicos relacionados con los usos del suelo afectan las avenidas, principalmente los bosques, es una materia que se ha incrementado intensamente a nivel mundial, en la cual se involucran muchas disciplinas, y en donde existen marcadas discrepancias entre la percepción pública y la evidencia científica. Sobre este tópico, Eisenbies et al. (2007b) recopilaron más de seiscientas publicaciones relacionadas con las relaciones existentes entre los bosques y su gestión en las cuencas, la

hidrología forestal y las avenidas. Blöschl et al. (2007) identificaron dos métodos preponderantes para analizar los cambios en las coberturas del suelo: i) enfoques ascendentes (“upward”) o mecánicos, los cuales son entendidos como modelos en cascada, en donde cada modelo representa sub-procesos (ej. precipitación, escorrentía superficial, flujo sub-superficial); ii) enfoques descendentes (“downward”), entendidos éstos como el análisis de tendencias de largas series de datos de escorrentía, así como también, los estudios de cuencas comparadas.

Es importante señalar que la estrategia de reforestación es crucial en el contexto europeo debido a: i) Europa es la región del mundo más rica en bosques; el 45% del total de su superficie continental está cubierta por bosques; es la única región del mundo que tiene una tasa de cambio positiva en términos de superficie forestal en los últimos veinte años (FOREST EUROPE et al., 2011); ii) la reforestación es una de las actividades forestales adoptadas en las políticas de la Unión Europea para reducir los efectos del gas invernadero y promover la conservación de la biodiversidad después de la firma del protocolo de Kyoto (Zanchi, 2007); iii) la reforestación es una de las medidas tradicionales que ha tomado lugar en el contexto de la reducción del riesgo de inundaciones regulada tanto por la Directiva de Inundaciones (Parlamento Europeo y Consejo de la UE, 2007) como también por los organismos reguladores de cuenca; ejemplos al respecto son variados. A nivel europeo, resaltan las políticas tomadas en las cuencas del Río Elba (Wahren et al., 2007) o del Rin (Disse y Engel, 2001; Bronstert et al., 2007). A nivel español no hay que ir muy lejos, en el Proyecto “Adecuación ambiental y drenaje de la cuenca del Poyo vertiente a la Albufera, Valencia” presentado por la CHJ¹⁴, se contemplan acciones de reforestación en cabecera de la cuenca con el objeto de reducir el riesgo de inundaciones.

Debido a que existen diferencias particulares en el tipo de implantación de los bosques, ej. regeneración natural de superficies forestales, reforestación sobre áreas donde ha existido bosque o donde no (Ranzi, 2002), en esta tesis se entiende la “reforestación” como cualquier cambio de cobertura del suelo a cualquier tipo de “bosque”. En ese sentido, se presenta una revisión del estado del arte en los métodos de

¹⁴ La Declaración de Impacto Ambiental del proyecto puede verse en Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2012).

análisis de los efectos de la reforestación en las avenidas en el contexto de las regiones hidroclimáticas europeas y en general para cuencas de meso-escala (< 1,000 km²). La dinámica de las interacciones clima-suelo-vegetación está influenciada por la escala a la cual los fenómenos son estudiados así como también las características de la vegetación, la pedología del suelo y el tipo de clima (Rodríguez-Iturbe, 2000).

3.2.1. *Enfoque de modelación*

La introducción de cambios en el uso del suelo, para la modelación hidrológica del planeamiento futuro, está relacionado con una de las cuestiones abiertas en la hidrología: ¿cómo modelar cambios futuros?. Para ello, es necesario abordar el problema de transferibilidad del modelo (Klemeš, 1986), el cual está relacionado con la componente de cambio temporal, es decir, el análisis hidrológico en una misma cuenca pero con diferentes condiciones de las de un período de referencia. Sobre las potencialidades y limitaciones de la modelación aplicada en el análisis de cambios de coberturas del suelo, existe una abultada literatura, con lo cual se intentó resumir de la manera más condensada posible, los trabajos más relevantes. Bronstert et al. (2002) analizaron los efectos del cambio climático y de usos del suelo sobre los procesos de transformación de la lluvia en escorrentía, en donde señalaron una serie de requerimientos para el análisis. Wheeler (2002) presentó una revisión relacionada con los modelos utilizados en el contexto de las inundaciones, en donde se discute el papel que juega la modelación de los cambios en el uso del suelo. Pitman (2003) presentó una revisión respecto de los desarrollos dados en la modelación de la superficie terrestre en el contexto de modelos climáticos. Hörmann et al. (2005) resumieron diferentes enfoques para integrar, en modelos de cuenca de meso-escala, los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre el balance hídrico. Eisenbies et al. (2007a) resumieron conceptos relevantes relacionados con la hidrología forestal, los efectos de la silvicultura y las operaciones forestales sobre los caudales máximos y volúmenes de las avenidas, así como también, de las potencialidades de los modelos existentes para evaluar estos efectos. Enfoques para la modelación a diferentes escalas puede verse por ejemplo en O'Connell et al. (2007) y Bronstert et al. (2007). Recientemente, Peel y Blöschl (2011) han analizado las tendencias en la modelación de los cambios temporales y espaciales, los progresos que se han dado en la estimación de parámetros sobre condiciones cambiantes o desconocidas, además

de las técnicas para la modelación en estas condiciones. Respecto a métodos para la estimación de parámetros, Peel y Blöschl (2011) resumieron las principales técnicas en: estimación a priori (sin calibración); regionalización de parámetros calibrados; calibración regional y multiobjetivo; acople de modelos; promediar resultados de modelos; modelación de índices o señales hidrológicas y otros tipos de métodos. Respecto a técnicas de modelación, Peel y Blöschl (2011) las agruparon en: modelación de escenarios; análisis de sensibilidad; intercambiar espacio por tiempo; estimación no-estacionaria de parámetros del modelo; técnicas conjuntas de modelación y estimación de parámetros en condiciones cambiantes.

En adelante se presentan los resultados encontrados, con estas técnicas para la modelación de la reforestación o los efectos de la cobertura forestal sobre los caudales pico, agrupados en regiones hidroclimáticas.

3.2.1.1. Entre regiones hidroclimáticas

De los resultados del análisis de medidas de reforestación en las cabeceras de las cuencas de los ríos Rin y Mosa, Pfister et al. (2004) y Hooijer et al. (2004), señalaron que no se encontraron evidencias acerca de la efectividad de éstas, en las partes bajas de la cuenca, debido a diferentes factores tales como: tipo de precipitación, condiciones de humedad antecedente del suelo, superficie afectada por el cambio, duración de la avenida y sincronización de los caudales pico de los tributarios. Para un escenario de reforestación total en parte de la cuenca del Rin (95 sub-cuencas de entre 400-2,100 km²), Hundedcha y Bárdossy (2004) encontraron una considerable reducción en los caudales pico (~8-19 %) como en retraso del tiempo al pico (~4-8 horas), pero principalmente sobre los eventos de menor magnitud. En la misma zona de estudio del río Rin, Bronstert et al. (2007) realizaron un estudio de modelación, a diferentes escalas y su integración, en el cual en una subcuenca, en la que por lo menos un tercio de su superficie es bosque, no se ha encontrado efecto de mitigación en las avenidas, debido a que en estas zonas de Europa Central los bosques crecen en regiones montañosas con suelos poco profundos y sustratos rocosos de baja permeabilidad, lo cual hace que la capacidad de almacenamiento de los suelos sea limitada, favoreciendo los mecanismos de flujo subsuperficial.

3.2.1.2. Región Alpina

En una cuenca italiana (río Mella, 312.8 km²), Ranzi et al. (2002) modelaron los siguientes cambios históricos de coberturas del suelo: incrementos del 9% en bosques en cabecera y de 252% en urbanizaciones en la parte baja. Los autores encontraron que los resultados para el período 1954-1994 muestran una compensación entre los cambios de cobertura a la escala de cuenca, con un descenso en caudales pico entre 3-18% y de los volúmenes de escorrentía de entre 2-38%, donde las mayores reducciones se observan en los eventos de menor magnitud. Para una cuenca suiza (Landquart, 616 km²), Verbunt et al. (2005) encontraron que en general, el efecto del cambio de coberturas del suelo (de pastizales a bosques) mostró una clara reducción de la escorrentía, esencialmente de la escorrentía superficial durante la estación otoñal, coincidiendo con un aumento en la evapotranspiración. Sin embargo, a la salida de la cuenca los efectos del cambio de coberturas, sobre los caudales pico de las avenidas, mostraron ser marginales. Del análisis de los resultados mostrados por Verbunt et al. (2005), se ha observado que la efectividad de la reforestación en la reducción de la escorrentía ha sido sensible a factores tales como: la altitud, la estación, la profundidad del suelo y de las raíces. En la cuenca del río Hron (1,766km²) en la parte central de Slovakia, Papankova et al. (2006) analizaron los efectos de la reforestación sobre las áreas más propensas a generar escorrentía, encontrando reducciones casi despreciables en el caudal pico para las avenidas de entre 2 a 50 años de período de retorno: a medida que aumentó la magnitud, la reducción pasó de ~5% a ~3% para este rango de períodos de retorno. En una micro-cuenca (1.3 km²) localizada sobre la parte caliza norte de los Alpes, Markart et al. (2006) simularon un escenario de reforestación total después de 20 años de ser plantados los árboles, encontrando reducciones en los caudales punta de aproximadamente 47% a la salida de la cuenca.

3.2.1.3. Región Atlántica

En las subcuencas Kirkton (6.85 km²) y Monachyle (7.70 km²), pertenecientes a la cuenca experimental Balquhiddy en el Reino Unido, Eeles y Blackie (1993) simularon incrementos en la cobertura forestal desde un 20% hasta un 100% y asumiendo condiciones de bosque maduro. Los autores han encontrado reducciones del caudal máximo diario entre 2-10% en Kirkton y entre 3-13% en Monachyle. Para la

cuenca experimental Pontbren en Gales (12.5 km²), Bulygina et al. (2009) consideraron una reforestación de áreas de pastoreo encontrando reducciones de: ~24% en el volumen de escorrentía para un período simulado de tres meses y, valores de entre 12-15% en el caudal pico del máximo evento registrado durante este período de referencia. En dicho estudio se aprecia que en general, las reducciones en el caudal máximo son menores a medida que se incrementa el área de la cuenca de aportación. Para la misma cuenca experimental en el Reino Unido, donde se están monitoreando datos de variables hidrológicas a diferentes escalas en el marco del proyecto “Flood Risk Management Research Consortium”, Jackson et al. (2008) reportaron que para una plantación de árboles, cuidadosamente ubicados en la ladera, las reducciones en los caudales pico pueden llegar a ser de hasta 40%.

3.2.1.4. Región Continental

Sin mostrar resultados cuantitativos en la modelación de la reforestación en dos cuencas en Alemania (Wenzenbach -83.62 km², Otterbach - 90.55 km²), Jürgens (2001) señaló que sus estudios no mostraron relevantes reducciones del caudal pico, que si bien se observaron efectos sobre la respuesta lenta, los picos de las avenidas no se vieron afectados. En la cuenca Sulzbach (8.4 km²) en Alemania, Naef et al. (2002) han modelado la reforestación haciendo una diferenciación entre cuatro tipos de procesos dominantes en la generación de escorrentía, y teniendo en cuenta datos provenientes de experimentos de infiltración combinados con técnicas de trazadores. Naef et al. (2002) encontraron que la reforestación puede ser efectiva en la reducción de la escorrentía en áreas donde predomina el mecanismo hortoniano, pero sin embargo, en áreas donde predomina el flujo superficial de saturación, la reforestación puede cambiar los procesos hacia la generación de flujo subsuperficial lateral pero sin afectar significativamente la cantidad total de escorrentía. En la cuenca Stobber (220 km²), ubicada en un paisaje de morrenas en Brandeburgo (Alemania), Wegehenkel (2002) simuló un hipotético aumento de cobertura forestal de 34% a 80%, encontrando reducciones en el caudal entre 39-41%. La cuenca del río Oder, que atraviesa varios países centroeuropeos, fue simulada por De Roo et al. (2003) para los históricos usos del suelo y para diferentes escenarios de medidas de reducción. Sobre los resultados presentados por dichos autores, se

puede inferir que la reforestación no tiene significativos efectos en la reducción de los caudales máximos de las avenidas (la máxima reducción fue de ~10%). En la cuenca Steinsel (407 km²) localizada en Luxemburgo, Liu et al. (2004) incrementaron la cobertura forestal en 52.6% respecto de la situación actual y encontraron, en la simulación de un evento registrado, que este escenario ha tenido moderados efectos en la reducción del caudal máximo (7.8%), lo cual fue confirmado con la tendencia en la reducción de los caudales máximos durante todo el período simulado. Ott y Uhlenbrook (2004) modelaron la regeneración natural con diferentes tipos de bosque en la cuenca Dreisam (258 km²) en Alemania; en la simulación de eventos registrados, los autores encontraron reducciones en el caudal pico de 7.3% para una tormenta advectiva (principalmente por reducción de la percolación al acuífero en el valle principal), y de 22.7% para una tormenta convectiva (debido principalmente a reducción en las componentes del interflujo); los autores también simularon eventos con diferentes intensidades y duraciones de las tormentas, encontrando ligeros cambios descendentes en la reducción del caudal máximo a medida que aumentó la intensidad y duración: para la tormenta diaria se observaron reducciones de 13% en la avenida anual y 12% en la avenida decenal, mientras para la tormenta de tres días, la reducción fue de 8% aprox. para los mismos períodos de retorno. En la cuenca Schwarze Pockau (129 km²) en Alemania, Wahren et al. (2007) señalaron que el potencial de medidas como la reforestación para el control de inundaciones, depende de factores específicos del sitio de estudio (suelos, relieve, características de las tormentas), encontrando que esta medida puede reducir el caudal máximo, en 21% para las avenidas más frecuentes, y en 3% para los eventos de baja frecuencia como la conocida inundación del Elba en Agosto de 2002. Los anteriores resultados fueron complementados con posteriores estudios de campo sobre la capacidad de infiltración de muestras no alteradas (Wahren et al., 2009), en donde se comprobó el efecto de la reforestación en el aumento, tanto de la capacidad de infiltración, como del potencial de almacenamiento hídrico del suelo; dicho estudio demostró la relevancia de incluir, en la parametrización del modelo hidrológico, los cambios producidos en las propiedades del suelo. En la frontera entre Alemania y República Checa, Merta et al. (2008) estudiaron la cuenca Weißeritz al norte de las montañas Ore; del análisis de dos escenarios en una de las subcuencas (Höckenbach -16.7 km²), introduciendo aumentos en cobertura forestal

de ~90% (reforestación completa) y ~26% (reforestación de áreas preponderantes en la componente rápida de generación de escorrentía), los autores encontraron que: i) para eventos de similar magnitud, la reducción fue mayor para los más cortos; ii) a medida que aumenta la magnitud del evento, la efectividad disminuye; iii) la diferencia entre los dos escenarios de reforestación es notoria para los eventos de menor magnitud, sin embargo, al aumentar esta característica, la efectividad es similar. Del estudio anterior, la efectividad sobre el caudal pico en los dos escenarios, para dos ejemplos de período de retorno (Tr5 y Tr100 años), y dos de duración de tormentas (10min y 24h), se resume como sigue en cantidades aproximadas: i) reforestación completa: para duración de 10min, 34% en Tr5 y 17% en Tr100; para duración de 24h, 18% en Tr5 y 11% en Tr100; ii) reforestación parcial: para duración de 10min, 16% en Tr5 y 13% en Tr100; para duración de 24h, 10% en Tr5 y 8% en Tr100. Rieger et al. (2010), analizaron la influencia de diferentes medidas distribuidas sobre dos eventos registrados con diferentes períodos de retorno (10 y 100 años) en una cuenca alemana (Windach, 68 km²); los autores encontraron para un escenario hipotético de reforestación extrema (95% de bosque natural), reducciones en los cuantiles de 26.2% y 9.9% para los eventos de 10 y 100 años respectivamente, sin embargo, para un escenario realista de incremento del 10% en la cobertura forestal, reducciones de 3.3% y nulas fueron encontradas, respectivamente; los autores también analizaron una reconversión del bosque de coníferas actual (28% superficie) a otro mixto, lo cual contribuyó a aumentar la capacidad de intercepción, logrando reducciones de 5.8% y 0.8%. Rieger et al. (2010), concluyeron que los cambios de usos del suelo pueden ser medidas efectivas para el control de avenidas, sólo si éstas representan un porcentaje importante del total de la superficie de la cuenca, además, para eventos con condiciones de humedad antecedente del suelo cercanas a la saturación, las medidas muestran tener poca significancia en la reducción de los caudales pico.

3.2.1.5. Región Mediterránea

Para una cuenca experimental francesa con datos disponibles desde 1981, Cognard-Plancq et al. (2001) compararon una subcuenca que sufrió desbroce de su cobertura forestal (Latte, 0.2 km²) con otra que mantuvo la suya inalterada (Sapine, 0.54 km²); los autores concluyeron

que la cobertura forestal puede haber inducido las reducciones en los caudales máximos diarios anuales en hasta 20%, así como también en los volúmenes en hasta 10%. En una pequeña cuenca semiárida en España (Ventós, ~6 km²), Bellot et al. (2001) encontraron que para un evento extremo de corta duración, pero de alta intensidad, ocurrida en un año húmedo, la reforestación parcial sobre campos abandonados o inclusive la máxima posible, no fue efectiva en la reducción de la avenida. Mueller et al. (2009), analizaron los cambios de cobertura vegetal en una cuenca en el pre-pirineo catalán (Canalda, 65 km²), encontrando que el efecto de un escenario potencial de máxima reforestación sobre un evento extremo (probabilidad de excedencia del 2%) puede reducir en 14% el volumen de escorrentía y hasta en 100% el de sedimentos.

3.2.2. Cuencas pareadas

El método de cuencas pareadas o comparadas (“paired catchment/watershed”) puede ser el experimento más común para el análisis de los efectos hidrológicos producidos por cambios en la cobertura del suelo (Robinson et al., 2003; Andréassian, 2004; Brown et al., 2005). Andréassian (2004) reseñó estudios pioneros comparativos en la mitad del siglo XIX en Francia y a principios del XX en Suiza, pero reseñó como primer estudio, de esta tipología como tal, al realizado en las Montañas Colorado entre 1910 y 1926, a partir del cual el método se expandió hasta la actualidad. El análisis se realiza sobre dos cuencas cercanas, bien monitoreadas y caracterizadas, con similar comportamiento hidrológico, donde una de ellas es sometida a un cambio de cobertura, mientras la otra permanece inalterada (cuenca de control o referencia). Andréassian (2004) señaló que este tipo de experimentos es de crucial importancia científica para el entendimiento de los impactos hidrológicos de los bosques, principalmente por su sencillez en el diseño y porque evita los problemas de la influencia, tanto de la variabilidad climática, como la existente entre cuencas.

Andréassian (2004) concluyó, del análisis de 137 experimentos a nivel mundial, que en general respecto a los raros estudios sobre reforestación, ellos mostraron un muy limitado efecto sobre las avenidas típicas y prácticamente ninguno sobre las de mayor magnitud. Posteriormente, Brown et al. (2005) presentaron una revisión de 166 estudios de esta tipología de estudios a nivel mundial. Respecto al

afecto del bosque sobre avenidas, los autores concluyeron que esta cobertura podría haber contribuido a la reducción de hasta en 50% los caudales máximos observados en dos cuencas Australianas y hasta en 30% para una cuenca en Nueva Zelanda. En adelante se resumen los trabajos encontrados en el contexto europeo.

3.2.2.1. Entre regiones hidroclimáticas

Del proyecto europeo “FOREX” (“Forestry and Extreme Flows”), Robinson et al. (2003) reportaron los resultados de 28 cuencas ubicadas en tres regiones hidroclimáticas europeas (Atlántica, Continental y Mediterránea) y concluyeron que: en general para todos los tipos de bosques estudiados, sus efectos sobre los caudales máximos se diluyen al aumentar la escala de la cuenca, siendo por tanto una medida que probablemente no tenga mucha relevancia en el contexto de la gestión del riesgo de inundaciones a la escala regional o macroescala.

3.2.2.2. Región Atlántica

De los datos observados en las cuencas experimentales del Plynlimon en Gales, Kirby et al. (1991) observaron una magnitud mayor (~12%) en la avenida promedio anual de la cuenca de control (Wye, 10.55 km²) que para su par reforestada en un 67% (Severn, 8.70 km²), pero señalando que: los resultados no fueron estadísticamente significativos; existe una clara similitud en las dos curvas de frecuencia, principalmente por debajo de los diez años de período de retorno; los resultados sugieren que el bosque maduro de coníferas tuvo poco efecto sobre la magnitud de los caudales máximos. Igualmente, Kirby et al. (1991) analizaron 100 eventos máximos y encontraron claros efectos de reducción en las pequeñas tormentas, pero para eventos de mayor magnitud no se encontraron sistemáticas reducciones; la misma conclusión fue confirmada con el análisis del hidrograma unitario de 18 eventos, para los cuales se encontró el mismo signo de cambio: los caudales máximos promedio en la cuenca de control fueron 13% mayor que en la reforestada. En las mismas cuencas experimentales, Archer (2007) utilizó el método de análisis de la variabilidad hidrológica para estudiar el efecto de la reforestación en un amplio rango de flujos (desde la mitad del promedio hasta 100 veces el promedio) en el período 1972-2004. De los resultados presentados, existe una consistente tendencia de mayor número de pulsos por año para la

cuenca de control que para la reforestada: en promedio un ~23% mayor, un máximo de hasta ~26% y una imperceptible diferencia para magnitudes por encima de veinte veces la media. Archer (2007) también encontró que en general, esta tendencia se cumple para todas las estaciones del año (excepto en eventos extremos individuales ocurridos en verano los cuales sobrepasan en cincuenta veces la media).

3.2.2.3. Región Continental

Para un experimento replicado en dos áreas de la cuenca experimental Chiemsee en Alemania (~0.03 km² ambas áreas reforestadas), Robinson et al. (1991) concluyeron que: se observó una reducción en los caudales máximos a medida que el bosque fue madurando; las reducciones en los caudales pico fueron, proporcionalmente, mayores para pequeñas tormentas en comparación con las más grandes; después de los 22 años de observaciones, el coeficiente de escorrentía se redujo aproximadamente a la mitad debido a que las pérdidas por intercepción fueron mayores por el efecto de la copa de los árboles, donde debajo de éstas se favorecieron condiciones más secas en el suelo. En las mismas cuencas, Robinson et al. (2003) reportaron un modelo de ajuste logarítmico reflejando las reducciones en los caudales máximos a través del tiempo; de los resultados presentados en dicho trabajo, se infiere a partir de las dos curvas que: el efecto de la reforestación fue perceptible aproximadamente 16 años después de las plantaciones con reducciones por debajo del 50% en ambos casos; en la última observación registrada en el experimento original y su réplica (~22 años después), se registraron reducciones similares de 12% y 13%, respectivamente.

3.2.2.4. Región Mediterránea

A través de un análisis geomorfológico de cuencas reforestadas entre 18-25 años atrás, Ortigosa y García-Ruiz (1995) concluyeron que: los cauces de segundo orden, de las cuencas reforestadas, mostraron procesos de avenidas menos intensas que sus pares de control; la reducción de los caudales máximos contribuyó a que la vegetación se recuperara en la ribera; la reducción de los movimientos en masa está directamente relacionada con la menor frecuencia e intensidad de las avenidas. En una revisión de cuencas pareadas en Francia, Cosandey et al. (2005) encontraron diferentes resultados para cada caso de estudio:

en una micro-cuenca reforestada (Draix-Brusquet, $\sim 1 \text{ km}^2$) los caudales de las avenidas fueron 50% menores que los de la cuenca de control, el efecto de reducción fue más pronunciado para el rango de eventos de mayor frecuencia (80%); en otra cuenca (Latte, 0.20 km^2), los autores reseñaron resultados de otros estudios respecto del efecto de la reforestación sobre los caudales máximos anuales y decenales, con reducciones del 31% y 5%, respectivamente; para largas observaciones (más de 20 años) en 14 cuencas experimentales singulares con superficies entre 10 y 67 km^2 , los autores señalaron que no observaron ninguna tendencia y que en el corto tiempo, la reforestación en estas pequeñas cuencas, aparentemente, no tuvo ningún efecto sobre las inundaciones debido a que en esta región las avenidas se producen por violentos episodios de lluvia en los cuales la vegetación no juega un rol importante. Serrano-Muela et al. (2008), compararon una pequeña cuenca (0.92 km^2) no alterada cubierta completamente por bosque, con otras dos deforestadas, concluyendo que: el bosque contribuyó a reducir las avenidas, pero no las asociadas a lluvias extremas; en eventos donde el nivel freático está cerca de la superficie, el bosque favoreció la reducción en la ocurrencia de las avenidas; la densa cobertura forestal aseguró un flujo predominantemente subsuperficial, lo cual condujo a una menor erosión del suelo, particularmente en pendientes abruptas.

3.2.3. Otros estudios

Además de los anteriores estudios experimentales, se han encontrado otros estudios complementarios que analizan otros factores y su relación con el efecto de la reforestación sobre las inundaciones.

3.2.3.1. Efectos del drenaje previo a la plantación y de la edad del bosque

Es reconocido, en la hidrología forestal, que el efecto de los bosques en la reducción de las avenidas es atribuible a que existen mayores pérdidas por intercepción, se aumenta la evapotranspiración y se favorece la creación de suelos más porosos, entre otros. Sin embargo, esto no se puede aseverar cuando los bosques son plantados. Iritz et al. (1994), señalan que los procedimientos de drenaje artificial previos a las plantaciones contribuyen a disminuir el nivel freático con el objetivo de favorecer el crecimiento de los árboles, lo cual afecta los procesos hidrológicos básicos, al aumentar la escorrentía superficial y acortar las

vías de flujo preferente tanto en superficie como debajo de ella. Los resultados de estos efectos pueden llegar a ser opuestos, ya que dependen de diferentes factores relacionados con el soporte físico de la cuenca y su régimen hidroclimático. Por otro lado, estudios sobre el efecto del crecimiento de plantaciones forestales mostraron tener efectos hidrológicos distintos de los debidos a los procedimientos de drenaje previo, siendo inclusive opuestos. Sin embargo, el balance de efectos fue cambiando a medida que los árboles fueron creciendo y el drenaje se fue deteriorando (Robinson, 1989).

Utilizando datos observados, Robinson (1989) comparó los efectos de las técnicas de drenaje implementadas antes de la reforestación de dos cuencas experimentales en el Reino Unido, Coalburn (1.5 km²) y Llanbrynmair (3 km²), encontrando que: para las tormentas promedio en la cuenca Coalburn, se observó un aumento en el caudal pico (16%) en los primeros 2-5 años, pero una reducción al cabo de los 10 años (6%), lo cual pudo ser atribuible al taponamiento del drenaje por el crecimiento de la vegetación; en el caso de la otra cuenca, los resultados fueron similares a los anteriormente reportados, donde también se analizó el efecto del drenaje en zonas altas y bajas de la cuenca: en el último caso, no encontró mayores incrementos en el caudal pico pero si reducción en el tiempo de respuesta. En contradicción a los anteriores efectos del drenaje, Robinson (1989) señaló que estudios, en Alemania (Chiemsee) y el Reino Unido (Plynlimon), relacionaron el crecimiento de los árboles (después del drenaje previo a la plantación) con la reducción de los caudales pico y del volumen de escorrentía, pero no encontraron disminución del tiempo de respuesta. De otro estudio en las mismas cuencas experimentales del Reino Unido (Plynlimon), Robinson (1989) remarcó el efecto del bosque maduro en la reducción de los caudales pico en pequeñas tormentas, lo cual es reflejo de la capacidad finita de la intercepción de los árboles y sus relativos efectos para las grandes tormentas; igualmente, la poca diferencia entre la repuesta de la cuenca reforestada y la de control, para las grandes tormentas, pudo haber reflejado un balance entre, la aceleración de los flujos al cauce debido al drenaje, con el de su reducción por los árboles. Para la misma cuenca experimental alemana (Chiemsee), Robinson et al. (1991) observaron que: la reducción en los caudales pico debido a la reforestación fue más acentuada en los primeros años de crecimiento de los árboles; claramente el bosque contribuyó a una mayor reducción

del contenido de humedad del suelo que el drenaje por sí solo; en contraste, no se observaron cambios representativos en la forma del hidrograma (apenas un 20% de tiempo al pico mayor), lo cual refleja las grandes pérdidas iniciales al inicio de la tormenta pero también pudo ser atribuible al deterioro del sistema de drenaje. Años después, Robinson et al. (2003) concluyeron, para misma cuenca experimental, que los efectos en la reducción del caudal pico en las últimas observaciones, se deben al efecto predominante de los árboles, más que al drenaje previo a las plantaciones.

Iritz et al. (1994), compararon tres métodos distintos (cuencas pareadas, un modelo conceptual y otro físico) para determinar si el efecto del drenaje forestal es el aumento, o no, de los caudales punta en cuencas localizadas en la región Boreal: dos experimentos pareados más una cuenca cercana a uno de éstos en Suecia (superficies entre 0.15 y 1.83 km²) y adicionalmente otra cuenca finlandesa de 5.02 km². Los resultados presentados por los autores muestran: una tendencia general en la reducción del caudal punta después de los trabajos de drenaje para los pequeños ríos suecos, debido principalmente a la reducción de los niveles freáticos, los anteriores cambios variaron entre 0~25%, siendo el efecto en general, mínimo para los caudales de mayor magnitud, y máximo después de períodos secos; por el contrario, en la cuenca finlandesa se observaron aumentos en el caudal punta después del drenaje, lo cual pudo ser atribuible a sus características topográficas e hidráulicas diferenciadas; el aumento en los caudales punta, observado para los eventos de mayor magnitud con tormentas de alta intensidad, pudo ser atribuible al efecto del drenaje en condiciones de elevado nivel freático. Respecto a los métodos comparados, Iritz et al. (1994) señalaron que fue más fácil detectar cambios en las observaciones de los experimentos pareados, pero que sin embargo, la modelación distribuida contribuyó en la descripción espacial de los procesos hidrológicos y sus modificaciones debido a los procedimientos de drenaje.

Después de 30 años de observaciones en la cuenca experimental Coalburn en el Reino Unido, Robinson (1998) utilizó el método del hidrograma unitario para evitar cualquier interferencia de las características de las tormentas en los hidrogramas, encontrando significancia estadística en los resultados como sigue: una década

después de los procedimientos previos de drenaje y de la plantación en sí, se acortaron los tiempos al pico y se aumentaron la magnitud y frecuencia de las avenidas debido al efecto de la red artificial de drenaje; después de la segunda década, se observaron aumentos en la frecuencia de los caudales bajos pero disminución en la de los máximos, producto del deterioro del drenaje y del crecimiento de los árboles; para el último período de observación (1990-1996), se observó una disminución del 25% en la frecuencia de los caudales máximos y del 5% en la magnitud del pico promedio anual.

3.2.3.2. Efecto de escala

Como es característico en el análisis de los procesos hidrológicos, el efecto de escala es determinante. A mayor tamaño de cuenca, juegan mayor rol la sincronización de los caudales punta de los tributarios, la escala espacial de las tormentas, el cambio proporcional del cambio en la cobertura vegetal. Mientras en cuencas pequeñas los efectos del cambio sobre las avenidas pueden ser detectables, esta “señal” puede ser más débil para grandes cuencas (Calder y Aylward, 2006).

Para una cuenca reforestada localizada en Suecia central (Svartån, 978 km²), Iritz et al. (1994) modelaron los efectos del drenaje forestal en las avenidas, encontrando que éstos no fueron perceptibles para esta escala. Para la misma cuenca experimental del Reino Unido (Coalburn, 1.5 km²), Archer (2003) contrastó las observaciones de caudales para el período 1967-1999 con los de otra cuenca adyacente reforestada, pero doscientas veces su área (River Irthing, 335 km²) y observó, para el último período de las series, comportamientos similares en los cambios. Es decir, reducción de la frecuencia de ocurrencia y aumento en los tiempos de respuesta, pero a una magnitud mucho menor para la cuenca de gran tamaño. De los resultados encontrados, Archer (2003) señala que no hay evidencias significativas demostrando que los cambios producidos en la variabilidad del flujo en cabecera, fueron trasladados a la salida de la cuenca, lo cual comprueba la poca influencia de la reforestación en cabecera para la mitigación de las avenidas aguas abajo. Lo anterior pudo estar influenciado por factores como: i) el área afectada por la reforestación (mientras en la pequeña cuenca, su grado de afectación es de más del 90%, para la gran cuenca es de apenas 19%, estando por tanto en este último caso, más del 75% de la superficie inalterada por el impacto de la reforestación; ii) la

acumulación de efectos, en el desarrollo del crecimiento forestal, tales como: el drenaje previo y la expansión de la copa de los árboles; el cambio en el equilibrio de los procesos hidrológicos, desde la interceptación, infiltración y almacenamiento en el suelo, hasta los procesos en el cauce.

En la literatura son más comunes los trabajos a pequeñas escalas, generalmente de parcela, lo cual puede no ser observado a la meso-escala. Sobre esta cuestión abierta, en el Reino Unido se han venido realizando proyectos de investigación a la escala de cuenca, ejemplo de ello son la iniciativa CHASM (“Catchment Hydrology and Sustainable Management”¹⁵) o el FRMRC (“Flood Risk Management Research Consortium”¹⁶). En el último caso, Jackson et al. (2008) reportaron a la escala de ladera (0.1km²) en la cuenca Pontbren, reducciones en el mayor caudal pico (registrado desde el inicio de las observaciones en 2004) de 40% para un cinturón de árboles localizados ortogonalmente a la dirección de la pendiente y de 10% para la misma medida pero con localización en paralelo a la pendiente; los autores concluyeron que el efecto de la reducción de la escorrentía superficial es clave para la reducción, a la escala local, de los caudales punta y que por los menos, a la pequeña escala de cuenca (10 km²), las observaciones y la modelación sugieren los mismos beneficios. Para el mismo caso de estudio, Marshall et al. (2009) encontraron que como resultado de la plantación de los árboles y de la protección de las ovejas, la disminución de la escorrentía superficial local puede ser explicada por el aumento de la permeabilidad en los suelos en estas condiciones: en los experimentos se observaron aumentos significativos en los valores medidos de conductividad hidráulica saturada y de retención del contenido de humedad saturada del suelo.

3.2.3.3. Efecto de la condición de humedad antecedente del suelo

Numerosos autores sugieren como factor determinante en el análisis de los cambios en la cobertura vegetal, las condiciones de humedad antecedente del suelo (ej. Niehoff et al., 2002; Hooijer et al., 2004). En la zona del Pirineo central español, la cual está influenciada por el clima Atlántico y Mediterráneo, López-Moreno et al. (2006) analizaron

¹⁵ <http://research.ncl.ac.uk/chasm/>

¹⁶ <http://www.floodrisk.org.uk/>

registros del período 1955–1995 y observaron que: el efecto de cambios en las coberturas del suelo, como reforestación o crecimiento natural de bosque matorral, sobre campos de cultivo abandonados, puede ser la razón del significativo descenso en la frecuencia e intensidad de las avenidas, principalmente de las más frecuentes; el anterior efecto pudo ser atribuible al efecto diferenciado de la cobertura vegetal en eventos de baja y gran intensidad; en el primer caso, las reducciones en el caudal pico pueden ser esperadas debido al efecto de la intercepción y la mayor capacidad de infiltración por las condiciones más secas de la humedad antecedente del suelo; sin embargo, en el caso de las tormentas de gran intensidad los efectos no son notorios debido a que la capacidad de infiltración puede ser rápidamente saturada.

En las cuencas experimentales de Vallcebre al sureste de los Pirineos, Gallart et al. (1997) observaron que en general, los suelos de los bosques tuvieron menor contenido de humedad que los de los pastizales, lo cual fue atribuible a la intercepción de la lluvia por los árboles. El resultado encontrado por las observaciones en este trabajo sugieren que, a la escala de evento, no se observaron valores límites de la capacidad de intercepción relacionados con la magnitud de la precipitación (la tendencia fue creciente), sugiriendo por tanto, que aún para los eventos moderados y grandes, el agua interceptada, y por ende los procesos de evaporación, deben ser tenidos en cuenta en el análisis hidrológico. En la misma cuenca experimental, Latron et al. (2008) analizaron la variabilidad espacio-temporal de la relación precipitación-escorrentía en la cuenca Cal Rodó (4.17 km², ~60% cubierta de bosque) comparada con una pequeña cuenca de su interior Can Vila (0.56 km², ~52% cubierta de bosque); de los resultados encontrados a la escala de evento, los autores señalan una alta estacionalidad en la respuesta hidrológica, encontrando una mayor dispersión en la relación lluvia-escorrentía que para otras cuencas en condiciones templadas; el coeficiente de escorrentía mostró un claro patrón estacional con una alternancia entre un período de lluvias (cuando la cuenca era hidrológicamente sensible) y un período seco en verano (cuando la cuenca era menos sensible a cualquier evento de precipitación); en el caso de un evento al final de período húmedo, las dos cuencas tuvieron una respuesta diferenciada, donde el coeficiente de escorrentía fue mayor en la pequeña cuenca (39% frente a 28% de la grande), lo cual

pudo ser explicado, sobre la base de las observaciones, por el efecto de la cobertura forestal, donde para el caso de la cuenca pequeña, con superficie relativa de bosque más pequeña (52% frente a 60% de la grande), se favoreció un área de saturación más extendida aguas abajo.

3.3. Embalses

Una de las acciones más comunes en el contexto del control de las avenidas ha sido la introducción de elementos de retención en los cauces. Estos elementos, generalmente presas, favorecen la formación de un espacio para el almacenamiento de agua hasta un determinado nivel máximo, espacio mediante el cual se pretende lograr la atenuación del caudal pico y del hidrograma. El uso de esta medida se ha reportado desde tiempos antiguos. Por ejemplo, Koutsoyiannis (2008) reportó la existencia de presas para el control de inundaciones en la Antigua Grecia (siglos XIII-V ANE).

Como fue demostrado por Leopold y Maddock (1954), esta tipología de medidas son efectivas en el control de inundaciones, pero su función disminuye rápidamente aguas abajo, a medida que el cauce se aleja de la presa. Leopold y Maddock (1954), también señalaron que series de pequeñas presas en cabecera fueron inefectivas para las avenidas de gran magnitud en cuencas de gran tamaño. Es bastante conocido que a nivel mundial proliferaron las presas de gran tamaño, para aumentar la “efectividad” y generar “protección contra las avenidas”, sin embargo, esto también se convirtió en un problema contemporáneo en el contexto del riesgo de inundaciones, debido principalmente a la sensación de “seguridad” que generó en la sociedad, lo cual animó a la ocupación de zonas propensas a inundarse (Kundzewicz y Takeuchi, 1999) adicionando más y mayores probabilidades de pérdidas de todo tipo, contando también con que se adicionó un factor de riesgo que no existía, la rotura de la presa (Valdes y Marco, 1995). Ejemplos de rotura de presa son abundantes en distintos lugares del mundo. Igualmente, también es bastante conocido y discutido que las presas, y sus embalses, son de las infraestructuras hidráulicas que más producen grandes impactos medioambientales (Avakyan y Iakovleva, 1998). Debido a ello, actualmente se rechaza el riesgo de fallo, y en muchas partes éstas se están destruyendo para intentar retornar al estado previo (Plate, 2002). Sin restar importancia a los anteriores elementos,

en el contexto del análisis de riesgo, el objetivo de esta revisión ha sido responder a la pregunta ¿cuál ha sido efectividad de esta tipología de medidas en Europa?, respuesta que contribuye a los objetivos y alcances de esta tesis. En ese sentido, se han encontrado dos grupos de métodos que cuantifican los efectos de estas medidas: análisis de series temporales y modelación. El primer método, es una importante herramienta para entender y aprehender de los comportamientos observados, mientras el segundo, es una herramienta fundamental para la proyección y análisis de posibles escenarios futuros.

3.3.1. *Análisis de series temporales*

En términos de métodos, Kundzewicz y Robson (2004) señalaron que los datos son la espina dorsal para detectar tendencias u otros cambios en los registros hidrológicos, presentando en su trabajo una revisión de técnicas para conseguir este objetivo. Cuando es necesario analizar los posibles efectos de intervenciones físicas sobre los ríos, para el control de inundaciones u otros usos, el solapamiento con otros agentes de cambio, como el clima o las coberturas del suelo, son una cuestión de principal orden, lo que impone un reto importante en el análisis de series temporales: una adecuada distinción entre agentes de cambio para detectar causas-efectos en las tendencias de las avenidas (Bormann et al., 2011). A partir de ello, se resumen a continuación los resultados de los trabajos en los que fue posible detectar efectos particulares sobre los caudales de los ríos (principalmente los máximos), debido a la introducción de esta tipología de medidas. Éstos también han sido agrupados por regiones hidroclimáticas europeas.

3.3.1.1. *Entre regiones hidroclimáticas*

En un análisis estadístico, sobre observaciones durante el período 1957-1996 en el tramo húngaro del río Danubio, Zsuffa (1999) concluyó que los cambios detectados en los datos para dicho período (disminución de caudales máximos e incrementos en caudales medios y bajos), están relacionados claramente con las barreras introducidas aguas arriba en el tramo austríaco. Lammersen et al. (2002), analizaron registros para diferentes puntos del río Rin, con el fin de detectar el efecto hidrológico de la implementación de medidas de retención y encauzamientos; de los resultados han encontrado que un factor determinante, en los efectos de las medidas, es el origen espacial de la avenida y que mientras los encauzamientos del río han incrementando

los caudales pico, la introducción de elementos de retención han mostrado una tendencia inversa; para las series observadas homogeneizadas, las medidas de retención muestran que su efectividad aumenta con el aumento de la magnitud y su correspondiente período de retorno, pero a niveles bastante bajos; por ejemplo, para los períodos de retorno de 10 y 1,000 años en la estación donde más se observó efectividad (Köln, parte media), los valores son de 0.3% y 0.8%, respectivamente, para las medidas de retención en funcionamiento. Lo anterior se incrementaría a 0.9% y 1.9%, respectivamente, si se tuviese en cuenta el efecto de las futuras medidas de retención planeadas. En la parte baja (Rees) estos porcentajes fueron de 0.2-0.7% y 0.9-1.4%, para las dos situaciones temporales y cuantiles.

En el Pirineo Central español, López-Moreno et al. (2002) analizaron la influencia del embalse Yesa en la reducción y estacionalidad de las avenidas en el río Aragón; para esta zona influenciada por los regímenes Atlántico y Mediterráneo, los autores compararon las entradas y salidas diarias del embalse y concluyeron que a medida que aumenta la intensidad, la diferencia entre las dos curvas de frecuencia disminuye, lo cual se debe a la gestión de las grandes avenidas y el caudal que se deriva para irrigación: las reducciones de caudal para los períodos de retorno de 2, 5, 25 y 100 años fueron 18, 12, 11 y 7%, respectivamente; un factor determinante en la efectividad de esta medida, sobre el control de las avenidas, fue el estado de almacenamiento del embalse: cuando el embalse estuvo por debajo del 50% de su capacidad, los caudales entrantes se redujeron de manera ligeramente creciente (entorno al 80%) a medida que aumento la intensidad; cuando el embalse estuvo entre el 70-90% de su capacidad, las reducciones tuvieron el mismo comportamiento pero por debajo del 20%; cuando el embalse estuvo por encima del 90% de su capacidad, las reducciones fueron menores al 10% para los caudales máximos anuales, ligeramente negativas para los caudales entre los 5-10 años de período de retorno aproximadamente, y por debajo del 3% para el cuantil de 50 años. Finalmente, el otro factor afectando la efectividad fue la estacionalidad y las reglas de gestión: hay una clara reducción del número de avenidas en otoño y primavera, coincidiendo con las estaciones donde se recupera el nivel del embalse; la mayor parte de las avenidas de invierno son desaguadas por precaución (excepto las extraordinarias que son controladas para evitar coincidencias con las

del río Ebro); las avenidas otoñales están sujetas a una mayor reducción en intensidad y frecuencia que las de primavera debido a sus diferentes estados de almacenamiento.

Batalla et al. (2004) analizaron datos de 38 estaciones localizadas en 22 ríos de la cuenca del río Ebro, que de acuerdo a su ubicación dentro de la red de drenaje, analizaron el efecto de los 187 embalses construidos en esta cuenca durante el siglo XX. Debido a la gran extensión de la cuenca, los autores separaron los datos en cuatro regiones climáticas, de acuerdo a su régimen pluviométrico promedio anual. A partir de un análisis de frecuencia de las avenidas, los autores observaron que los datos mostraron una pronunciada reducción en magnitud y frecuencia debido a la operación de las presas; las reducciones encontradas para los cuantiles de 2, 10 y 25 años de período de retorno fueron como sigue respectivamente: cuencas atlánticas en cabecera (32%, 29%, 42%), cuencas pirenaicas del centro-oeste (15%, 14%, 12%), cuencas pirenaicas del centro-este (38%, 38%, 51%) y cuencas mediterráneas al sur (55%, 51%, 61%). Los autores también encontraron que en general, a medida que crece el índice IR (relación entre la capacidad del embalse y la escurriencia promedio anual), la magnitud y frecuencia de las avenidas disminuye (para valores de este índice igual a 1, las reducciones fueron de 50% y 55% para los cuantiles de 2 y 25 años). Sin embargo, lo anterior se comportó de manera diferenciada, de acuerdo con la región climática: la reducción de los cuantiles de 2, 10 y 25 años estuvo en torno a 10-15% en la cuencas de la zona más húmeda (pirenaicas del centro-oeste), mientras estos valores estuvieron entre 50-60% en la cuencas de la zona más seca (mediterránea); comparando un índice IR similar, donde fue posible, las cuencas de la zona mediterránea reducen en promedio un 60% el cuantil de 25 años, mientras las cuencas de la zona atlántica redujeron un 30% el cuantil de 2 años. Finalmente, de los datos presentados del embalse Mansilla (68 Hm³) en los cuales hay registros justo a la salida en el río Najerilla y 34km aguas abajo, se pudo observar como el efecto del embalse se diluye aguas abajo: para los cuantiles de 2, 10 y 25 años, las reducciones fueron de 29%, 16% y 15% a la salida de la presa, mientras aguas abajo fueron de 17%, 13% y 11%, respectivamente. Similar tendencia fue observada para los cuantiles más bajos con datos (2 y 10 años) en el embalse La Tranquera (84Hm³): a la salida de la presa la reducción en

el río Jalón fue de 39% y 67% respectivamente, mientras 116km aguas abajo, la reducción paso a ser de 11% y 1%, respectivamente.

Del análisis de tendencias para diferentes ríos alemanes presentado por Bormann et al. (2011), la tendencia decreciente en los niveles asociados tanto a caudales bajos como altos en estaciones concretas (Danubio en Ingolstadt, Main en Würzburg y Weser en Intschede) sugiere que las posibles obras de ingeniería introducidas en estos ríos, entre ellas las presas, puedan ser las responsables de estos cambios observados en las series temporales.

3.3.1.2. Región Atlántica

Higg y Petts (1988), revisaron investigaciones sobre los cambios hidrológicos producidos por la regulación de los ríos en el Reino Unido (tomando como caso de estudio el río Severn) para analizar la influencia del embalse Clywedog sobre la magnitud y frecuencia de las avenidas. Los autores encontraron que después de construida la presa, las avenidas promedio anual se han reducido en un 30%, los caudales promedio en 50%, mientras los caudales bajos se han incrementado alrededor del 22%. Sin embargo, estos efectos no son claros, al parecer estos cambios están más relacionados con el cambio climático que con la regulación del río. Para los datos analizados en el Río Hodder, los autores señalaron el efecto de la estacionalidad: para el cuantil de 5 años de período de retorno, la reducción fue del 8% en invierno, mientras ésta fue de 50% para el verano.

3.3.1.3. Región Alpina

Pircher (1990) analizó el efecto regulador sobre las avenidas de los embalses construidos para propósitos de generación hidroeléctrica en los Alpes austríacos. El autor señaló que ningún valle austriaco ha sufrido nunca una inundación después de construidas las presas y que los caudales máximos se han reducido significativamente, lo cual se debe a la regulación estacional del almacenamiento de los embalses. En términos cuantitativos, el autor encontró que debido al efecto de los embalses, las reducciones en los caudales máximos fueron: i) en el valle Kaprun (131km² de los cuales el 57% está regulado por dos embalses) los cuantiles de 10 y 50 años, pasaron a ser respectivamente los de 75 y 2,500 años; ii) en el valle Malta (130km²) las grandes avenidas registradas en los años 60's pudieron ser reducidas hasta en un 45%;

iii) en la cuenca Zemm-Ziller (381km²) después de la construcción de varias presas, la reducción ha sido entre 25-40% para los eventos de mayor magnitud registrados en los 15 años anteriores; para la mayor avenida veraniega ocurrida en 1987, la zona controlada por un embalse en un 54% (Platz, 189km²) no sufrió ningún daño debido a que la avenida se redujo en un 90%, mientras las zonas aledañas sufrieron graves daños por las inundaciones; iv) en el valle Kauner, desde la construcción de la presa en los años 60's, no se ha observado ningún desbordamiento para las avenidas observadas aguas arriba del embalse; v) en la estación Gaschurn (145km² de los cuales el 44% es controlado por embalses) las avenidas de mayor magnitud, de los 33 años previos, fueron reducidas entre un 26-82%; vi) efectos, sobre todo en las pequeñas y medianas avenidas, se notaron aguas abajo de las tomas de agua, por ejemplo: en la estación St. Leonhard, los eventos de 1965 y 1987 se redujeron en un 33% y 19%, respectivamente; vii) embalses con limitada capacidad de almacenamiento en el corto plazo, también mostraron tener efectos debido a las reglas de gestión: en el río Steyr (539km²), la operación rápida del embalse Klaus (flexibilización de 7.6Hm³) permitió reducir, en un 30% y 42%, las dos avenidas más grandes registradas desde su construcción en 1975; viii) finalmente, a pesar del tamaño de la cuenca del río Inn en Innsbruck (5,794.3km² controlada por tres embalses), la retención de volúmenes en zonas remotas del cauce principal, para el gran evento de julio de 1987, se notaron en la reducción del caudal máximo entorno al 10%.

3.3.1.4. Región Continental

Bonacci y Ljubenkov (2008) analizaron el efecto de la introducción de medidas de control de avenidas en el río Sava para evitar las inundaciones en la parte baja de Zagreb. Entre estas medidas está un azud de cresta ancha (1km de longitud) por el cual se derivan las aguas de exceso a un canal que las lleva hacia una zona de retención natural. Sobre el análisis estadístico de los datos disponibles, los autores señalaron que las reducciones para los cuantiles de 5, 50 y 100 años de período de retorno pueden estar entorno a 11%, 16% y 17% en el caso de los caudales máximos anuales, respectivamente, y 9%, 11% y 12% en el caso de los niveles alcanzados.

3.3.2. Enfoque de modelación

Como lo han señalado Ahmad y Simonovic (2000), existen numerosos modelos para analizar la gestión y operación de embalses, tanto en su fase de planeamiento, como en funcionamiento en tiempo real. En el caso en que son necesarios análisis detallados de la llanura de inundación y las componentes hidráulicas juegan un papel de primer orden, los modelos hidráulicos son la herramienta más adecuada, de lo contrario, el uso de modelos hidrológicos es lo más usado (Bronstert et al., 2007; Plate, 2009). Se resumen aquí sólo los trabajos en los que se puede extraer la efectividad de las medidas de retención, como embalses o análogas, en el contexto europeo. Con ello, se ha pretendido establecer un balance comparativo en el marco de la aplicabilidad en esta tesis doctoral.

3.3.2.1. Entre regiones hidroclimáticas

Lammersen et al. (2002), han utilizado simulaciones numéricas con avenidas sintéticas (basadas en eventos registrados) para examinar si la efectividad de las medidas de retención aguas abajo también es válida para las avenidas con alto período de retorno (200, 500 y 1,000 años). Los resultados de las simulaciones mostraron que aún para estos cuantiles, existen reducciones en los caudales pico, sin embargo, estos efectos varían de evento a evento en función del origen espacial de la avenida. Para un evento formado en la parte baja, las reducciones para el cuantil de 500 años serían de apenas 0.6% para la situación actual, y de 0.7% con nuevas medidas. Para un evento formado en la parte media, estos valores serían del 1.9% y 5.7%, respectivamente. De los resultados del proyecto IRMA-SPONGE, Hooijer et al. (2004) concluyeron que entre más aguas arriba estén las medidas de retención, menores son los efectos en las partes bajas de las cuencas de los ríos Rin y Mosa: para cuantiles con períodos de retorno de 200 años los efectos son casi nulos. Los autores también compararon este tipo de medidas en fase operativa, concluyendo que: desde el punto de vista de la gestión del riesgo, son preferibles las medidas controladas; desde el punto de vista de conservación ecológica, son preferibles las medidas no controladas, ya que éstas no alteran aún más el régimen natural de los flujos caudales.

3.3.2.2. Región Alpina

Para una cuenca de $1,534\text{km}^2$ en los Alpes italianos, Montaldo et al. (2004) mostraron que la efectividad de una compleja red de 14 embalses, distribuidos en la cuenca (totalizando una capacidad de 150.89Hm^3 y un área de aportación de 437.30km^2), estuvo en función tanto del almacenamiento inicial del embalse, como del área de drenaje: la atenuación del caudal pico fue menor a medida que incrementaba el área de aportación y el estado de almacenamiento del embalse. A la salida de la cuenca, la efectividad es baja (reducción de $\sim 10\%$ para la condición de los embalses al 25-50% de su capacidad). Para un área de aportación de 154km^2 , la reducción puede ser máximo de $\sim 35\%$, mientras para un área de 498km^2 , la reducción puede ser máximo de $\sim 20\%$.

4. METODOLOGÍA APLICADA: ANÁLISIS

DEL RIESGO

El presente capítulo presenta una introducción al caso de estudio, la caracterización del mismo y la metodología empleada para el análisis del riesgo en las condiciones actuales del sistema. Sobre este último aspecto, se introducen secciones específicas ordenadas secuencialmente, atendiendo a la revisión del estado del arte presentado en el capítulo dos. En ese sentido, se dedica un apartado a la metodología para la determinación de la peligrosidad, otro a la determinación de los daños económicos directos como expresión de la vulnerabilidad económica, finalizando, con el enfoque seleccionado para integrar las anteriores variables en la determinación cuantitativa del riesgo y su representación cartográfica. La implementación metodológica de este capítulo, está relacionada con el análisis del riesgo en la condición actual o de referencia (C_0). Ésta es la base para el desarrollo del posterior capítulo, el cual está relacionado con el análisis de la reducción del riesgo por medio de medidas de mitigación específicas referidas a una posible condición futura o escenario (C_f).

4.1. Introducción al caso de estudio

En las cuencas del litoral mediterráneo español, son típicos los sistemas fluviales efímeros conocidos como “barrancos” o “ramblas”, en los cuales las inundaciones predominantes son del tipo relámpago. Camarasa y Segura (2001) analizaron eventos de esta tipología de inundaciones, ubicando como origen, la combinación de las características físicas de las cuencas con las de las lluvias a las cuales están sometidas. En general, estas cuencas tienen tamaños menores a los $1,000\text{km}^2$, es decir meso-escala, tienen fuertes pendientes y amplios valles aluviales, cauces cortos y trenzados, lechos rocosos y secciones transversales estrechas en cabecera y amplias en la desembocadura; en general, la vegetación es poco densa, los suelos poco profundos con sustratos permeables, encontrándose en ocasiones formaciones kársticas. Dentro del régimen pluviométrico mediterráneo, las

tormentas convectivas, de alta intensidad y muy localizadas, son las que en general producen las crecidas e inundaciones en estas cuencas. De acuerdo con Benito et al. (2005), las inundaciones históricas en esta región se han presentado, en general, en los meses de otoño, principalmente en octubre, y con menor grado en los meses de invierno. Estos sistemas permanecen la mayor parte del año hidrológico seco y responden a las tormentas con un mecanismo de generación de escorrentía de tipo hortoniano, típico de las regiones áridas y semiáridas, es decir, la escorrentía se genera por exceso de infiltración del suelo, debido a que las intensidades de lluvia son tan altas que superan la baja capacidad de infiltración de los suelos. Sin embargo, Mateu (1990) señala que además de los factores meteorológicos, concurren importantes factores que intensifican o moderan las avenidas, resultado de las características físicas a diferentes escalas (cuenca, red de drenaje, cauces) y su nivel de alteración antrópica. Igualmente, Marco (1995) señala que el principal problema de inundaciones en las costas mediterráneas son las de tipo relámpago, situación que se debe a la convergencia de tres factores: i) lluvias convectivas de alta intensidad; ii) cuencas pequeñas, con abruptas pendientes, fuertemente diferenciadas y con tiempos de respuesta muy cortos; iii) alta densidad de población y bienes económicos localizados sobre las llanuras aluviales costeras. En la misma dirección, Ayala (2002) señala como causa de la ocurrencia de inundaciones catastróficas en estas áreas, además de las características físicas ambientales relacionadas con el régimen hidroclimático, la alta densidad poblacional localizada en áreas propensas a inundarse. Lo anteriormente referenciado está acorde a lo ya mencionado, tanto en la introducción a la dimensión de las consecuencias de inundaciones, como en la definición de conceptos. En la región mediterránea española, el riesgo ha sido construido históricamente, al introducir elementos del medio socioeconómico dentro del medio físico, lo cual ha permitido su interacción, y por ende, la ocurrencia de consecuencias negativas dentro de estos sistemas fluviales alterados.

Las ramblas, torrentes, o barrancos de la región Valenciana son sistemas hidrológicos representativos de la región mediterránea. Estos sistemas en general tienen corrientes intermitentes, pequeñas áreas de aportación con abruptas pendientes, que sumado, a las demás condiciones geomorfológicas y climáticas propias de la región, les

convierte en soporte físico para la ocurrencia de inundaciones, sobre todo las de tipo relámpago. Uno de estos sistemas es la Rambla del Poyo, la cual también recibe los siguientes nombres: Barranco de Chiva o de Torrent, Picanya o Catarroja. La Rambla del Poyo hace parte de la demarcación de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), está localizada en la provincia de Valencia, y drena en dirección Noroeste-Sureste hasta L'Albufera (Figura 4-1).

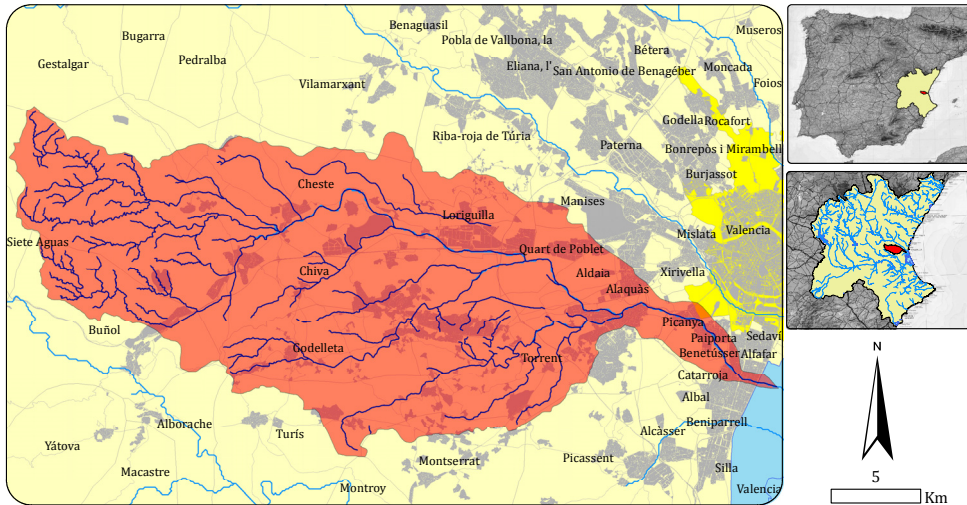


Figura 4-1. Localización de la cuenca de la Rambla del Poyo.

Como se aprecia en la Figura 4-1, la parte baja de la cuenca está muy cerca del costado occidental de la ciudad de Valencia (en amarillo intenso). En su llanura de inundación se encuentra parte del cinturón metropolitano de esta ciudad capital y están situadas las comarcas conocidas como L'Horta Sud, territorio que ha sido aprovechado históricamente para la agricultura. Sin embargo, como recuerdan Camarasa et al. (2011), significativos cambios territoriales se han introducido en esta cuenca a partir de los años sesenta, siguiendo la misma tendencia de todo el territorio español. Los autores, señalan que importantes extensiones de huerta se transformaron intensivamente en polígonos industriales, especialmente del sector del mueble, así como también en nuevos barrios residenciales. Esto último también se vio afectado por el desvío del río Turia hacia el sur, después de la gran inundación de la ciudad de Valencia en 1957, donde un tramo ocupó parte de la llanura de la Rambla de Poyo. Los asentamientos

poblaciones de esta zona crecieron a niveles tales que se convirtieron en una sola unidad territorial, con distintas unidades administrativas. Ver por ejemplo en la Figura 4-1, justo antes de la desembocadura de la rambla, como a sus dos márgenes han crecido las poblaciones de Catarroja y Massanassa, al lado de las cuales también se juntan en una unidad, las poblaciones de Picanya-Paiporta-Benetússer-Alfagar-Sedaví.

Del archivo histórico analizado por la CNPC-MOPU (1988), se ha encontrado una referencia de inundación histórica producida en la Rambla del Poyo el 10 de noviembre de 1983, en la cual se apuntan como posibles causas, una avenida sobre un cauce con una sección pequeña y con obstáculos. En la referencia se señala que, la inundación afectó áreas de los municipios valencianos de Aldaia, Poliñá, Riola, Alcudia, Carlet, Benimodo, Favareta, Llauri, Corbara y Alcira. Igualmente, la ficha señala que los daños producidos fueron sobre viviendas, edificios, industrias (agrícolas, ganaderas y forestales), así como sobre infraestructura y vías de comunicación. Segura et al. (1985), analizaron este mismo evento, que fecharon el día 9 de noviembre, señalando que esta violenta crecida no es atípica en este ámbito hidroclimático. Tampoco lo es en esta rambla, ya que han ocurrido sucesos como: i) el evento ocurrido en el mediodía del 28 de septiembre de 1949 (163mm medidos en Chiva el 28 de septiembre de 1949), el cual causó tres víctimas mortales; evento que se vio agravado debido a la obstrucción inducida en la circulación del flujo en la rambla, la cual fue producida por los materiales de derribo y deshecho vertidos en el cauce después de la Guerra Civil; ii) el evento de 14 de octubre de 1957 (se registraron 50mm el día 14 en Buñol y 122.5mm el día 15 en Alaquás) que coincidió con la gran riada del Turia, que no produjo pérdidas ya que todo el flujo transitó por el cauce. Segura et al. (1985) analizaron el evento de noviembre de 1983 y llegaron a la siguiente conclusión, *“es la acción antrópica la que, haciendo uso indebido del territorio, provoca las catástrofes”*, señalando como factores desencadenantes los siguientes: i) conjugación de factores naturales como, precipitaciones fuertes y concentradas –más de 100mm caídos en un cuarto de hora en Chiva-, la disposición ortogonal de la red fluvial y su trazado dificultoso; lo cual se vio agravado por, ii) la construcción de una fábrica sobre el cono del Barranco de Cañadillas, la nacional III, y la vía del ferrocarril, fueron elementos que contribuyeron a desviar las aguas hacia la población de Chiva. En octubre de 2000, nuevamente

ocurió un evento extraordinario, el cual pudo ser registrado por el Sistema Automático de Información Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar (SAIH-CHJ), en funcionamiento desde el año 1989. Para el total del evento se registraron en Chiva 464mm y la Rambla del Poyo alcanzó caudales máximos, de 420m³/s el día 22 de octubre y de 538m³/s el día 24, los cuales fueron medidos en la estación de aforo con la misma denominación, localizada en el puente de la A-3 (Figura 4-2), término municipal de Ribarroja del Turia. En dicho evento se reportaron inundaciones importantes en la autovía A-3 y en los núcleos urbanos de Ribarroja, Aldaia, Catarroja y Massanassa. La Figura 4-3 muestra el esquema de flujo desarrollado durante este último evento, en donde, en el panel superior se muestra la zona aledaña a la confluencia de las ramblas Poyo y Gallego, mientras en el panel inferior, se muestran las inmediaciones de las localidades de Catarroja y Massanassa.



Figura 4-2. Sensor para la medición de caudal del SAIH-CHJ en la Rambla del Poyo - Puente de la A3 (cuenca de aportación 189 km²).

Sobre la base de las inundaciones históricas analizadas en el estudio del CNPC-MOPU (1988), se han delimitado zonas de la España peninsular con riesgo potencial de inundaciones (1,036 en total), es decir, zonas sujetas a posibles efectos desastrosos por inundaciones, en las cuales a su vez, se analizan y proponen soluciones para evitar o reducir los efectos negativos de éstas. Entre las soluciones se contemplan: actividades de tipo estructural (es decir, de realizar obras), así como también actividades de gestión basadas en acciones políticas, legales y de ordenación del territorio, entre otras. Mediante un método semi-cualitativo explicado en el informe en cuestión (CNPC-MOPU, 1988), la

urgencia de la aplicación de las anteriores medidas se ha jerarquizado en tres rangos: máximo, intermedio y mínimo. En esta clasificación, la “Rambla del Poyo” aparece, por relación de prioridad según asignación del riesgo, en el lugar número siete de las trece zonas clasificadas con la denominación de “máximo” riesgo en la demarcación hidrográfica del Júcar, y en el número 45 (de las 68 zonas identificadas con la misma denominación de acuerdo al mismo criterio) de entre las 1,036 de toda la España peninsular, ordenadas de mayor a menor riesgo potencial. Después de 20 años, la anterior metodología se ha actualizado, con la implantación del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables, -SNCZI- (ver detalles en MARM, 2011). El resultado para la Rambla del Poyo no ha cambiado, como se explica a continuación.

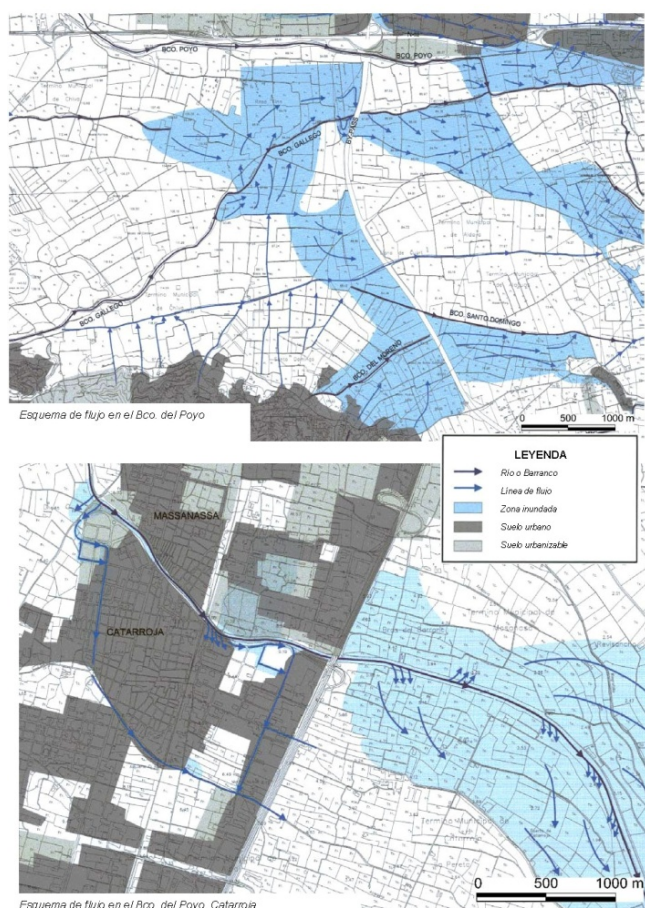


Figura 4-3. Esquema de flujo desarrollado en las áreas inundadas por la Rambla del Poyo en el evento de octubre de 2000 (tomado de TYPESA, 2003).

En la página web del SNCZI es posible, visualizar o descargar, información geográfica relacionada con estudios en donde se han delimitado Áreas con Riesgo Potencial Significativo de Inundaciones (ARPSIs). Allí se definen las ARPSIs como: “*aquellas zonas de los Estados miembros de la UE para las cuales se ha llegado a la conclusión de que existe un riesgo potencial de inundación significativo o bien en las cuales la materialización de tal riesgo pueda considerarse probable como resultado de los trabajos de Evaluación Preliminar del Riesgo de Inundación (EPRI), dando cumplimiento al artículo 5 del Real Decreto 903/2010, de 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgos de inundación*”.

En la Figura 4-4, se ha superpuesto la red de cauces (líneas azules) con las ARPSIs (líneas rojas). Con ésta es posible apreciar que, dentro de las ARPSIs definidas para la demarcación de la CHJ, la Rambla del Poyo es una de ellas (cauce principal de Poyo y Pozalet). De acuerdo con la normativa vigente, estas ARPSIs están sujetas a la realización de mapas de peligrosidad y riesgo, así como al establecimiento de planes de gestión. Lo anterior señala a la Rambla del Poyo como un representativo caso de estudio para la implementación de una metodología aplicada de análisis del riesgo. En los siguientes apartados se desarrolla la metodología implementada para la determinación del riesgo en este caso de estudio, en donde se presentan los respectivos mapas de peligrosidad y riesgo.

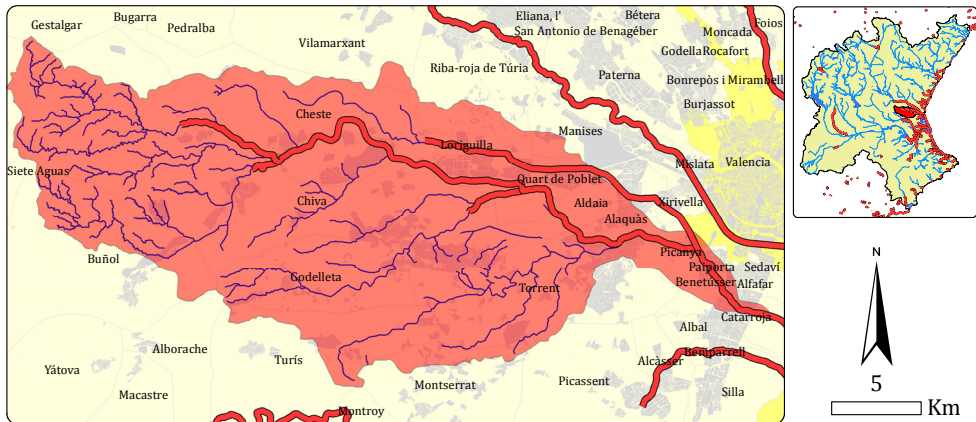


Figura 4-4. ARPSIs de la CHJ –Rambla del Poyo (descargado del SNCZI, 2012).

4.2. Caracterización de la Rambla del Poyo

4.2.1. Medio físico

De acuerdo con la demarcación oficial de la CHJ, el área de la cuenca de aportación, hasta L'Albufera, es de 429.55km². El cauce principal hace un recorrido aproximado de 43.5km en dirección Noroeste a Sureste. La Rambla del Poyo está conformada por un entramado de pequeños cauces, y se encuentra al sur del río Turia y al norte del río Magro. La red principal de la rambla puede verse en la Figura 4-5. Lo que popularmente se ha conocido con el nombre de Rambla del Poyo, es el resultado de la confluencia de tres barrancos en cercanías del municipio de Cheste. Dos de ellos son los Barrancos Grande y de la Cueva Morica, los cuales nacen en estribaciones de la Sierra de los Bosques a altitudes de alrededor 1,023 m s.n.m. El otro Barranco es el del Gayo, el cual nace en la Sierra de la Cabrera a una altitud aproximada de 844 m s.n.m. En su transcurrir aguas abajo de esta confluencia, la Rambla del Poyo recibe dos barrancos que nacen en la Sierra de la Perenchiza. El primero en confluir, en las inmediaciones de la localidad de Quart de Poblet, es el denominado barranco del Gallego, el cual tiene la peculiaridad de tener una corriente continua. El otro, que confluye en el municipio de Torrent, es el denominado barranco L'Horteta. En las estribaciones del Alto de la Silla (422 m s.n.m. - municipio de Chiva), nace otro barranco de corriente continua conocido con el nombre de la Canaleja o de Sechara, el cual confluye en Poyo a la altura del Circuit Ricardo Tormo (partida de Cambrillas, municipio de Cheste). El Barranco Hondo, que nace a unos 340 m. s.n.m. y que su cauce natural pasaba justo por donde hoy es el centro del casco urbano del municipio de Cheste, es otro de los barrancos discontinuos que confluye por el otro margen de Poyo, a la altura de lo que hoy es el Barrio la Estación. De manera individual se encuentra el barranco del Pozalet o Cañadafría, el cual nace en las inmediaciones de la denominada "Clocha del Ermitaño" a unos 277 m s.n.m. (municipio de Cheste) y desaparece a la altura de la Autovía A-7 en el municipio de Ribarroja del Turia.

En la Figura 4-5, se muestran los cuartiles de la pendiente en porcentaje, observándose que, en las cabeceras las pendientes son mayores al 16.4%, en las partes medias predominan las pendientes entre 2.7% y 16.4%, y en los valles y parte baja, la pendiente es menor a

2.7%. De acuerdo con la serie cartográfica del IGME (escala 1:200,000) y su clasificación litoestratigráfica y de permeabilidades, la Rambla del Poyo tiene una litología diferenciada (Figura 4-6) en dos grandes formaciones: Carbonatadas (C) y Detríticas (D). En ésta última, hay formaciones Detríticas del Cuaternario (Q). Mientras las formaciones carbonatadas son fisurables y solubles, las detríticas son porosas. En las dos formaciones litológicas existen diferentes niveles de permeabilidad clasificados como: Muy Alta (MA), Alta (A), Media (M), Baja (B), y Muy Baja (MB). Las anteriores siglas relacionando Litología-Permeabilidad (derivadas de la leyenda del respectivo mapa del IGME), son las que se muestran en la leyenda de la Figura 4-6. De la Figura 4-6 se aprecia que: i) en cabecera son predominantes las formaciones carbonatadas de media a alta permeabilidad; ii) en la parte media son predominantes las formaciones detríticas de baja permeabilidad; iii) en la parte baja predominan formaciones detríticas del cuaternario, de media y baja permeabilidad, así como en menor medida, formaciones carbonatadas de media-alta permeabilidad; iv) el cauce principal discurre desde cabecera hasta la parte baja por formaciones detríticas del cuaternario de muy alta permeabilidad. Pascual (2002), señaló que la red de drenaje está diferenciada por la naturaleza de las litologías en las que se asienta, en cabecera los barrancos encajados sobre calizas y dolomías cretácicas conforman una red dendrítica bien jerarquizada; en el curso medio la red tiene un trazado asimétrico recibiendo la gran mayoría de aportes por su margen derecha; en la parte baja (entre Chiva y Torrent), los materiales terciarios del sector (mayoritariamente arcillas, margas y areniscas) definen un sistema de barrancos de fondo plano de tipo subdendrítico.

Carmona (1995), señala que la red de drenaje que da origen a la Rambla del Poyo, al entrar en contacto con la depresión, da lugar a una primera orla de abanicos aluviales entre cuyas acumulaciones sedimentarias se pierden sus canales y la escorrentía se detiene en depresiones mal drenadas. Sobre esto último, es relevante mencionar las características de uno de los principales afluentes, la Rambla del Gayo, en la cual según Camarasa (1990) se presentan: i) conos de carácter torrencial que indican inundaciones de tipo relámpago; ii) una plataforma colgada, desde Buñol hasta Chiva, que constituye un espacio de concentración de aportes hídricos; iii) escasa pendiente que favorece un drenaje deficiente y el encharcamiento de algunas áreas más deprimidas

denominadas "almarjales". Estas dos últimas características, según la autora, "*constituyen auténticos elementos de mitigación de las avenidas*". Carmona (1995), señala que en torno a la población de Chiva se producen desbordamientos por la reorganización de la red, pero que la rambla construye un estrecho abanico y se desorganiza nuevamente en el Pla de Quart, en donde las acumulaciones sedimentarias, producidas por el sistema de conos coalescentes de los afluentes (ej. Pozalet, Gallego, etc.), hacen desaparecer sus lechos. Carmona (1995) señala que en el tramo final, parte de la escorrentía del sector se concentra y estanca en el sector denominado les Basses, y desde allí la acción remontante de una serie de barrancos captura el drenaje en dirección L'Albufera, a través del cauce de la rambla, el cual se encaja profundamente en sus propios sedimentos, después del municipio de Torrent, formando aguas abajo un abanico; el canal de este abanico, entre Massanassa y Paiporta, experimenta una pérdida de pendiente girando hacia el sur y formando una nueva acumulación cónica, para después perder progresivamente pendiente y su corriente es canalizada por una acequia hacia L'Albufera. En el caso del canal del barranco del Pozalet, éste contacta con el de la Saleta y sale a la llanura de Valencia entre Aldaia y Alaquás.

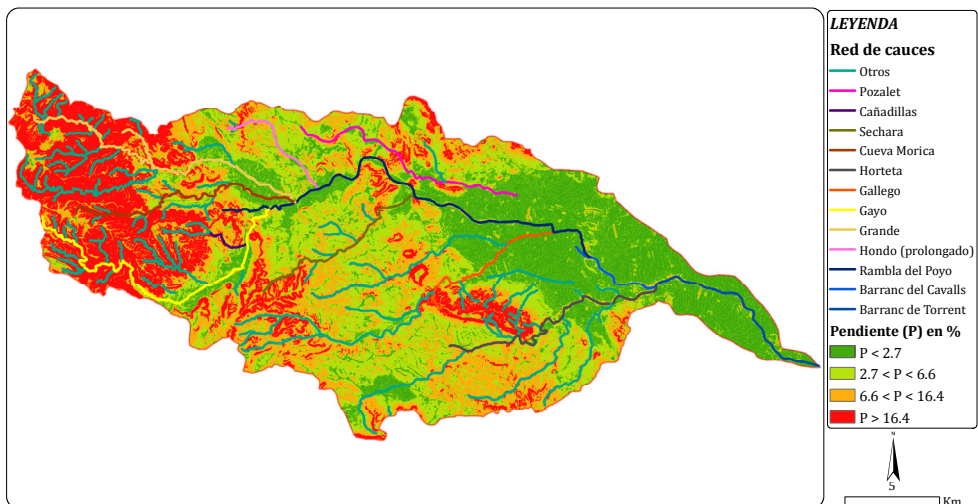


Figura 4-5. Mapa de cauces y pendientes de la Rambla del Poyo.

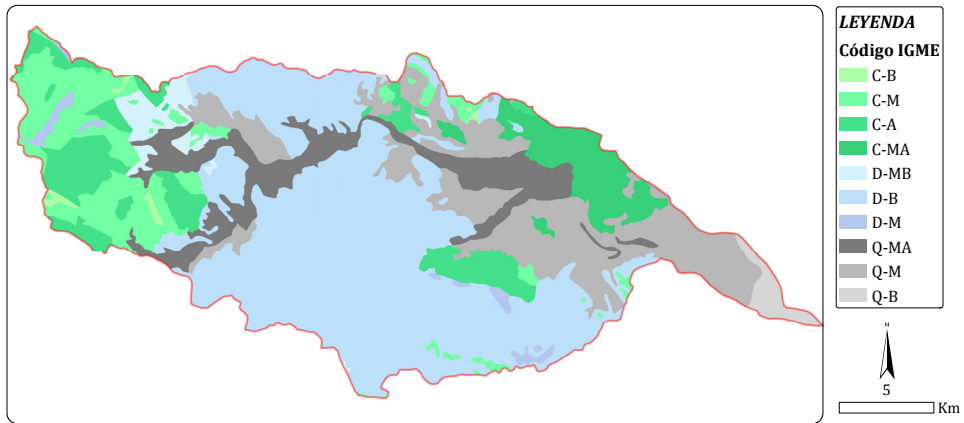


Figura 4-6. Mapa litoestratigráfico y de permeabilidades de la Rambla del Poyo.

Las anteriores características geomorfológicas influyen directamente en el proceso de propagación de las avenidas. Camarasa (1990), señaló que como resultado de la configuración de la red de cauces, se favorece en una primera fase la rápida concentración de los caudales máximos en cabecera, mientras posteriormente se puede observar una fase de retardo en el cauce principal. La misma autora observó que en ciertos tramos, la red muestra una deficiente organización de su trazado exorreico, además de su alta modificación. Por ejemplo, parte del cauce principal del barranco del Gayo ha sido excavado artificialmente y la mayoría de los barrancos de fondo plano han sido aterrizados para la agricultura. Igualmente, Carmona (1995) estudió los procesos de desbordamiento de la rambla, señalando el alto grado de antropización a lo largo de todo el trazado. Se resumen en adelante los principales puntos de desbordamiento señalados por la autora. En el área del Pla de Quart, por un lado la disposición centripeta de los cauces del Pozalet, Poyo y Gallego y su intersección con la llanura, producen desbordamientos y concentración de flujo al Este del Mas de l'Oliveral, mientras por otro se resalta la localización de infraestructura vial (A-7, A3) e industrias. Aguas abajo de la A3, a pesar del revestimiento del lecho con bloques de piedra para la fijación del puente, la Rambla del Poyo rompe sus orillas y muestra abundantes puntos de rotura a lo largo de su margen derecho hasta el Mas de l'Oliveral. En este punto, se produce la intersección con el edificio aluvial y desde aquí la rambla es

conducida artificialmente¹⁷ hacia el sur describiendo un giro de 90º, en donde unos 300 metros aguas abajo se encuentra con el canal artificial del Barranco del Gallego, el cual desborda 1 km aguas arriba, antes su intersección con Poyo. A partir de la confluencia de estos dos cauces, una canalización conduce los caudales de crecida al sector de les Basses¹⁸, a partir del cual se drena hacia el tramo conocido como Barranc de Torrent, por dos cauces con erosión remontante. En el sector más al sur (Torrent), debido a la alta antropización (carreteras, polígonos industriales, poblaciones), Carmona (1995) tuvo que recurrir a la foto aérea de 1953 y a los datos de inundaciones registrados en algunas poblaciones (Massanassa, Catarroja, Albal) para intentar reconstruir paleocauces y acequías. A partir de dicho estudio, la autora señala que la rambla se desborda aguas abajo de Paiporta, a través de una serie de canales que distribuyen el flujo en la superficie aluvial; el más importante inicia 1km aguas abajo de Paiporta por el margen izquierdo, dividiéndose en dos, el primero que va por el norte de Massanassa y se dirige hacia Alfafar inundando parte de su casco urbano, y el otro se dirige hacia al sur, inundando el Parque Alcosa, cruzando el lecho actual y circulando paralelamente a éste por el Norte de Catarroja. Aguas abajo de Paiporta, en el margen derecho se ha taponado un paleocauce que inundaba el sector septentrional de Albal. Entre Massanassa y Catarroja, el cauce se ha constreñido y discurre recto hasta contactar mediante acequias con el marjal. En el norte, las crecidas del Barranco del Pozalet suelen producirse aguas abajo del cruce con la carretera de Venta de Poyo a Ribarroja, en donde el lecho presenta varios puntos de quiebre con desnivel de varios metros, sector después del cual atraviesa el bypass de la A-7 y su cauce ha sido estrechado sensiblemente por la expansión de los campos de cultivo. En este punto, el cauce ha desaparecido en la actualidad. En este sector, Carmona (1995) señala que el cauce del Pozalet inundó años atrás algunas fábricas del polígono industrial de Quart en el sector de la Charca de la Canyada (llegando a dos metros de altura), y aguas abajo inundó la Nacional III y se bifurcó en dos ramales (hacia el Barranco de la Saleta y hacia el Camí del Pessebret) los cuales confluyen pasado 1km

¹⁷ Carmona (1995) señala que de acuerdo con documentación de la Edad Moderna, el antiguo trazado seguía paralelo a la carretera Nacional III y las crecidas evacuaban por el canal de la Saleta, llegando incluso a desembocar en el río Turia.

¹⁸ En este sector, según reporta Carmona (1995), se registraron en los 90's, graves problemas en los campos de alrededor, por incapacidad hidráulica de estos cauces artificiales.

y salen a la huerta de Valencia entre las poblaciones de Aldaia y Alaquás.

De acuerdo con el mapa de suelos de la Comunidad Valenciana (1:100,000), existe una variedad de unidades taxonómicas que pueden ser agrupadas, de acuerdo al nivel uno de la leyenda de la FAO, en: Calcisoles, Fluvisoles, Gleisoles, Leptosoles, Luvisoles y Regosoles (Figura 4-7). En el informe del DIHMA (2004) puede verse una detallada explicación sobre estas unidades y sus diferentes subórdenes, así como de sus asociaciones con otras unidades. Se describen aquí, algunas características de interés hidrológico, presentadas en las definiciones resumidas por Pascual (2002), como sigue. Los Calcisoles suelen ser profundos (excepto los Calcisoles pétricos, que tienen un horizonte de carbonato cálcico endurecido que puede limitar el desarrollo radicular de las plantas), presentan texturas equilibradas entre Franca y Franco-arcillosa y alcanzan porcentajes de retención de agua en torno al 20%. Los Fluvisoles son suelos poco evolucionados, que se han desarrollado a partir de depósitos aluviales recientes, lo cual les dota de una gran fertilidad, favorece el enraizamiento de las plantas sin dificultades y ofrecen una retención hídrica de las más altas observadas en la zona (25.5%). Debido a ello, estos suelos son considerados como los mejores para la agricultura en la región. Los Gleisoles, que se encuentran justo en la desembocadura de la cuenca, son suelos formados a partir de materiales no consolidados, que se desarrollan en la zona de albuferas y marjales. La capa freática muchas veces se encuentra por encima de la superficie, aumento que es aprovechado para el cultivo del arroz (DIHMA, 2004). Estos suelos tienen la menor capacidad de retención hídrica que está en torno al 6%. Los Leptosoles son suelos limitados en profundidad debido a la presencia de una roca dura continua, lo cual determina un espesor efectivo menor de 30cm. En esta zona, tienen las más altas capacidades de retención de humedad (28%). Los Luvisoles son suelos con profundidades variables que se caracterizan por la presencia de un horizonte de acumulación de arcilla. En superficie la textura es variable, mientras que en el horizonte argílico el contenido en arcilla es alto, ofreciendo valores medios en capacidad de retención de agua (22%). Los Regosoles son suelos con muy escaso desarrollo, los cuales están formados a partir de materiales no consolidados. La erosión es el

principal proceso que limita su evolución. La textura es muy variable y la capacidad de retención hídrica está alrededor del 16%.

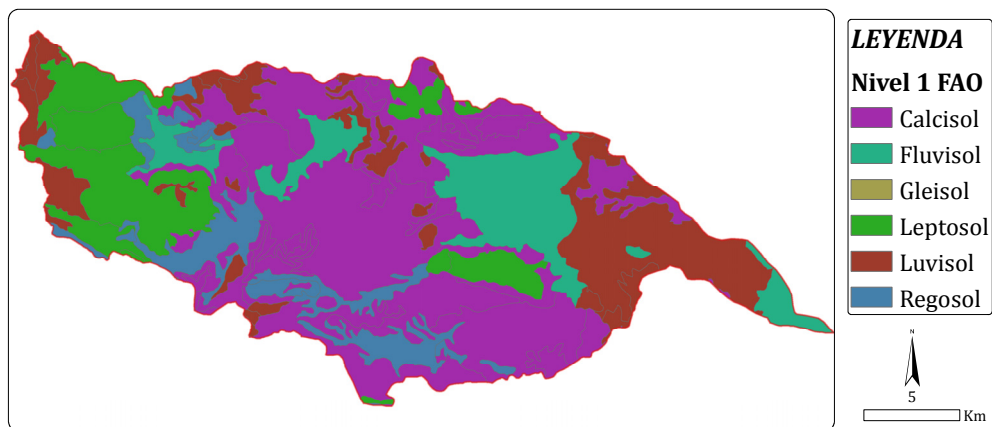


Figura 4-7. Mapa de suelos de la Rambla del Poyo.

Como menciona Pascual (2002), hablar de vegetación primitiva o no alterada (también denominada potencial) en los ambientes mediterráneos es casi imposible, debido a las alteraciones introducidas por la humanidad en el medio físico. Debido a ello, se introduce aquí lo que sería la vegetación primitiva, casi inexistente ya, y en el siguiente apartado (medio socioeconómico) se describen las actuales coberturas y usos del suelo, así como los principales cambios ocurridos en los últimos años. De acuerdo a la clasificación de regiones biogeográficas de Europa (EEA, 2012), la Rambla del Poyo se encuentra dentro de la región mediterránea, donde la vegetación típica es el llamado bosque mediterráneo compuesto por árboles perennifolios como la encina, el alcornoque y el pino, matorrales de arbustos y plantas aromáticas, como la coscoja, el lentisco, la jara, el romero y el tomillo, que dan lugar a formaciones vegetales bastante densas (ej. maquis, jaral, garrigas). De manera más detallada, en la región mediterránea se pueden diferenciar dos pisos bio-climáticos, termomediterráneo-mesomediterráneo interior y mesomediterráneo, a partir de los cuales se pueden describir la vegetación potencial siguiendo a Pascual (2002). En general, la vegetación predominante del área es basófila (excepto algunos bosques de alcornoque -*Quercus suber*-). La zona más próxima a la costa tiene un bioclima termomediterráneo (temperaturas medias entre 17 y 19°) de

ombroclima¹⁹ seco, con clara tendencia al semiárido, a medida que se continentaliza a lo largo del amplio corredor del valle del Turia. En este bioclima son característicos, tanto los bosques bien estructurados dominados por la carrasca (*Quercus rotundifoliae*), y en ausencia de éstas o sustituyéndolas, predomina el coscojar con lentisco (*Pistacia lentiscus*). La zona interior, en altitudes superiores a los 500 m s.n.m., tiene un bioclima mesomediterráneo (temperaturas entre 13 y 17°) de ombroclima seco. Son dominantes los carrascales, de los cuales hay presencia de la aliaga (*Ulex parviflorus*) en las partes medias (sobre 800 m s.n.m.) y genista (*Genista scorpius*) en las partes superiores (altitudes comprendidas entre 900 y 1.050 m s.n.m.). En esta zona, también puede existir, coscojar con lentisco en las partes bajas (entre 500 y 800 m s.n.m.), así como coscoja (*Quercus coccfira*) y espino negro (*Ramus lyciodis*) en las partes medias y altas. En los numerosos barrancos y ramblas que recorren la zona, se desarrolla una vegetación edafófila, principalmente los adelfares, con especies como *Nerium oleander* (adelfa) y *Rubus ulmifolius* (zarza). La clase *Quercetea ilicis* agrupa a la vegetación esclerófila mediterránea potencial en estos pisos bioclimáticos.

Como ya se indicó, el caso de estudio está localizado dentro del clima mediterráneo, en su parte occidental, donde las lluvias son escasas y las temperaturas altas (Segura et al., 1985). De acuerdo con Tarolli et al. (2012), existen diferentes categorías de sistemas de precipitación observados en el clima mediterráneo de acuerdo con la estación, región y mecanismos de formación. De éstos últimos, se pueden mencionar precipitaciones orográficas, sistemas de lluvia frontal, sistemas convectivos de meso-escala y tormentas aisladas. Tarolli et al. (2012), mencionan que a lo largo del mediterráneo occidental (Andalucía, Valencia, Cataluña), el patrón de circulación atmosférico de gran escala, asociado a los eventos de precipitación extremos, se debe a un centro de baja presión localizado en el Este o Sureste de la península ibérica, fuera del Mediterráneo, y un flujo de levante sopla en el Mediterráneo Occidental llevando aire húmedo contra los flancos más orientales de la península ibérica. En esta región las mayores lluvias intensas ocurren en el otoño, como ya lo han confirmado estudios históricos (ej. Benito et al., 2005). Mateu (1990) resume que la preponderancia de lluvias

¹⁹ Disminución de las temperaturas invernales y aumento de la amplitud térmica.

extremas de otoño, y por ende de avenidas e inundaciones fluviales, se debe a la inercia térmica del Mediterráneo a finales del verano y a las irrupciones de aire frío en las capas altas de la atmósfera. Pascual (2002), señala que la región levantina mediterránea tiene una particularidad climática, debido a que concurren factores tales como, su ubicación geográfica al Este de la península, la compartimentación y orientación del relieve, la fachada Este de la costa y la presencia del mar Mediterráneo. Estos rasgos diferenciadores introducen unos patrones de precipitación. De acuerdo con Camarasa y Segura (2001), en la zona concreta del caso de estudio se pueden identificar tres patrones de lluvia, de acuerdo a la estación y frecuencia de presentación, como sigue: i) las más intensas y frecuentes en Otoño debido a unas condiciones sinópticas particulares²⁰ (sistemas convectivos de meso-escala); ii) un segundo máximo en la Primavera debido a sistemas frontales; iii) un mínimo en el verano debido a tormentas convectivas. Para el período 1961-1990, Pascual (2002) calculó valores promedio anuales de precipitación y temperatura en la región valenciana, donde para la superficie de la Rambla del Poyo, se encuentran rangos de 450-500 mm y 17-18 °C, respectivamente. A partir de la malla de precipitación y temperaturas diarias construida para toda la península por Herrera et al. (2012), para un período comprendido entre 1950 y 2008 y resolución espacial de 20 km², ha sido posible obtener valores similares. De dicha malla, que en adelante se referencia como GRID-AEMET (ver en profundidad en la tesis doctoral de Herrera, 2011) se ha obtenido un rango de precipitaciones de entre 397 y 591 mm (461 mm promedio), y un promedio de temperaturas mínimas de 11°C y máximas 22°C. En un análisis más detallado de la serie de 1951-1990, en la parte aforada de la cuenca de Poyo, Pascual (2002) ha analizado la frecuencia de ocurrencia de la precipitación media mensual, de donde se puede destacar: i) el alto porcentaje de meses con escasa o nula precipitación; ii) el reparto mensual, por orden de máxima a mínima pluviosidad es, otoño-primavera-invierno-verano, con grandes diferencias entre el máximo y el mínimo, y ligeras entre los intermedios;; iii) los máximos de otoño se dividen en dos rangos, 180-280 mm y otro extraordinario de valores mayores a 340 mm en el cual aparece un mes de diciembre extraordinario; iii) las máximas de invierno-primavera se concentran en un rango de entre 140-220 mm,

²⁰ Por ej. en Marco (1995) se puede ver una más amplia explicación de estas lluvias, conocidas popularmente con el nombre de "gota fría".

donde los extremos en abril que se equiparan al rango inferior de máximas de los meses de septiembre a noviembre.

En cuanto a la evapotranspiración potencial (ETP), de los resultados de Pascual (2002) se puede resaltar: i) los valores máximos coinciden con los de menor pluviosidad (junio a agosto); ii) los altos rangos de variación en los meses estivales (70 mm en Julio y Agosto) y sus colindantes (60 mm en Junio y Septiembre); iii) los rangos más moderados y decrecientes de los demás meses en ese mismo orden. La diferencia, entre la precipitación observada y la evapotranspiración calculada, brindan una relación del régimen hídrico deficitario. De acuerdo con Pascual (2002): i) en más del 50% de la serie, la precipitación no supera la ETP, generalmente entre mayo y septiembre; ii) los máximos excedentarios suceden en noviembre, octubre y diciembre en consonancia con las máximas de lluvias acumuladas; iii) se presentan balances positivos en el primer cuatrimestre debido a la menor ETP y al segundo máximo pluviométrico; iv) excepcionalmente se presentan balances positivos en julio y septiembre debido a lluvias excepcionales. Sin embargo, del estudio de diferentes etapas históricas de las coberturas vegetales de la Rambla del Poyo, Pascual (2002) encontró significativas diferencias entre la ETP y la ETR. Para el caso de coberturas vegetales más cercanas en el tiempo (1998 en la Figura 4-8), el análisis muestra que la ETP llega a sobrevalorarse (diferencia positiva entre la ETP-ETR) hasta casi los 50 mm entre julio y agosto, mientras los valores ETP-ETR son cercanos en los meses de otoño e invierno debido a su coincidencia de valores mínimos de ETP y máximos pluviométricos.

Los anteriores datos muestran, a grandes rasgos, aspectos relacionados con el balance hídrico del caso de estudio. Sin embargo, como señala Marco (1995), la tipología de precipitaciones en esta área son en general, menores a las 24 horas, en donde un evento extraordinario puede sumar, en un día, más lluvia que el promedio anual. Por ejemplo, Segura et al. (1985) mencionan que la CHJ estimó, para la avenida de 1983 en la Rambla de Chiva (Poyo), una lluvia extrema con más de 100mm caídos en apenas un cuarto de hora. Con la puesta en marcha del SAIH-CHJ, ha sido posible capturar, de una manera más adecuada, el comportamiento temporal, y en ocasiones espacial, de este tipo de eventos extremos asociados a las inundaciones en esta región. Gracias

a estos datos, registrados a escala temporal de cinco minutos, varios análisis de eventos extremos se han realizado en el caso de estudio. Por ejemplo, Camarasa (1990) analizó el evento del 11-12 de noviembre de 1988, caracterizado como situación típica de “gota fría”, en donde una celda convectiva se desplazó progresivamente, de la parte baja a la alta de la Rambla del Poyo, y su estructura dibujó la forma ascendente del hidrograma observado. En dicho evento, se registraron en la parte alta 5 núcleos convectivos, en donde los primeros tres sumaron en 16 horas un total de 113.2mm. El tercer núcleo convectivo sumó el 25% del total de la tormenta, en apenas 50 minutos. En la parte baja, el episodio tuvo cuatro núcleos convectivos, en donde el tercero también es el de mayor registro, acumulando el 44.4% del total de la tormenta (80.6 mm), en apenas dos horas y cuarto. Además del evento de noviembre de 1988, otros eventos han sido analizados en la Rambla del Poyo. Por ejemplo, Camarasa y Tilford (2002) incluyeron, el de 8-9 de septiembre de 1990 y el de 16-17 de abril de 1991, descartando el primero porque señalan que los datos son inadecuados; Vélez y Francés (2008), incluyeron el evento de 24 de mayo de 1989. Los dos anteriores estudios muestran la segunda tipología de eventos máximos, los cuales ocurren en la primavera y son de magnitudes bajas, comparadas con los de otoño. El evento de 1989 totalizó 34.8mm en cuatro horas y media, mientras el de 1991 totalizó 18.8mm en cerca de cuatro horas.

En los sistemas fluviales de esta región, las avenidas de bajo período de retorno no pueden ser diferenciadas del caudal promedio anual, donde en ocasiones es cero, lo cual demuestra que el comportamiento de los eventos extraordinarios sigue una distribución no-modal (Marco, 1995). Como se verá en el siguiente apartado, hay años hidrológicos en que en la Rambla del Poyo los caudales observados en la estación foronómica son nulos, mientras en otros años, en un sólo evento se llegan a registrar caudales punta extraordinarios. Por ejemplo, los $193\text{m}^3/\text{s}$ (evento de noviembre de 1988) o los $538\text{m}^3/\text{s}$ (evento de octubre de 2000) ocurridos en Otoño; mientras los de primavera han llegado a ser de $7.5\text{ m}^3/\text{s}$ (mayo de 1989) o $29.5\text{ m}^3/\text{s}$ (abril 1991). Camarasa y Segura (2001), señalaron que los hidrogramas en cursos efímeros, como la Rambla del Poyo, son típicos de avenidas relámpago, donde a pesar de las pérdidas iniciales, la génesis de caudales máximos se produce de manera súbita, con hidrogramas muy picudos, tiempo de base corto, limbo de ascenso empinado y descensos más lentos, en

ocasiones truncados por la brusca infiltración. Por ejemplo, del hidrograma del evento de noviembre de 1988, Camarasa y Segura (2001) observaron que: la respuesta parece mostrar un frente de ola móvil, ya que en quince minutos se pasa de la inexistencia de caudal al caudal máximo ($193\text{m}^3/\text{s}$); el tiempo base es de tres horas y media, en las cuales se desagua el 8% de la lluvia precipitada; el tiempo de retraso fue de una hora y cincuenta minutos, mientras el tiempo de concentración fue de dos horas y veinte minutos; la forma del hidrograma tiene una curva de ascenso muy empinada y un descenso más suave. Camarasa y Tilford (2002) encontraron el siguiente comportamiento hidrológico en la Rambla del Poyo: i) en cuencas como éstas, donde hay ausencia de flujo base, el interflujo regula las entradas, mientras la respuesta rápida depende casi exclusivamente de la tormenta; ii) cuando las avenidas son de baja magnitud, la influencia de la cuenca sobre los procesos es dominante, reduciendo el efecto de la dependencia a la lluvia; iii) en el caso contrario, cuando las avenidas son de alta magnitud, la influencia de la cuenca es minimizada mientras la dependencia de la lluvia incrementa significativamente; iv) los procesos de conversión de lluvia-escorrentía son rápidos, debido a la influencia de la litología (baja permeabilidad) y la pendiente (abrupta), lo que disminuye la influencia de la cuenca y aumenta la dependencia de la respuesta a la estructura de la tormenta.

4.2.2. Medio socioeconómico

Como ya se había mencionado, en este apartado se trata sobre las coberturas y usos del suelo en la Rambla del Poyo. Esta caracterización es útil en la perspectiva de delimitar unidades del suelo, homogéneas en términos socioeconómicos, lo cual es fundamental tanto en la estimación de daños, como también en la estimación del riesgo.

El uso y cobertura del suelo en la Rambla del Poyo ha cambiado significativamente durante el último siglo. Tradicionalmente, dentro de la cuenca de aportación, una de las principales expresiones de la estructura socioeconómica era que parte de las coberturas naturales se habían convertido para labores agrícolas. Sin embargo, como se mencionó al inicio de esta sección, después de los años sesenta se dió una gran reconversión de usos del suelo en la parte baja, principalmente desde suelos agrícolas a suelos de uso industrial o urbano (Camarasa et al., 2011). En la parte alta, han ocurrido varios

incendios, se han realizado varios programas de reforestación, y se han abandonado cultivos de secano que fueron reemplazados, natural o artificialmente. Un estudio detallado de estos cambios, pero hasta la estación foronómica, ha sido realizado por Pascual (2002) como se resume a continuación.

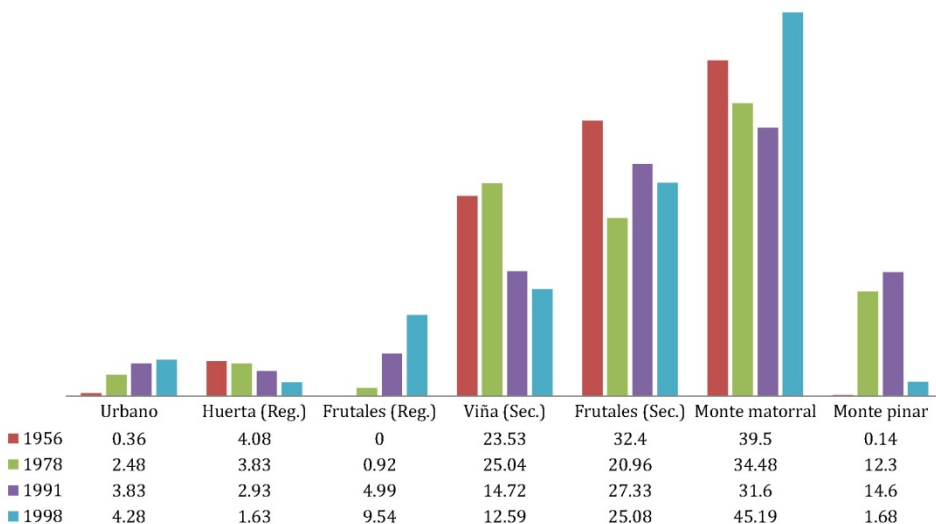


Figura 4-8. Usos del suelo en la Rambla del Poyo en los años 1956, 1978, 1991 y 1998 (porcentajes calculados desde datos de Pascual, 2002).

La Figura 4-8 muestra las diferentes categorías de usos de suelo, ocho en total, agrupadas para su análisis diacrónico en diferentes instantáneas a lo largo del siglo pasado. Cada barra presenta el porcentaje relativo de cada categoría, para cada instantánea. Pascual (2002) comparó la instantánea de 1956 con otra de 1945 y comprobó que los cambios durante este tiempo no son relevantes, lo cual permite asumir que la información de 1956 es adecuada como situación de referencia para el análisis de cambios en el paisaje. De la instantánea de referencia (1956) a la más reciente (1998) se resaltan: i) la diversificación de los usos preponderantes que sumaban 95.4%, matorral (39.5%) y cultivos de secano (55.9%), principalmente a partir de 1978; ii) la intensificación de, el ascenso de uso urbano (3.9%) y frutales de regadío (9.5%) principalmente cítricos, así como de la contracción de la huerta (-2.5%); iii) los cultivos de secano disminuyeron (-18.3%), mientras los montes de matorral y pinares aumentaron, 5.7% y 1.5%, respectivamente. El aumento de la cobertura de monte pinar entre 1956 y 1991 se debe, principalmente a

las políticas de reforestación introducidas a nivel estatal en los años 50's, mientras su pérdida registrada en 1998 se debe a la serie de incendios ocurridos en la primera mitad de los años 90's, principalmente el ocurrido en 1991, lo cual sugiere que el aumento de matorral se debe a su colonización en estas áreas quemadas.

El mapa de usos del suelo de 1998 de la Comunidad Valenciana (escala 1:25,000) modificado por Pascual (2002) y utilizado en DIHMA (2006), ha sido analizado con las mismas categorías mencionadas anteriormente (ver Figura 4-19), pero se ha incluido una nueva categoría para separar los cuerpos de agua (marjales, ramblas, barrancos), y aparece una pequeña superficie ocupada por arrozales. De este mapa se pueden extraer los porcentajes relativos mostrados en la Tabla 4-1, lo cual da un reflejo de los usos del suelo referidos a este año. De una manera más detallada, se pueden representar los usos del suelo utilizando el mapa de coberturas del suelo del CORINE Land Cover 2000 (CLC2000) con la leyenda de nivel 5 de profundidad. Este mapa está en consonancia con el de usos de 1998, referenciado anteriormente. Por simplificación, la Figura 4-9 muestra el mapa de coberturas a su nivel de detalle espacial, pero con los respectivos códigos CLC2000 de la leyenda al nivel 3, debido a que existe un mapa de usos más actual a este mismo nivel para el año 2006 (CLC2006), lo cual permite una comparación. Entre el CLC2006 y su homólogo CLC2000, se refleja un leve cambio ocurrido en estos seis años para toda la superficie de la cuenca (4.5%). Las direcciones de cambio se pueden resumir como sigue: i) reconversión interna entre áreas de la misma categoría global, es decir, cambios internos en, superficies artificiales de zonas en construcción hacia urbano e industrial-comercial (0.4%), así como en zonas vegetales, desde pinar y matorral esclerófilo hacia matorral boscoso en transición (~2.3%); ii) cambios de zonas agrícolas y forestales hacia superficies artificiales (1.8%), donde la mitad son zonas en construcción y un tercio nuevas zonas industriales-comerciales. Los anteriores cambios son mostrados en la Figura 4-9 como polígonos con líneas diagonales en su interior. Lo anterior, comparado con las superficies de 1998 y las anteriores descritas por Pascual (2002), sugiere que la tendencia es una intensificación en los cambios de coberturas hacia impermeabilizaciones en la parte media-baja (parte de los llanos inundables), así como aumento de masa vegetal en cabecera (principalmente matorral boscoso). El mapa de usos del suelo en

cabecera ha sido contrastado con una visita de campo realizada el 05/03/2008, en la cual se ha comprobado que a pesar de la ocurrencia de varios incendios en los últimos años (2000, 2001, 2003), estas zonas se han regenerado a la misma categoría reportada en 1998 (matorral).

Tabla 4-1. Superficie y porcentaje de categorías de usos del suelo del año 1998 en la Rambla del Poyo.

Usos del suelo 1998	Superficie (km ²)	Porcentaje (%)
Urbano	44.46	10.35
Huerta	6.49	1.51
Arroz	0.03	0.01
Cítricos	128.97	30.03
Secano arbolado	74.76	17.41
Secano	59.95	13.96
Monte de matorral	100.16	23.32
Monte de pino	2.52	0.59
Cuerpos de agua	12.18	2.84

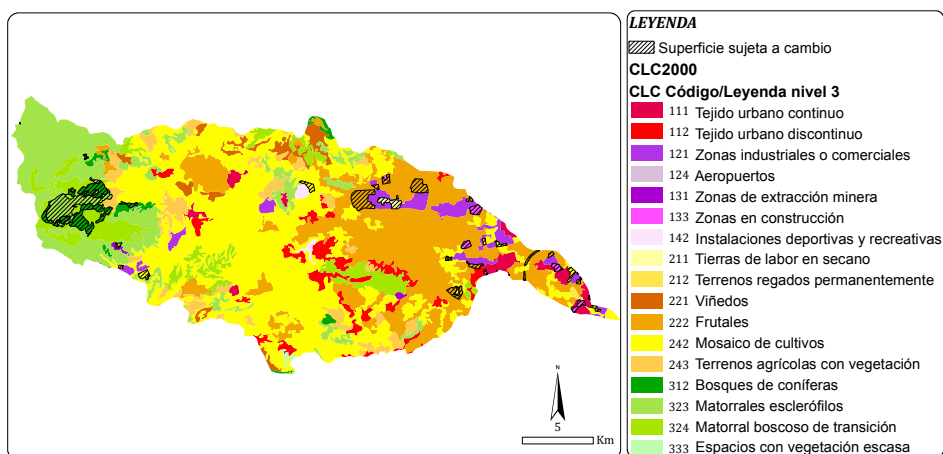


Figura 4-9. Mapa de usos del suelo en la Rambla del Poyo 2000-2006 (categorías agrupadas al nivel 3 del CLC2000 nivel 5).

En la Figura 4-9, la paleta de colores relacionados con el rojo (códigos 1XX) son de la categoría “superficies artificiales”. Como se aprecia en la misma Figura, la mayoría de núcleos de esta categoría están concentrados en las partes media y baja. Desde la Figura 4-9 y la Figura 4-1, se aprecia que la mayoría de los territorios municipales, y casi todos sus correspondientes cascos urbanos, están concentrados en la parte media-baja. Administrativamente, dentro de la cuenca se

encuentran 26 municipios de la Provincia de Valencia. En la parte alta hay territorios de: Gestalgar, Siete Aguas, Buñol, Chiva, Cheste, Villamarxant, Alborache, Montroy, Turis, Godelleta, Montserrat, Picassent. En la parte media están: Loriguilla, Ribaroja del Turia, Torrent, Manises, Quart del Poblet. En la parte baja: Aldaia, Alaquás, Picanya, Paiporta, Alfafar, Benetússer, Catarroja, Massanassa e inclusive parte del término municipal de Valencia.

Como se verá adelante, el mapa de usos del suelo, utilizado para la estimación de parámetros a priori del modelo hidrológico, ha sido el de la Comunitat Valenciana para el año 1998 (Tabla 4-1). En tal sentido, se resumen a continuación cada una de las categorías tomadas de DIHMA (2004):

Zonas urbanas: Se incluyen en esta categoría, tanto zonas urbanas continuas como discontinuas, polígonos industriales, carreteras, líneas férreas, y en general, todas las coberturas que representan suelo impermeabilizado por la acción humana.

Huertas: Tierras dedicadas al cultivo tradicional de frutas, verduras y hortalizas. Suelen ser cultivos estacionales con poco desarrollo de biomasa y que habitualmente sólo cubren un pequeño porcentaje del terreno sobre el que están cultivadas.

Arrozales: Cultivos estacionales muy característicos de las zonas próximas a *l'Albufera* de Valencia. Entre los meses de octubre y marzo, estas áreas son improductivas y permanecen desnudas. En abril, éstas se anegan, permaneciendo así prácticamente durante todo su desarrollo. Entre junio y septiembre, se asemejan a pastos cultivados asentados sobre un terreno saturado de humedad, incluso con cierto nivel de agua. En septiembre el arroz es recogido, cerrándose así su ciclo.

Cítricos: El cultivo de cítricos es uno de los que ha tenido una mayor progresión entre los territorios valencianos en los últimos tiempos. Se caracteriza por ser un cultivo arbóreo de regadío, con un gran desarrollo de biomasa y que recubren, en su edad adulta, prácticamente toda la superficie sobre la que son cultivados

Secano arbolado: Se engloban en esta categoría a los cultivos arbóreos de secano (almendro, olivo y vid, principalmente). Su desarrollo se expande a lo largo de todo el año, aunque muy mermado en invierno, y su porcentaje de cobertura de la superficie relativamente alto, pero bastante menor que el de los cultivos arbóreos de regadío, diferencia que se acrecienta en la época invernal.

Secano: Se incluyen en esta categoría las zonas de secano que albergan cultivos herbáceos estacionales, áreas de secano improductivas u otras similares. Estas áreas se caracterizan por estar desnudas gran parte del otoño e invierno; en primavera y verano, éstas son recubiertas con cultivos de hortalizas o vegetales o sino mediante la invasión de especies nativas. Siempre tienen una relativa cantidad, tanto de biomasa, como del porcentaje de recubrimiento de la superficie.

Monte de matorral: Son aquellas zonas forestales en que la mayor parte de la cobertura vegetal está ocupada por matorrales y zonas que han sufrido incendios. Este tipo de vegetación mantiene sus características a lo largo del año, llegando a su máximo desarrollo en verano. En general, este tipo de vegetación cubre prácticamente la totalidad de la superficie sobre la que crece.

Monte de pino: Se incluye en la categoría de monte de pinar al resto de zonas forestales sobre las que, además de la superficie de matorral, se encuentra un estrato arbóreo habitualmente de pinos. Esta diferenciación se debe a que, el monte pinar tiene mayor aptitud, tanto frente a la transferencia de agua mediante la evapotranspiración, como también a la intercepción de agua en la fase inicial de la lluvia y el desarrollo de los suelos en los que crecen.

4.3. Determinación de la peligrosidad

Se propone en esta tesis, un enfoque fundamentado en el razonamiento presentado por Klemeš (1993), el cual ha sido denominado “enfoque combinatorio”. En éste, la probabilidad es estimada desde una amplia combinación de los factores causantes de los eventos hidrometeorológicos extremos, en este caso, las avenidas. La base del enfoque son las posibles combinaciones, físicamente posibles, de las principales características involucradas en el proceso de generación y

propagación de la escorrentía en la cuenca, a partir de la información disponible sobre su caracterización. Esta consideración se basa en la evidencia histórica que muestra, que en general, los mayores eventos hidrometeorológicos extremos se han producido por inusuales combinaciones de sus principales factores, más que a inusuales magnitudes de cada uno de estos factores por sí solos. Igualmente, esta propuesta se estructura sobre el principio de la “navaja o rasero de Ockham”, más conocido como el principio de parsimonia, por el cual unas pocas consideraciones toman lugar sobre la base de la evidencia empírica y el actual conocimiento de los procesos físicos involucrados. El objetivo: estimar rangos aproximados de las magnitudes de los eventos extremos así como de sus probabilidades. En ese sentido, se busca un enfoque que involucra la obtención de información sobre los procesos físicos que originan la avenida. Es decir, “expansión de información causal”, lo cual es relevante en pequeñas cuencas donde, en general, existen observaciones para períodos cortos de tiempo y donde es más fácil la identificación de los procesos dominantes (Merz y Blöschl, 2008).

Las avenidas son el resultado de numerosos procesos hidrológicos, caracterizados por significantes niveles de variabilidad espacial y temporal (Viglione et al., 2010), donde los factores generadores dependen principalmente de las características hidroclimáticas del área de estudio (Merz y Blöschl, 2008). En el caso de la Rambla del Poyo, se han señalado varios factores como determinantes de las avenidas: i) las tormentas convectivas; ii) las características espaciales de la cuenca (ej. geomorfología, usos del suelo) las cuales varían ampliamente al interno del área de drenaje. De igual manera, es bastante conocido y estudiado que las condiciones de humedad antecedentes del suelo juegan un papel fundamental en la generación de escorrentía superficial, debido a que esta condición controla la capacidad de infiltración local (Bronstert y Bárdossy, 1999). En el contexto de la frecuencia de las avenidas, el estado de humedad del suelo, previo a la tormenta, puede ser uno de los factores más importantes influenciando en su estimación (cf. De Michele y Salvadori, 2002). En una cuenca de similares condiciones hidroclimáticas al caso de estudio (Sureste de la Provincia de Valencia), Cerdà (1997) realizó análisis experimentales con simuladores de lluvia e infiltrometros, concluyendo que: i) los cambios estacionales juegan un papel importante en las tasas de infiltración en ambientes semiáridos,

los cuales son determinados por sus características climáticas; ii) las tasas de infiltración son, muy altas en verano cuando la escorrentía superficial es muy baja, mientras el efecto es inverso en primavera-otoño-invierno, debido al incremento en la humedad del suelo. Camarasa y Segura (2001), encontraron que en ramblas valencianas los coeficientes de escorrentía son altamente variables y están asociados a la intensidad de la lluvia y las condiciones de humedad precedentes. En la Rambla del Poyo, las autoras señalaron que el evento del 17 de abril de 1991 tuvo un coeficiente de escorrentía de 12%, mayor que el promedio encontrado (8%), debido a los pequeños eventos ocurridos en los dos días previos. Lo anteriormente señalado, pone de relieve varios aspectos a tener en cuenta en los métodos de análisis a escoger, por la importancia de: i) las características de las lluvias convectivas, principalmente su alta variabilidad espacio-temporal; ii) la condición de humedad antecedente del suelo (“CHAS” en adelante); iii) la variabilidad espacial de las características físicas de la cuenca y su afectación en los procesos hidrológicos.

Un enfoque que tiene en cuenta los aspectos anteriormente planteados es la conocida “distribución derivada” de Eagleson (1972). En ésta se esquematizan unas relaciones simples entre las características de la tormenta y las de la cuenca. Ejemplos de la evolución de este raciocinio, se han mencionado en el capítulo dos. La cuestión es entonces, la cuantificación de las probabilidades puntuales de los factores generadores de la avenida (Merz y Blöschl, 2008). Teniendo en cuenta la caracterización del caso de estudio, y de la bibliografía analizada, el enfoque que se propone en esta tesis contempla varios componentes con sus respectivas tareas. Debido a los cortos registros de alta resolución, de precipitación y caudal, que hay en las cuencas españolas (desde finales de los 80`s con el establecimiento del SAIH), pocos registros existen respecto de eventos hidrometeorológicos extremos. Debido a ello es necesario expandir la información causal, respecto de una amplia variedad de tormentas extremas, sus posibles estados precedentes de humedad del suelo, así como la respuesta de la cuenca. Sobre esta base, la modelación hidrológica distribuida juega un papel central debido a que permite la integración de estos factores, teniendo en cuenta su variación espacial y temporal.

Para la generación de tormentas sintéticas, con alto período de retorno, uno de los métodos más utilizados es la modelación estocástica. La combinación de la generación estocástica de tormentas con la simulación continua ofrece uno de los mayores desarrollos que han ocurrido en la estimación de la avenida de diseño (Boughton y Droop, 2003), sin embargo, como señalan los mismos autores, en regiones hidroclimáticas áridas o semiáridas, la simulación continua no ofrece muchas ventajas debido a que las corrientes son generalmente efímeras y los eventos ocurren de manera aislada. Una solución para ello, es mantener las ventajas de la modelación continua para establecer los estados de humedad precedentes a los eventos, a la par que se establece la modelación basada en eventos para reflejar el comportamiento altamente variable, en espacio-tiempo, de las tormentas generadoras de las avenidas en el caso de estudio. En ese sentido, el siguiente paso de la metodología es el establecimiento del modelo hidrológico distribuido, permitiendo así con la misma herramienta, realizar dos fases: i) análisis de las CHAS para las avenidas observadas, para lo cual se implementa un modelo continuo a escala diaria, estando sus resultados sujetos a un análisis estadístico donde la variable aleatoria (CHAS) puede tener una distribución de probabilidad discreta (cf. De Michele y Salvadori, 2002); ii) análisis de la respuesta hidrológica de la cuenca para diferentes combinaciones posibles de factores generadores de las avenidas, para lo cual se implementa un modelo discreto a escala de evento. Finalmente, se emplea un método estadístico que permita combinar las probabilidades puntuales de los factores generadores de la avenida, estableciendo así la curva de frecuencia derivada.

La Figura 4-10 muestra, de manera esquemática, la secuencia de pasos a seguir dentro de la metodología de trabajo propuesta. En primer lugar, es necesario recabar la información que se requiere para cada uno de los métodos involucrados en la estimación, tanto de la frecuencia de avenidas, como de la magnitud de inundaciones. Sobre esta base, se delimitan unas condiciones de contorno en los modelos, así como se realizan unas definiciones previas. Esta información de entrada, en las diferentes fases de la metodología, ha sido esquematizada con líneas rojas en la Figura 4-10, la cual sirve a su vez, donde es aplicable, para la validación de los resultados de las estimaciones. Éstas son representadas en la Figura 4-10 mediante líneas amarillas y el elemento V.

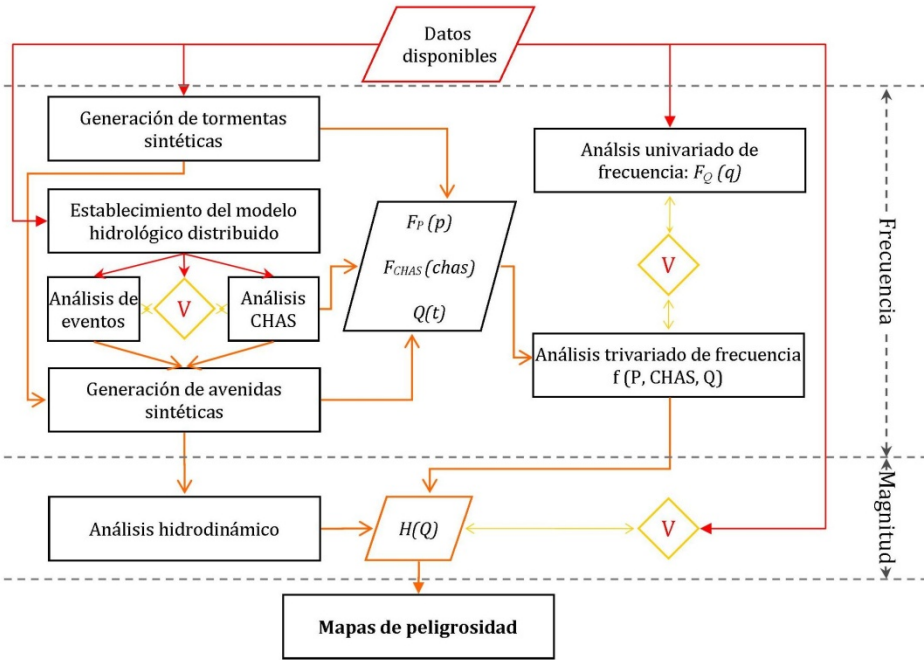


Figura 4-10. Esquema conceptual de la metodología implementada para la determinación de la peligrosidad.

La primera parte de la metodología, es la estimación de las variables que componen el análisis de frecuencia de las avenidas. En dicha fase, se realizan tareas tales como: i) generación de tormentas sintéticas y estimación de su función de distribución de probabilidad; ii) establecimiento del modelo hidrológico, a escala diaria y de evento, desde donde se obtienen, tanto las CHAS y su función de distribución de probabilidad, como también el modelo evaluado para simular eventos extremos en la cuenca; iii) generación de avenidas sintéticas, sobre la base de los resultados de las fases anteriores; iv) análisis trivariado de frecuencia teniendo en cuenta: los caudales máximos obtenidos en la generación de avenidas sintéticas y las funciones de distribución de probabilidad, de las tormentas, y de las CHAS. La segunda parte de la metodología corresponde con el análisis hidrodinámico, que para el caso de estudio demanda de modelación bidimensional, debido a la topografía de la zona inundable y a la alta antropización. El resultado final es la distribución espacial de los calados máximos alcanzados para un rango de avenidas, con diferentes períodos de retorno, es decir, la base de los mapas de peligrosidad. Los resultados de cada tarea, dentro

de cada apartado de la metodología, han sido representados con líneas naranjas en la Figura 4-10, lo cual permite visibilizar su condición de resultado, pero a su vez de dato de entrada en las respectivas tareas de la metodología propuesta. Nótese que en la Figura 4-10 cada fase está sujeta a un proceso de validación, teniendo en cuenta las observaciones disponibles. Sobre esta base, se puede establecer un mínimo nivel de fiabilidad de cada método aplicado, lo cual redundará en la metodología en su conjunto.

4.3.1. Datos hidrometeorológicos disponibles

Dentro de la cuenca se encuentran ubicadas, por su escala temporal, dos tipologías de mediciones de variables hidrometeorológicas. A escala diaria, existen cinco estaciones de registro de precipitación, monitoreadas por el antiguo Instituto Nacional de Meteorología (ahora AEMET), con datos disponibles desde 1950. Por otro lado, a escala cincominutal, hay una estación de registro de caudal (Poyo) y dos de precipitación (Poyo y Chiva), operadas por el SAIH-CHJ (Figura 4-11), con datos disponibles desde 1988. Una de las estaciones de medición de precipitación de esta red (Chiva), no tiene registros para la mayoría de eventos previos a 2004, año a partir del cual éstos ya son sistemáticos. Como se ha mencionado, la tipología de eventos extremos de la Rambla del Poyo, en general, ocurren en apenas unas cuantas horas y con una alta variabilidad espacial. Debido a ello, los datos que permiten analizar adecuadamente las características de las avenidas, son los del SAIH-CHJ. Las dos estaciones del SAIH (lluvia y caudal llamadas Poyo), con la serie de registros más amplia, están localizadas en el mismo punto geográfico, cubriendo 184 km² de superficie de la cuenca de aportación. A partir de estos datos del SAIH-CHJ, se han encontrado registros de avenidas, generalmente para magnitudes menores a los 100m³/s, y con coeficientes de escorrentía altamente variables. Un resumen de las principales características de estos eventos, se resume en la Tabla 4-2.

En la Tabla 4-2 se han listado los registros en los que coinciden eventos de precipitación con avenidas. P_{Ac5d} son los registros de precipitación acumulada para cinco días precedentes. En el caso del evento de noviembre de 1988, la precipitación antecedente ha sido obtenida indirectamente haciendo un promedio de la lluvia diaria acumulada de las estaciones INM-AEMET de la zona (información disponible para el período 1950-2003). P_{Ac} es la precipitación total, Vol. es el volumen

escurrido para la superficie aforada, I_{\max} la intensidad máxima, Q_{\max} el caudal pico y C el coeficiente escorrentía calculado a partir de los datos observados. De los anteriores registros, hay que resaltar que: i) en los primeros años se han encontrado inconsistencias, que en muchos casos no están reportadas como fallos (ej. en el evento de noviembre de 1989, hay caudales máximos de hasta casi $1,900 \text{ m}^3/\text{s}$ e invariables en horas); ii) hay eventos con altas magnitudes e intensidades registradas internamente (estación R. Poyo), sin registros de caudal (ej. el evento de la tarde del 11 de octubre de 1992 donde se registraron intensidades de hasta 86.4 mm/h); iii) se han encontrado eventos de lluvia con intensidades y magnitudes bajas dentro de la cuenca, mientras se registraron caudales importantes (ej. evento de abril de 1991 de la Tabla 4-2, para el cual se reporta la lluvia observada en cercanías a la cabecera en la estación Siete Aguas).



Figura 4-11. Localización de estaciones hidrometeorológicas.

Muchos factores juegan un papel importante en la incertidumbre de estos registros, especialmente, las características geomorfológicas de la cuenca y los estados de humedad del suelo previos al evento. Sin embargo, los registros de precipitación en sí, además de las inconsistencias que puedan haber existido en el proceso de recolección, ya tienen sus propios inconvenientes. En cuencas semiáridas de meso-escala del Sureste de EE.UU., Michaud y Sorooshian (1994) analizaron dos tipos de densidades de registros utilizados (un pluviómetro cada 20km^2 y celdas de 4km de lado en el caso de radares), concluyendo que estas densidades no son adecuadas para tener en cuenta la escala de las tormentas, sugiriendo una densidad mínima de: una estación por cada

Tabla 4-2. Eventos máximos anuales registrados por el SAIH-CHJ.

Fecha y hora de inicio	Duración (días)	P _{Ac5d} (mm)	P _{Ac} (mm)	Vol. (m ³)	I _{max} (mm/h)	Q _{max} (m ³ /s)	Coef. de escorrentía(%)
12/11/1988 06:05	0.8	10.3*	78.4	1,229,703	96.0	193.0	8.5
14/11/1989 14:55	2.3	3.6	181.4	4,302,199	88.8	175.6	12.9
10/10/1990 01:30	2.9	21.4	37.2	117,615	38.4	18.7	1.7
13/04/1991 6:10**	7.7	0.0	170.6	6,942,892	52.8	159.6	22.1
11/12/1995 04:00	1.9	28.8	177.4	2,049,780	108.0	41.8	6.3
31/01/1996 04:40	3.2	0.0	41.6	1,127,351	19.2	19.4	14.7
24/01/1997 02:05	1.2	1.0	16.0	139,903	31.2	10.8	4.8
28/01/1998 23:50	3.0	3.0	123.2	1,471,371	38.4	76.5	6.5
22/10/2000 04:25	7.3	0.0	419.6	18,022,749	146.4	527.3	23.3
20/09/2001 00:30	0.7	6.2	10.6	288,200	14.4	46.2	14.8
07/05/2002 02:05	4.5	41.6	101.8	3,660,484	12.0	44.3	19.5
06/09/2003 20:30	0.5	18.2	53.4	232,971	172.8	33.7	2.4
26/03/2004 01:25	4.9	0.0	58.4	3,349,099	19.2	64.2	31.2
28/07/2005 20:50	1.0	0.0	13.8	322,621	50.4	26.6	12.7
09/01/2006 22:40	2.5	0.0	44.8	475,704	33.6	14.1	5.8
06/04/2007 22:20	2.4	4.0	59.2	1,009,401	91.2	38.8	9.3
20/10/2008 12:20	1.5	12.2	42.6	229,740	163.2	23.9	2.9
28/09/2009 12:50	1.9	161.8	103.2	375,014	57.6	12.7	2.0
28/09/2012 17:25	0.6	35.6	67.8	55,791	91.2	7.2	0.4

*Calculado desde la red de pluviómetros del INM-AEMET

**Registro de la estación del SAIH-CHJ "Siete Aguas"

4km² o celdas de 2km de lado. Igualmente, la medición de caudal no está exenta de un nivel de incertidumbre. El sensor está midiendo el caudal en una amplia sección con lecho rocoso (Figura 4-2), donde por ejemplo, los caudales de bajas magnitudes pueden no ser capturados, debido a su inmersión por los intersticios del material del lecho.

4.3.2. Generación de tormentas sintéticas

Hall et al. (2003), llaman la atención sobre el uso extendido de “diseños estándar”, en los cuales no se tiene en cuenta como se comporta el sistema, en un amplio rango de condiciones, principalmente en el caso de las condiciones de precipitación que exceden el “evento de diseño”. En consecuencia, las metodologías a investigar deben involucrar eventos extremos con altos períodos de retorno (Büchele et al., 2006) dentro de lo físicamente aceptable, es decir, teniendo en cuenta las características hidroclimáticas del caso de estudio. Sobre el interés de los eventos con altos períodos de retorno en el análisis de riesgo, Merz et al. (2009) argumentan que desde el punto social, eventos con “baja probabilidad / alto daño” son más importantes que los que puedan ser considerados por el “daño anual esperado”. El problema fundamental de esta tipología de “eventos raros” es que existen escasas observaciones, en ocasiones inexistentes, por lo que es necesario recurrir a su estimación.

Uno de los métodos que ha venido cobrando fuerza, en la estimación de tormentas con altos períodos de retorno, es la modelación estocástica, como ya se ha introducido en el respectivo apartado del capítulo dos. Blazkova y Beven (1997) aseguran que en el contexto de la estimación de la frecuencia de avenidas, donde se requiere un largo número de tormentas, y una amplia gama de intensidades de las mismas, los modelos estocásticos son los más apropiados. En ese sentido, se ha introducido en el análisis la generación sintética de tormentas, utilizando una herramienta desarrollada en el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia: el modelo RAINGEN (Salsón y Garcia-Bartual, 2003). El modelo RAINGEN es un modelo estocástico multidimensional orientado a la modelación de la estructura interna de las tormentas típicas del Mediterráneo Occidental. La base conceptual del modelo se encuentra en la teoría de procesos de punteo, donde resaltan algunos de los trabajos pioneros como el de Waymire et al. (1984), Sivapalan y Wood

(1987), y Rodriguez-Iturbe y Eagleson, (1987). La característica de estos modelos, es la representación conceptual del campo de precipitación mediante el empleo de celdas, las cuales se asocian a núcleos espacialmente concentrados, donde la actividad de la tormenta se produce de forma más intensa. Sobre la base de las características de las tormentas convectivas mediterráneas, RAINGEN incorpora una representación analítica de las intensidades de celda, de acuerdo con la consideración de las fases de crecimiento, maduración y disipación de las celdas convectivas (Garcia-Bartual y Marco, 1990). Una breve descripción del modelo se puede encontrar en el Apéndice I, mientras una breve delineación de la metodología se presenta en el siguiente apartado. Para esta fase descriptiva se tienen en cuenta diferentes informes del DIHMA, principalmente del informe de Garcia-Bartual y Salinas-Illanera (2008) para el proyecto “Room for the river” (cf. Francés et al., 2008; Salazar et al., 2009).

En esta tesis, se utilizaron un conjunto de 100 tormentas sintéticas, generadas con el modelo RAINGEN (Salsón y García Bartual, 2003), las cuales han sido utilizadas en otras investigaciones con el mismo caso de estudio (DIHMA, 2006; Guichard-Romero et al., 2009). Estas 100 tormentas han sido seleccionadas, de un conjunto de 217 tormentas generadas a una discretización temporal de 1 minuto, atendiendo a un pormenorizado análisis de aspectos como: los hietogramas areales y puntuales, la curva intensidad-duración, las intensidades máximas alcanzadas, así como los acumulados (ver DIHMA, 2006). Este proceso de filtrado ha permitido encontrar un óptimo, de discretización temporal y de número de tormentas, que disminuye el costo computacional, sin ir en detrimento del requerimiento de tener una amplia representatividad de la variabilidad espacio-temporal de la intensidad de las tormentas, lo cual debe estar acorde, tanto con los patrones observados en los eventos en la región, así como también, a los patrones conceptuales analizados en la literatura (cf. Sivapalan y Wood, 1987; Willems, 1999).

4.3.2.1. Definición de celdas elementales

En la tesis doctoral de Guichard (2005), se ha analizado la respuesta hidrológica de la Rambla del Poyo frente a la variabilidad espacio-temporal de las tormentas convectivas. Una de las conclusiones de dicho trabajo (ver también Guichard-Romero et al., 2009) fue que al

aumentar la densidad de puntos (pluviómetros virtuales) para la generación de tormentas sintéticas, sobre la referencia de una densidad de $1\text{km}^2/\text{pluviómetro}$, la diferencia, entre los caudales o volúmenes calculados y los caudales o volúmenes de referencia, también incrementa. Se asume en este trabajo la hipótesis planteada por Guichard (2005), en la cual se considera que, la densidad más cercana a la real sería la establecida como de referencia. En ese sentido, las celdas elementales tienen lados de 1km^2 . Para cubrir toda la superficie de la Rambla del Poyo, se ha establecido una región rectangular de $50 \times 25\text{km}$.

4.3.2.2. *Parámetros del modelo*

Los parámetros del modelo se estiman por el método de los momentos, como se explica en profundidad en Salsón y Garcia-Bartual (2003). Los estadísticos teóricos (función de los 7 parámetros presentados en el Apéndice I), son igualados a los empíricos, los cuales son calculados a partir de los datos procedentes de la red del SAIH, para la tormenta ocurrida entre el 22 y el 25 de octubre de 2000. En primer lugar, se estimaron los parámetros que gobiernan la distribución de diámetros de celda en el evento (δ, θ) utilizando la función teórica de correlación espacial de Salsón y Garcia-Bartual (2003). Por otro lado, para la estimación del parámetro que gobierna la distribución temporal de la tormenta (α), se hace uso de la función de autocorrelación temporal del proceso, agregado a intervalos de tiempo T . La comparación de las funciones empíricas, con la teórica, permite estimar el parámetro α por mínimos cuadrados. Tanto el parámetro de escala (β), como el de forma (n), involucrados en el nacimiento en el tiempo de las celdas (τ medido desde el inicio de la tormenta), los cuales siguen una distribución de Erlang (gamma de parámetro de forma entero), son estimados a partir de la función normalizada presentada en la Ecuación 4-1.

$$\mu(T, \alpha, \beta, n) = \frac{E[h(T, z)]}{E[h[\infty, z]]} \quad 4-1$$

donde,

$E[h(T, z)]$ es el valor esperado del acumulado de lluvia, tras un tiempo "T" desde el inicio del evento y,

$E[h(\infty, z)]$ es el valor esperado a tiempo final, es decir, con "T $\rightarrow \infty$ ".

Mediante un ajuste por mínimos cuadrados se obtienen los estimadores de " β " y " n ", ya que el parámetro " α " ya es conocido. A partir de la

estimación de los anteriores parámetros, es posible estimar el valor máximo esperado de intensidad de la tormenta ($E[i_0]$) de acuerdo con la Ecuación 4-2.

$$E[i_0] = \frac{\alpha}{2\pi\lambda E[D^2]} E[h(\infty, \mathbf{z})] \quad 4-2$$

Distintas familias de parámetros fueron estimadas por el método de los momentos, a partir de la totalidad de episodios registrados por la red SAIH-CHJ. Éstas fueron clasificadas en función de: las cuencas afectadas, la magnitud de los eventos, y la situación sinóptica asociada de acuerdo con Salsón y Garcia-Bartual (2003). Sobre estas bases, el proceso de estimación de parámetros requiere, un tratamiento previo de la información pluviométrica, para determinar los límites temporales y espaciales que acotan cada episodio registrado, así como la estimación de estadísticos característicos tales como: la media y varianza del acumulado total de precipitación, la función de correlación espacial, la autocorrelación temporal de pluviómetros seleccionados (donde las precipitaciones sean más abundantes o éstos estén más próximos al centro de la tormenta), y la función de media normalizada. Con ello, se delimitan los límites físicos de las tormentas sintéticas, atendiendo al comportamiento de las tormentas en la región.

4.3.2.3. Estimación de la probabilidad de las tormentas

Esta tarea se refiere a la estimación de la frecuencia de ocurrencia de las tormentas, expresada en términos del período de retorno anual. Debido a que cada tormenta sintética, definida por intensidades con una alta resolución espacio-temporal, no es directamente reducible a un único valor cuantificando su magnitud, es necesario establecer un método que permita asignar el período de retorno a cada tormenta. La característica de la tormenta que se asume para dicha estimación es, la precipitación máxima diaria, para la cual se tienen como referencia los datos registrados por el INM-AEMET. Ésto permite una asignación probabilística, acorde con las observaciones disponibles para el caso de estudio, y desde un contexto de análisis regional de frecuencia.

En primer lugar, la estimación de la magnitud se realiza siguiendo el concepto de *precipitación diaria equivalente puntual (Pd eq. Puntual)* sugerido por Témez (1978) para España, como se muestra en la Ecuación 4-3.

$$Pd\ eq.\ Puntual = \frac{i_{28} \cdot 24}{ARF} \quad 4-3$$

donde,

I_{28} = intensidad promedio en mm/h, correspondiente al lapso temporal de 28 horas más lluvioso dentro del hietograma, y

ARF = factor de reducción areal, definido para el área (A) de la cuenca por la Ecuación 4-4.

$$ARF = 1 - \frac{\log A}{15} \quad 4-4$$

La superficie total de la Rambla del Poyo, en el modelo hidrológico (ver en su respectivo apartado), es de 422 km², lo cual equivale a un ARF de 0.825. Para el establecimiento de la I_{28} , el procedimiento es sencillo debido a la alta resolución espacial de las celdas elementales (1km de lado). Éste se resume como sigue para cada evento: i) se calcula la media aritmética de las intensidades de cada punto dentro de la cuenca; ii) se extrae el intervalo de 28 horas más lluvioso con su respectiva intensidad promedio en mm/h. Aplicando la Ecuación 4-3, se obtiene la *Pd. Eq. Puntual* de las cien tormentas sintéticas. La Figura 4-12 muestra el histograma de frecuencia de la *Pd. Eq. Puntual* encontrada.

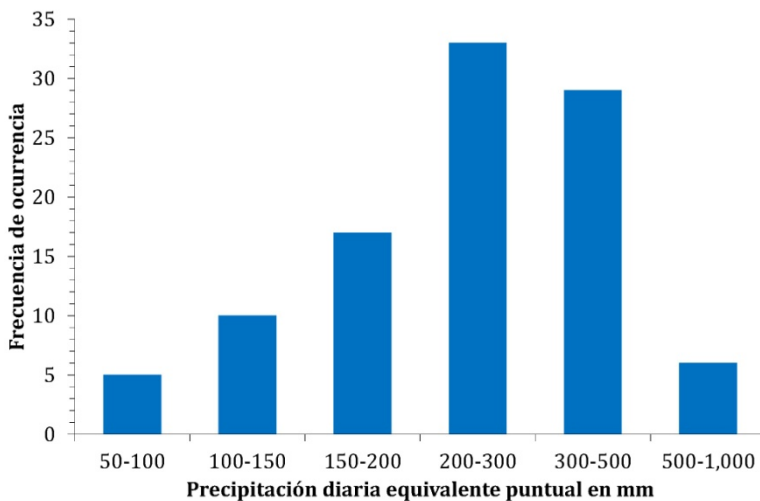


Figura 4-12. Histograma de frecuencias para la *Pd. Eq. Puntual* de las cien tormentas sintéticas (derivado de datos desde DIHMA, 2006).

Una vez definida la característica de la tormenta, sujeta al análisis de frecuencia, el siguiente paso es el establecimiento de su función de

distribución. En el estudio denominado “Máximas lluvias diarias en la España Peninsular” (DGC-MF, 1999) se compararon los resultados de los cuantiles de cuatro funciones de distribución (“GEV”, “Log-Pearson III”, “TCEV” y SQRT-ET_{max.}) para 26 regiones adoptadas, concluyendo que la función de distribución más adecuada es la SQRT-ET_{max.} (Etoh et al., 1987), como ha sido sugerido también por Salas y Fernández (2007) para el área mediterránea española. Para definir la distribución de máximos, y establecer de forma fiable los cuantiles para altos períodos de retorno, se tiene como información de partida: la serie de máximos anuales de lluvia diaria observada por la red de AEMET y el análisis estadístico regional de máximas anuales de precipitación diaria MAXPLU (Ferrer y Ardiles, 1994). De acuerdo con Ferrer y Ardiles (1994), el coeficiente de variación estimado en la zona de estudio oscila entre 0.51 y 0.52 y la media de la precipitación diaria máxima anual se encuentra entre las isolíneas de 64mm y 77mm. Gracias a la disponibilidad de datos de precipitación, de las redes del INM (AEMET) y del SAIH-CHJ, es posible realizar una actualización del valor de la media de la precipitación diaria máxima anual en la zona de estudio. La información adquirida para las estaciones INM y SAIH-CHJ, ubicadas en la Rambla de Poyo y sus alrededores (Figura 4-11), permitió construir para cada una de las estaciones, una serie temporal de precipitación diaria para el período 1950-2003. A partir de estas series, se ha calculado el valor del máximo representativo en la cuenca, promediando con los polígonos de Thiessen de las estaciones con dato para cada año de acuerdo a la Ecuación 4-5.

$$P_{d,j} = \sum_{i=1}^e \frac{A_i}{A} P_{d,j,i} \quad 4-5$$

donde,

A_i es el área asignada a cada estación i por su polígono de Thiessen,
 $P_{d,j,i}$ es la precipitación máxima anual de la estación i en el año j ,
 e es el número de estaciones con dato.

Con la aplicación de la Ecuación 4-5, a toda la serie de datos disponibles sobre la Rambla de Poyo (1950-2003), se ha obtenido un valor de la precipitación diaria máxima anual media igual a 82.9mm, el cual es significativamente superior al rango de 64mm-77mm, obtenido del

estudio original de Ferrer y Ardiles (1994). A partir de este resultado, se actualizaron los parámetros de la distribución de probabilidad SQRT-ET_{max} (k=37,18 y α=0,481) pudiéndose obtener así la respectiva probabilidad de no-excedencia de la *Pd. Eq. Puntual*. Sobre esta base, se puede asignar el período de retorno a cada uno de los episodios sintéticos, a través de su valor asociado de precipitación diaria equivalente puntual (*Pd. Eq. Puntual*), y siguiendo la Ecuación 4-6.

$$T = \frac{1}{1 - F(Pd. Eq. Puntual)} \quad 4-6$$

La Tabla 4-3 muestra los cuantiles de precipitación diaria máxima anual correspondientes a diferentes períodos de retorno.

Tabla 4-3. Cuantiles de precipitación diaria máxima anual.

T (años)	Pd (mm)
5	109
10	136
25	173
50	204
100	237
200	272
500	321

La Figura 4-13 presenta el histograma de frecuencia de los períodos de retorno asignados a las cien tormentas sintéticas.

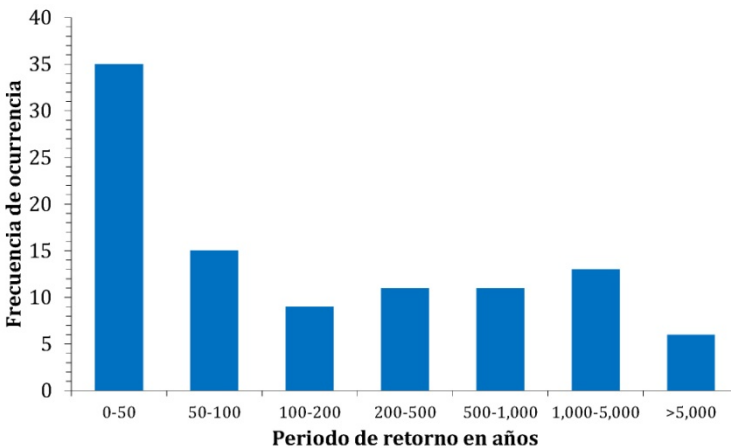


Figura 4-13. Histograma de frecuencia del período de retorno de las cien tormentas sintéticas (derivado de datos desde DIHMA, 2006).

4.3.3. Implementación del modelo hidrológico

Para la estimación de la magnitud de un evento hidrometeorológico extremo, es necesario conocer, cuáles son los principales factores causantes de tal evento. Éste es uno de los objetivos fundamentales de la modelación hidrológica, en la cual se analizan los procesos de transformación de la precipitación en escorrentía, de acuerdo con las condiciones climáticas y las características físicas de la cuenca. En tal sentido, el modelo hidrológico que se establece, como representativo de la realidad, es una hipótesis a ser testeada y la herramienta que refleja este modelo debe ser completamente flexible, transparente y hecha a medida (Savenije, 2009).

Para el establecimiento del modelo hidrológico de la Rambla del Poyo, se ha utilizado una herramienta que se ha venido desarrollando y mejorando por el Grupo de Investigación de Modelación Hidrológica y Ambiental de la UPV: el modelo hidrológico distribuido de tipo conceptual TETIS (cf. Francés et al., 2012), disponible para su descarga gratuita en la página web del grupo²¹. En el Apéndice II, se presenta una breve descripción de la estructura del modelo. El modelo representa la variabilidad espacial de las características físicas de la cuenca, a través de celdas y de unos parámetros ligados a éstas, lo cual intenta ser representativo de la realidad. La conceptualización del modelo es una malla interconectada en tres dimensiones. Por un lado, el proceso de generación de escorrentía se modela mediante esquemas conceptuales simples adaptados a la escala de la celda y al intervalo de tiempo considerado (continuo o discreto). La base del cálculo es la estimación de un balance hídrico para cada celda, sobre la hipótesis de distribución del agua en una columna extendida del suelo, la cual está representada por diferentes tanques de almacenamiento conectados entre sí. Por otro lado, el movimiento horizontal del flujo ocurre en dos fases separadas: i) los flujos de cada tanque drenan a su correspondiente aguas abajo, siguiendo las direcciones del flujo hasta alcanzar la red principal de drenaje; ii) la traslación de la escorrentía se realiza siguiendo el método de la “onda cinemática geomorfológica” (Vélez, 2001).

Como se ha introducido en el capítulo dos, la modelación hidrológica distribuida tiene diferentes niveles de incertidumbre (ej. datos de

²¹ <http://lluvia.dihma.upv.es>

entrada, conceptualización de procesos físicos, escalas de trabajo) los cuales pueden verse disminuidos a través de la *calibración*, con la cual se ajustan los parámetros del modelo. En el modelo TETIS, la organización de cada parámetro efectivo se realiza siguiendo una estructura separada (Francés et al., 2007) consistente en: i) mapas de parámetros estimados a-priori, sobre la base de información espacial distribuida en unidades básicas (celdas), los cuales reflejan las características físicas de la cuenca; ii) un factor corrector común a cada parámetro, el cual es agregado en la superficie de la cuenca. La obtención del juego de factores correctores en el modelo se realiza mediante el algoritmo de optimización automática conocido como SCE-UA, “Shuffled Complex Evolution — University of Arizona”, (Duan et al., 1994). Posteriormente, para comprobar la robustez y fiabilidad del modelo, se realiza la *validación* del mismo. El enfoque estándar para esta tarea conocida como evaluación del modelo, puede ser el sugerido por Klemeš (1986), donde una serie de registros es lo suficientemente larga para ser separada en dos períodos bastantes diferenciados del comportamiento de la serie. Uno de éstos es utilizado para la fase de calibración (generalmente el de los máximos eventos observados), mientras el restante sirve de contraste para la fase de validación. Como menciona Klemeš (1986), es importante tener en cuenta que este procedimiento se debe realizar para las condiciones para las que se creó el modelo y para un criterio de precisión establecido. En el contexto de esta tesis, el proceso de evaluación del modelo hidrológico es para demostrar que los procesos físicos dominantes, de la cuenca de estudio, están siendo simulados apropiadamente y el modelo está habilitado para realizar proyecciones sobre la base, de las características prevalentes en la cuenca, en el período de referencia utilizado. El nivel de precisión es intermedio, atendiendo la escala espacial de análisis (Hall et al., 2003; Messner et al., 2007), teniendo en cuenta además, que el modelo será utilizado para hacer proyecciones más que predicciones (Niehoff et al., 2002). Los métodos utilizados para evaluar el rendimiento del modelo suelen ser estadísticos cuantitativos y técnicas gráficas. Éstos han sido adoptados siguiendo las recomendaciones sugeridas de la revisión de Moriasi et al. (2007).

La posibilidad de realizar con la herramienta TETIS, tanto el análisis de series temporales de registros a escala diaria (tiempo continuo) como de eventos (tiempo discreto), permite analizar conjuntamente dos

elementos característicos de la respuesta hidrológica, los cuales son necesarios en el análisis de frecuencia de los caudales máximos de la avenida. Éstos son: el estado de humedad del suelo antecedente a la tormenta y la respuesta de la cuenca a dicha tormenta. En los siguientes apartados se desarrollan los pasos para el análisis de estos dos componentes, teniendo en cuenta los aspectos que son comunes (estimación de parámetros a-priori), y los procedimientos que se tienen que realizar por separado (calibración-validación) debido a que son estimaciones con discretización temporal distinta. Estas dos últimas fases han sido englobadas en una misma sección denominada “calibración y validación del modelo a escala...” teniendo en mente el enfoque descrito por Klemeš (1986).

4.3.3.1. Estimación de parámetros a-priori

En un estudio previo realizado por el grupo de investigación en la cuenca de estudio (DIHMA, 2004), se han procesado los mapas temáticos necesarios para el modelo TETIS, utilizando herramientas de sistemas de información geográfica. La información de partida en dicho estudio ha sido la que se lista en la Tabla 4-4. La columna de la Tabla 4-4, denominada “tipo de información analizada”, es la que se ha utilizado en la estimación de parámetros a-priori, como se explica a continuación.

Tabla 4-4. Información disponible para la estimación de parámetros a-priori (DIHMA, 2004).

Mapas	Formato original y escala	Tipo de Información analizada
Mapa Geológico de España	Papel, 1:50,000	Valores modales de Kp. Litología, estratigrafía, tectónica, grado de consolidación, ambiente de formación.
Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana	Digital, 1:100,000	Valores modales de Hu y Ks. Costras impermeables, desarrollo de suelos.
Usos del suelo del año 1998	Digital, 1:25,000	Usos actuales del suelo.
Modelo de Elevación Digital	Digital, curvas de nivel cada 10 metros y red de drenaje	Topografía, pendientes, orientación de ladera, curvatura del terreno, índice topográfico.

a) *Parámetros derivados del MDT*

El modelo digital del terreno (Figura 4-14) es fundamental para la representación espacial de los parámetros derivados de la topografía en TETOS, los cuales son: pendiente del terreno en porcentaje (Figura 4-15), direcciones de drenaje del flujo, y celdas acumuladas que establecen la red de drenaje. Estos mapas se han construido a partir de la información base, con la ayuda de herramientas computacionales de sistemas de información geográfica.

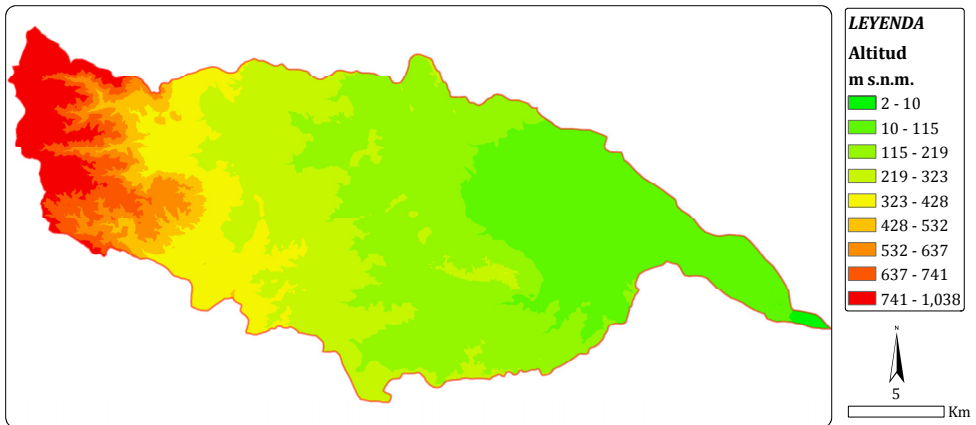


Figura 4-14. Modelo Digital del Terreno de la Rambla del Poyo. Adaptado desde DIHMA (2004).

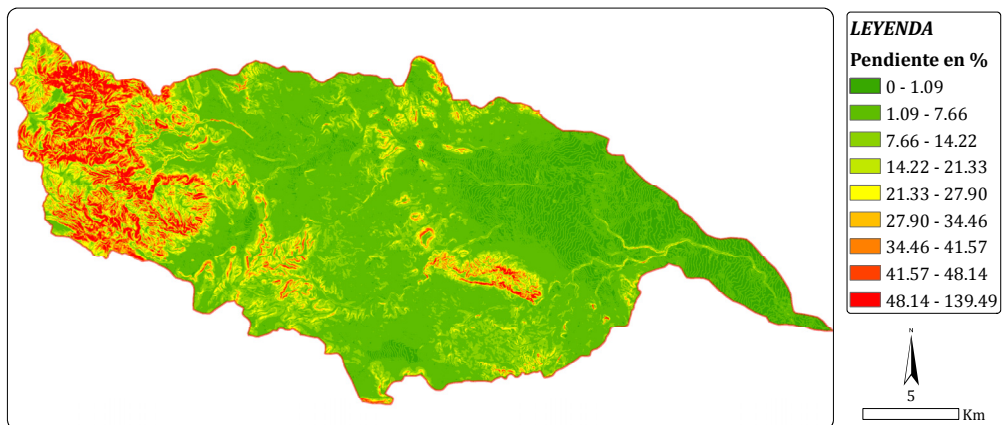


Figura 4-15. Pendiente del terreno (%) derivado del MDT de la Rambla del Poyo.

La información de partida, tanto del MDT como del tamaño medio de las laderas en la cuenca (inspeccionado con ortofotos del PNOA con resolución de celdas de 5m), ha influenciado la selección de la resolución espacial del modelo, para la cual todos los mapas temáticos han sido estimados. Las celdas han sido definidas para que tengan un tamaño de 100m de lado, el cual tiene en cuenta la variabilidad de las características físicas de la cuenca de acuerdo a la información digital disponible. A su vez, este tamaño no es tan costoso en términos de tiempos computacionales.

b) Parámetros derivados del tipo de suelo y del uso del suelo

Del mapa de suelos y el de usos del suelo, se derivan los parámetros hidráulicos del suelo en TETIS, los cuales son: capacidad máxima de almacenamiento estático del suelo (Hu) expresada en mm; conductividad hidráulica saturada del suelo o capacidad de infiltración (Ks) expresada en cm/h; y conductividad hidráulica del sustrato del suelo o capacidad de percolación (Kp) expresada en cm/h. Estos mapas temáticos han sido estimados, teniendo en cuenta sus valores modales asociados a las unidades cartográficas correspondientes, los cuales han sido asignados a cada celda a través de herramientas de sistemas de información geográfica. Igualmente, del mapa de usos del suelo se deriva el mapa de índice de cobertura vegetal, el cual está asociado al proceso de evapotranspiración en TETIS.

Los valores modales, de la conductividad hidráulica del sustrato de suelo (Kp), se han obtenido de la configuración geológica de la zona obtenida del mapa geológico (Figura 4-16). Los valores modales, de la conductividad hidráulica del suelo (Ks), se han obtenido desde la distribución espacial de los tipos de suelos y desde perfiles característicos de las unidades cartográficas del mapa de suelos. El mapa modal de Ks ha sido modificado para introducir el efecto de la impermeabilización del suelo, por el cambio de uso natural a uso urbanizable y/o vías de comunicación, reduciendo el valor modal de estas áreas hasta un 10% de su valor original (Figura 4-17).

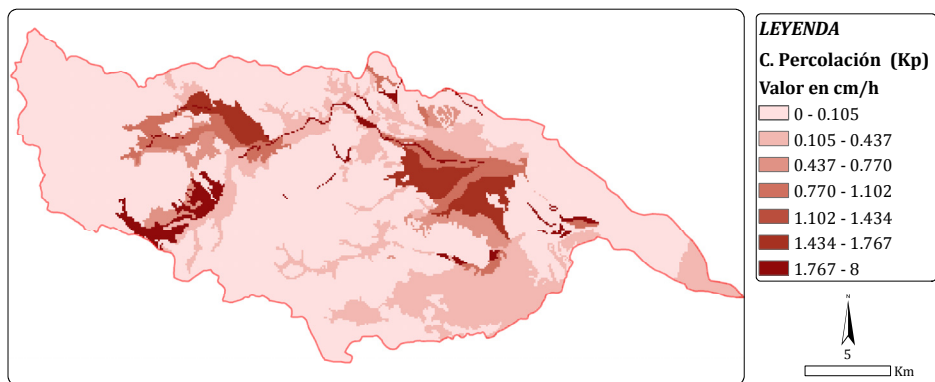


Figura 4-16. Mapa del parámetro: Capacidad de percolación del sustrato de suelo (K_p). Adaptado desde DIHMA (2004).

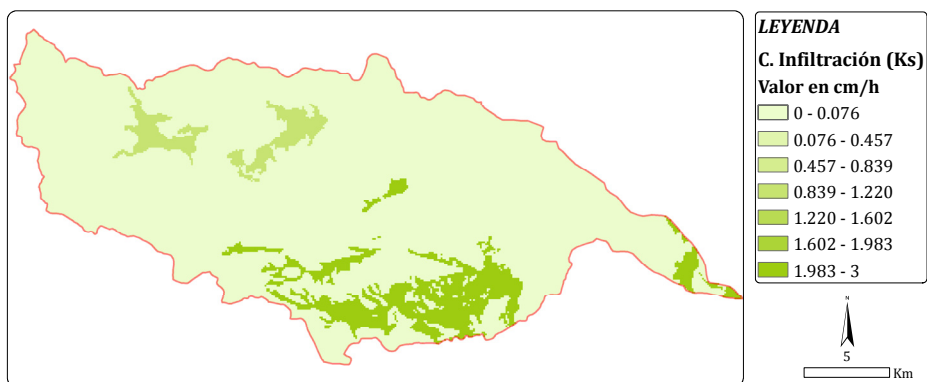


Figura 4-17. Mapa del parámetro: Capacidad de infiltración del suelo (K_s). Modificado desde DIHMA (2004).

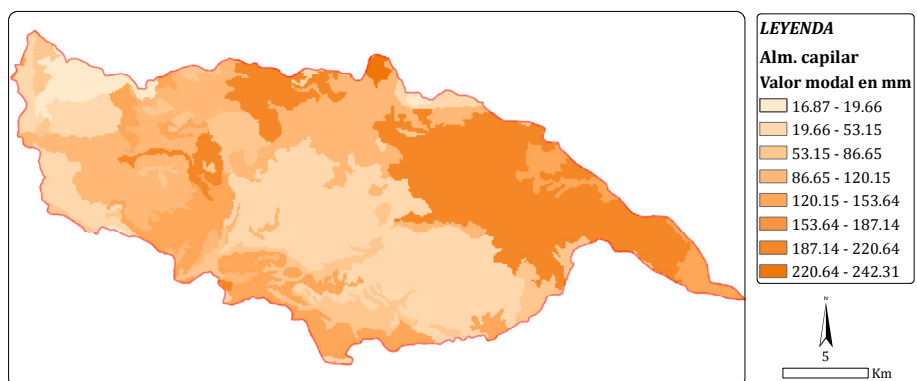


Figura 4-18. Mapa del parámetro: Capacidad de almacenamiento capilar del suelo (valor modal). Adaptado desde DIHMA (2004).

El mapa de capacidad máxima de almacenamiento estático del suelo (Hu), se ha construido a partir de la suma del mapa de capacidad máxima de almacenamiento capilar (Figura 4-18) y del mapa de abstracciones iniciales (Figura 4-20). El mapa de capacidad máxima de almacenamiento capilar (Figura 4-18) ha sido obtenido de los valores modales calculados en DIHMA (2004), los cuales fueron derivados del Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana. El mapa de abstracciones iniciales o pérdidas iniciales, asocia al modelo: i) el contenido de agua interceptado por la vegetación y que hace parte del proceso de evapotranspiración (I en mm); ii) el contenido de agua que se almacena en la superficie debido a la rugosidad del terreno y al tipo de uso del suelo (As en mm). Los mapas utilizados para estos cálculos han sido, el mapa de usos del suelo del año 1998 (DIHMA, 2006) para las categorías que se muestran en la Figura 4-19, y el mapa de pendientes derivado del MDT (Figura 4-15).

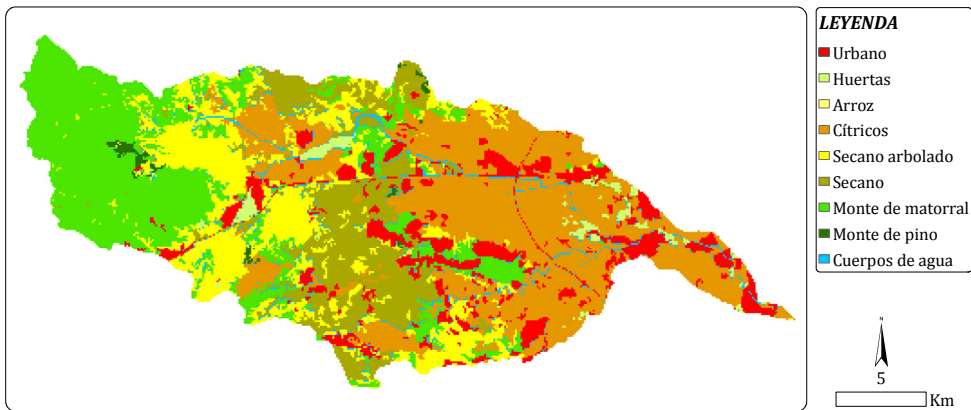


Figura 4-19. Mapa de usos del suelo (Adaptado desde DIHMA, 2004).

La capacidad de interceptación de la vegetación (I) ha sido estimada, asignando a cada unidad cartográfica del mapa de usos del suelo un valor que tiene en cuenta la vegetación existente, así como su superficie de ocupación y estratificación, siguiendo los valores referenciado en DIHMA (2004), los cuales se resumen en la Tabla 4-5. El almacenamiento en superficie (As) debido a la rugosidad del terreno, tiene en cuenta dos tipos de encharcamiento: i) el que se produce de acuerdo a la morfología local definida por el uso del suelo (As-US en mm); ii) el que se produce debido a la pendiente del terreno (As-P en mm). La asignación de los valores de As-US se ha realizado teniendo en

cuenta la rugosidad local del terreno, asociada a cada cobertura del suelo, asumiendo que es inversamente proporcional a la velocidad del flujo (ver Tabla 4-6). La asignación de los valores de la AsP se ha realizado asumiendo que, a mayor pendiente, menor posibilidad existe de almacenamiento en depresiones del terreno. Se ha asumido un valor máximo de almacenamiento en zonas llanas igual a 10 mm, el cual se va reduciendo de manera lineal en una proporción igual al 30% de la pendiente local. A través de un SIG es posible sumar espacialmente los valores de los tipos de encharcamiento (AsUS+AsP) para obtener el de almacenamiento en superficie (As), el cual a su vez es sumado al de intercepción debido a la vegetación (I), dando como resultado el mapa de abstracciones iniciales (Figura 4-20). Finalmente, el mapa de abstracciones iniciales es sumado al mapa de valores modales de almacenamiento capilar, obteniendo el mapa de capacidad de almacenamiento hídrico del suelo (Figura 4-21).

Tabla 4-5. Parámetros de abstracciones por intercepción de la vegetación.

Uso del suelo	I (mm)
Urbano	0
Huertas	3
Arrozales	1
Cítricos	5
Secano arbolado	3
Secano	1
Monte de matorral	4
Monte de pino	9
Cuerpos de agua	0

Tabla 4-6. Parámetros de abstracciones por almacenamiento superficial en cada uso del suelo.

Uso del suelo	As-US (mm)
Urbano	4
Huertas	23
Arrozales	21
Cítricos	25
Secano arbolado	15
Secano	13
Monte de matorral	16
Monte de pino	17
Cuerpos de agua	0

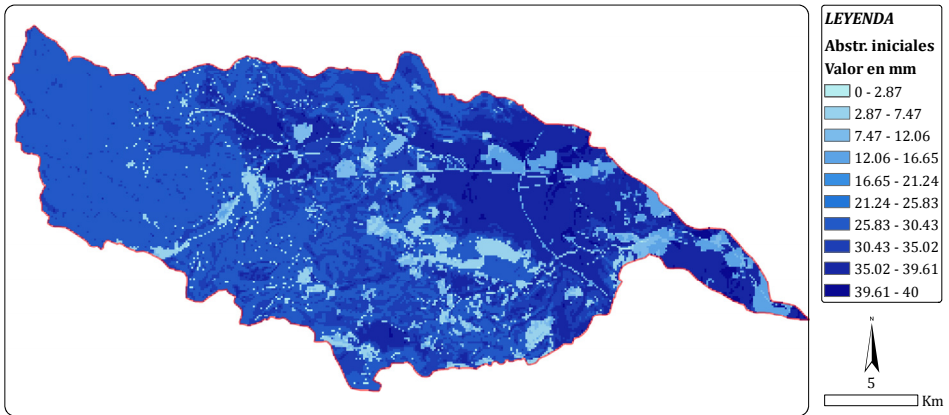


Figura 4-20. Abstracciones iniciales en la cuenca.

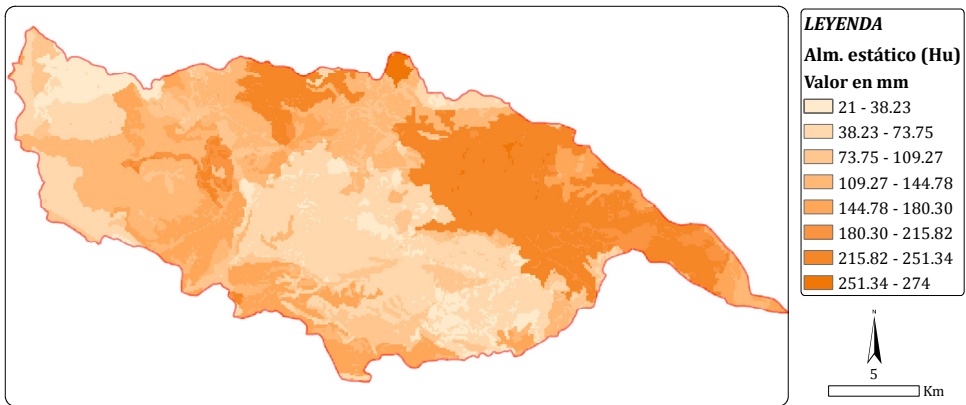


Figura 4-21. Mapa del parámetro: Capacidad máxima de almacenamiento estático del suelo (Hu).

c) Parámetros para el proceso de evapotranspiración

Para la modelación del proceso de evapotranspiración, se ha utilizado el concepto de factor de vegetación, a través del cual se relaciona la evapotranspiración potencial -ETP- (denominación que recibe en este contexto la evapotranspiración de referencia - ET_0 -) con la evapotranspiración real máxima -ET- de la cobertura del suelo existente, sobre la base de las necesidades hídricas de éstas. La variabilidad espacial se ha representado utilizando las categorías del mapa de usos del suelo. La variabilidad temporal se tiene en cuenta a través del uso del factor de vegetación, con el cual se intenta reflejar el comportamiento promedio mensual a lo largo del año (Figura 4-22)

siguiendo los valores de factor de cultivo sugeridos por Burman y Pochop (1994).

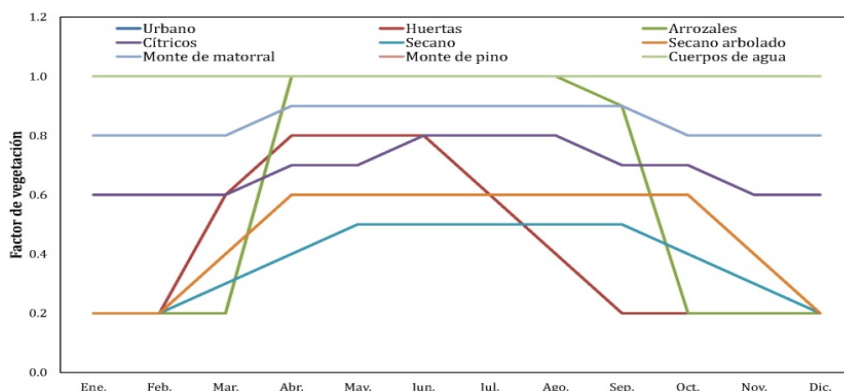


Figura 4-22. Distribución temporal del factor de vegetación (Adaptado desde DIHMA, 2004).

d) Parámetros geomorfológicos

De acuerdo con la conceptualización de la propagación de la escorrentía en el modelo TETIS, es necesario establecer nueve parámetros geomorfológicos (Tabla 4-7) relacionados con las características hidráulicas del cauce (ver en el Apéndice II una descripción breve del significado físico de estos parámetros).

Tabla 4-7. Parámetros geomorfológicos (DIHMA, 2004).

Parámetro	Valor
κ	0.600
a1	3.260
cd	20.000
cn	0.047
ϕ	0.750
$\alpha 1$	0.500
$\alpha 2$	0.200
θ	1.250
ξ	0.167

Los valores de estos parámetros se obtienen a través de un estudio geomorfológico detallado en el que se pueden definir zonas, con características homogéneas, las cuales pueden ser introducidas en el

modelo de manera diferenciada. Debido a que en la zona de estudio no se cuenta con estudios geomorfológicos de detalle, ha sido necesario recurrir a la literatura técnica para obtener los valores medios recomendados para estos parámetros (Vélez, 2001), como se presentan en la Tabla 4-7.

4.3.3.2. Decisiones previas a partir de la información hidrometeorológica disponible

En primer lugar, es necesario establecer qué información disponible será utilizada y de qué manera ésta será dividida para las fases de calibración y validación. En la Tabla 4-2 (sección “datos hidrometeorológicos disponibles”), se ha resumido la información disponible de precipitación y caudal. Estos datos han sido registrados por la red del SAIH-CHJ (principalmente en las estaciones, de lluvia y caudal, denominadas “Rambla del Poyo”). A partir de los valores observados totales de precipitación y escorrentía de la Tabla 4-2, se ha construido la Figura 4-23. En ésta se observa el comportamiento altamente variable de los coeficientes de escorrentía (círculos rojos), mientras los acumulados, de precipitación y escorrentía, muestran tres poblaciones diferenciadas que se aproximan al siguiente comportamiento: i) eventos de baja magnitud, con valores de precipitación menores a 80mm, que producen volúmenes de escorrentía menores a 1.3Hm^3 ; ii) eventos de magnitud media, con valores de precipitación entre 100mm y 200mm, y volúmenes de escorrentía menores a 7Hm^3 ; iii) evento extraordinario de octubre de 2000. La variabilidad interna, en los dos primeros grupos de eventos, depende en gran medida de las condiciones de humedad antecedentes de suelo y de la duración del evento. La Figura 4-23 es ilustrativa del comportamiento observado de la respuesta hidrológica en la Rambla del Poyo, lo cual ha permitido identificar al evento de octubre de 2000 como el idóneo para la calibración, por sus características extraordinarias. Como lo sugiere el enfoque estándar de evaluación (Klemeš, 1986), la validación se realizó para condiciones bastantes diferenciadas del evento de calibración.

Para determinar la existencia de una variabilidad espacial de la lluvia, relacionada con la Altitud, se han utilizado además de los datos del SAIH-CHJ, los datos pluviométricos diarios de las estaciones INM-AEMET ubicadas dentro de la cuenca (ver estaciones en la Figura 4-11).

Los valores acumulados de lluvia para cinco de los máximos eventos disponibles, muestra una tendencia creciente en correspondencia con la Altitud de la estación de registro (Figura 4-24). Este sencillo análisis ha justificado la inclusión, dentro del proceso de calibración, del factor de correlación de la lluvia con la altitud en TETIS.

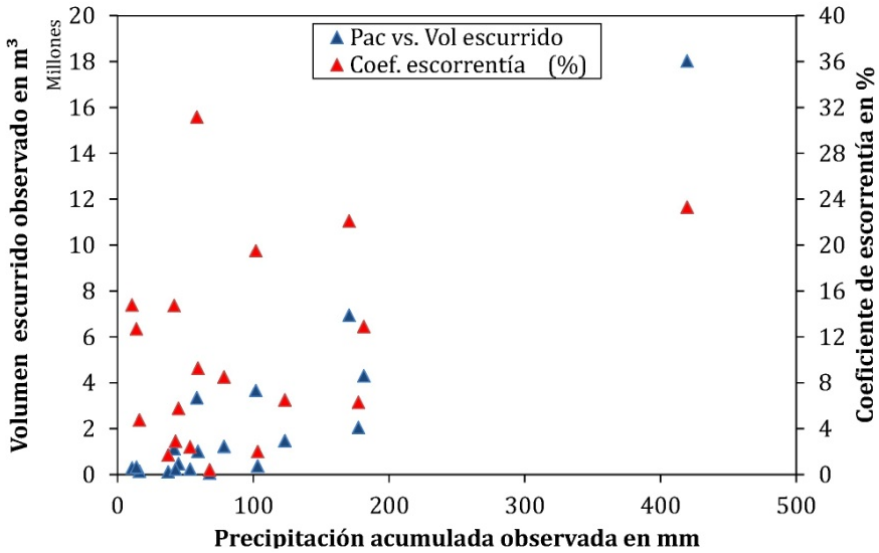


Figura 4-23. Relación precipitación-escorrentía observada en los eventos máximos anuales registrados por el SAIH-CHJ en la Rambla del Poyo.

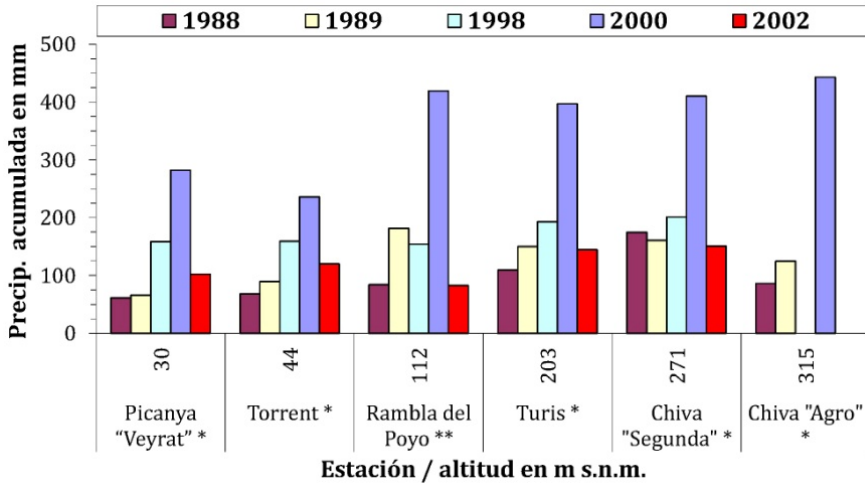


Figura 4-24. Precipitación acumulada para diferentes tormentas registradas dentro de la Rambla del Poyo. (* AEMET; **SAIH-CHJ).

Para incluir la condición de humedad antecedente del suelo (CHAS), se ha tenido en cuenta el dato de precipitación diaria acumulada de los cinco días previos a la tormenta, lo cual es una ayuda para la definición del rango de búsqueda del valor inicial del almacenamiento estático en el proceso de calibración automática. Este procedimiento automático ha demostrado ser robusto en otras aplicaciones, en donde se ha visto una mejoría en la predicción tras su utilización (cf. Vélez y Francés, 2008).

Una vez definidos algunos factores correctores y variables de estado a calibrar, así como sus rangos de búsqueda, se ha realizado el proceso de calibración automática para las dos discretizaciones temporales (evento y continua), como se explica a continuación.

4.3.3.3. Calibración y validación del modelo a escala de evento

Debido a que la discretización temporal de los registros hidrometeorológicos es distinta a la de las tormentas sintéticas, se ha comprobado la robustez del modelo respecto a estas dos discretizaciones temporales: i) la original de los datos observados ($dt=5$ min.); ii) con los datos observados agregados a la misma resolución de las tormentas sintéticas ($dt=10$ min.).

a) Calibración

De acuerdo con la estructura separada de parámetros del modelo TETIS (Francés et al., 2007), es posible realizar el proceso de calibración para un número reducido de factores correctores de manera automática. Igualmente, esta herramienta permite calibrar las variables de estado, así como un coeficiente para introducir la variabilidad espacial de la precipitación respecto a la altitud denominado β . En total se tienen: nueve factores correctores que afectan los parámetros del modelo; cuatro valores que reflejan los estados iniciales de almacenamiento de los tanques; un factor que introduce la variabilidad altitudinal de la lluvia. De entre las diversas funciones objetivos que provee el modelo, se ha utilizado el índice de eficiencia de Nash y Sutcliffe (1970), ya que es uno de los métodos estándar recomendado en la literatura para la evaluación de modelos de cuencas (cf. Moriasi et al., 2007).

La descripción del medio físico ha aportado información valiosa para esta fase. Teniendo en cuenta la litología de la cuenca aforada y el

comportamiento efímero de la corriente, los factores correctores relacionados con los procesos hidrogeológicos no han sido incluidos en la calibración. Se han prefijando unos valores acordes con este comportamiento físico: se ha asignado un valor de cero para el factor corrector que afecta la generación de flujo base (FC8) y un valor alto para el factor que afecta la percolación profunda denominada “pérdidas subterráneas” (FC7=100). Por otro lado, conociendo que el mecanismo de generación de escorrentía preponderante es por exceso de infiltración (hortoniano), se ha realizado una pre-calibración manual para evaluar la sensibilidad de los parámetros relacionados con este mecanismo. Este proceso permite realizar una evaluación gráfica rápida, logrando con ello la definición de los rangos de búsqueda para la calibración automática. Los factores relacionados con la evapotranspiración (FC2), flujo subsuperficial (FC6) y la percolación (FC5) mostraron no tener mayor relevancia, como era de esperarse, mientras los relacionados con la respuesta rápida si lo han sido (FC1-almacenamiento estático; FC3- infiltración; FC4-escorrentía directa). Dentro de esta fase, se han encontrado dos juegos de factores correctores óptimos, en los que la variación sustancial está relacionada con los factores correctores que afectan la respuesta intermedia. Atendiendo a las características de la cuenca, se ha escogido el juego de factores óptimo mostrado en la Tabla 4-8, donde prevalece la respuesta rápida, la respuesta intermedia aporta en menor medida, y existen pérdidas subterráneas considerables. Nótese que no existe una diferencia sustancial entre los juegos de factores correctores óptimos de las dos discretizaciones temporales, indicando a priori que, el cambio de discretización temporal no afecta significativamente los procesos de generación y propagación de la escorrentía.

La evaluación cuantitativa del modelo se ha realizado de acuerdo a los índices de rendimiento sugeridos por Moriasi et al. (2007). Estos índices registrados en la Tabla 4-8, han mostrado que el proceso de calibración ha sido: i) “muy bueno” para todos los índices encontrados en la calibración con datos cincominutales; ii) “muy bueno” para todos los índices encontrados en la calibración con datos diezminutales, excepto para el error en caudal pico que tiene una valoración “satisfactoria”. La evaluación cualitativa pudo realizarse revisando el ajuste del caudal observado-simulado en los hidrogramas (Figura 4-25). Para las dos discretizaciones temporales, la magnitud del caudal

simulado a lo largo del hidrograma es concordante con la del observado. Mientras el caudal máximo simulado con los datos cincominutales es casi exacto en magnitud y tiempo (Figura 4-25a), en el caso de los datos diezminutales el caudal máximo simulado es menor (Figura 4-25b). En los dos casos, las curvas de crecimiento y recesión de los picos del hidrograma se ajustan adecuadamente a los datos observados.

Tabla 4-8. Factores correctores obtenidos durante la calibración automática a escala de evento.

		Intervalo temporal	
		cincominutal	diezminutal
FC1	Almacenamiento estático	2.2922	2.1474
FC2	Evapotranspiración	3.7485	2.1916
FC3	Infiltración	4.2370	4.7646
FC4	Velocidad escorrentía directa	0.0290	0.0267
FC5	Percolación	1.9500	1.7977
FC6	Velocidad interflujo	0.0504	0.1721
FC7	Pérdidas subterráneas	100.0000	100.0000
FC8	Flujo base	0.0000	0.0000
FC9	Velocidad en cauce	1.0000	1.1000
β	Factor de interpolación de lluvia	0.0000	0.0000
RSR (RMSE/Desv. Estándar)		0.43	0.38
Índice de Nash&Sutcliffe (NSE)		0.82	0.85
Error en Qpico (PBIAS %)		0.8	-21.0
Error en Tpico (PBIAS %)		1.7	2.0

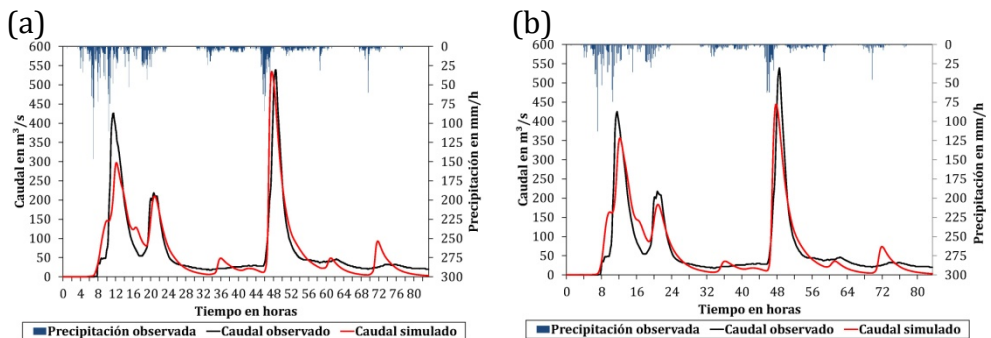


Figura 4-25. Resultados de la calibración en la Rambla del Poyo para: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.

b) *Validación*

Debido a la ausencia de otra estación de aforo en la cuenca, sólo ha sido posible la realización de una validación de tipo temporal, es decir, la evaluación del modelo se ha realizado en la misma estación de aforos para eventos diferenciados al de calibración. Al igual que en la calibración, las CHAS se han estimado a través de una calibración automática. En la Tabla 4-9 se resumen los índices de evaluación requeridos para el análisis cuantitativo de las dos discretizaciones temporales, en la cual se presentan tres de los máximos eventos registrados en la estación de aforos (cf. Tabla 4-2). La evaluación cuantitativa, de acuerdo a los índices de rendimiento sugeridos por Moriasi et al. (2007), ha mostrado que la validación del modelo en términos globales es “satisfactoria” para las dos discretizaciones temporales. La comparación gráfica visual (Figuras 4-26 a 4-28) muestra que, en general, las curvas de crecimiento y recesión de los picos del hidrograma se comportan similarmente a los datos observados. Se observa también que el cambio de escala temporal de 5 a 10 minutos representa una pérdida de capacidad predictiva en los caudales máximos, lo cual puede ser atribuible al efecto de escala.

Tabla 4-9. Resultados del proceso de validación a escala de evento.

Criterios de Evaluación	Eventos máximos registrados		
	Nov-1988	Nov-1989	Ene-1998
$\Delta t = 5$ minutos			
NSE	0.68	0.44	0.55
RSR	0.57	0.75	0.68
Error en Qpico (%)	-28	-13	-18
Error en Tpico (%)	-3	-2	-7
$\Delta t = 10$ minutos			
NSE	0.69	0.54	0.60
RSR	0.56	0.68	0.63
Error en Qpico (%)	-58	-19	-20
Error en Tpico (%)	-3	-2	-6

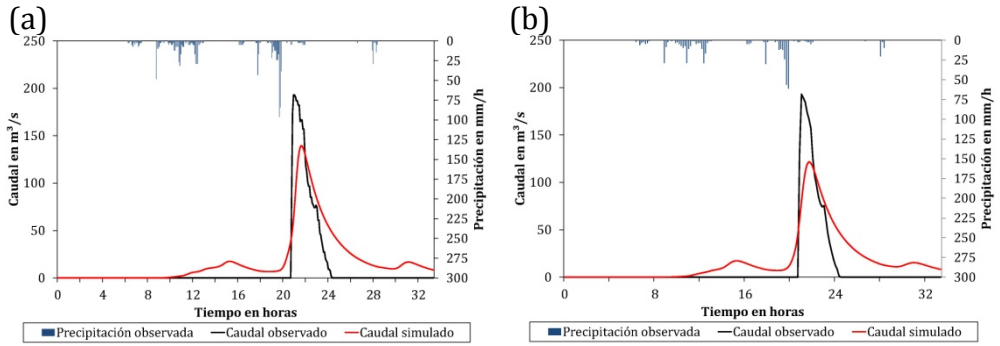


Figura 4-26. Validación temporal con el evento de 1988: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.

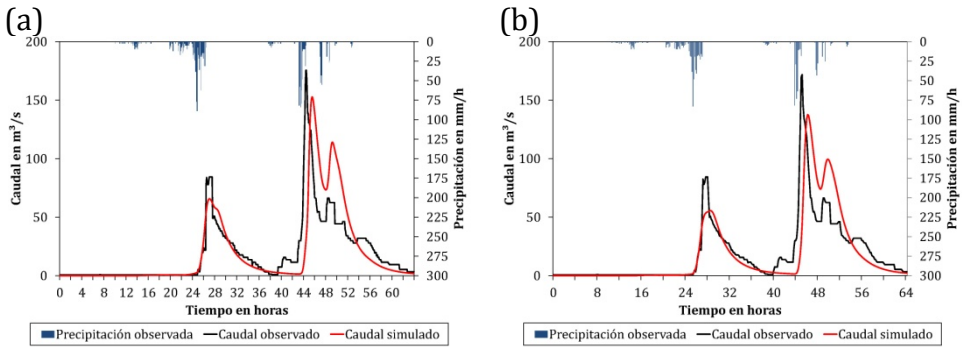


Figura 4-27. Validación temporal con el evento de 1989: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.

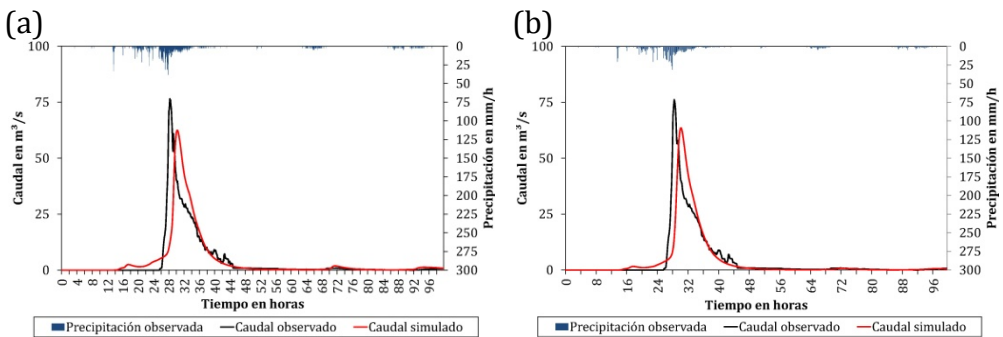


Figura 4-28. Validación temporal con el evento de 1998: (a) $\Delta t = 5$ minutos; (b) $\Delta t = 10$ minutos.

c) *Comprobación de la robustez del modelo*

Sobre los resultados encontrados anteriormente, se ha podido comprobar también la robustez del modelo al simular los eventos de una discretización con los factores correctores de la otra y viceversa. Es otras palabras, se han simulado los eventos cincominutales con factores correctores diezminutales y viceversa. Con este análisis se ha asumido por analogía, la técnica emergente de modelación en situaciones cambiantes: intercambio de espacio por tiempo (cf. Peel y Blöschl, 2011). Con este análisis se ha comprobado si es válido asumir los factores correctores obtenidos con la mejor representación temporal (5 minutos) para simular una condición de una escala menor (10 minutos) pero mejor representación espacial. Mientras la densidad de información real es de 1 pluviógrafo/189km², con las tormentas sintéticas es de 1 pluviógrafo/1km². Los resultados encontrados están contenidos en la Tabla 4-10.

Tabla 4-10. Robustez del modelo a escala de evento.

Criterios de Evaluación	Eventos máximos registrados							
	Nov-88	Nov-89	Ene-98	Oct-00	Nov-88	Nov-89	Ene-98	Oct-00
	Dt = 5 minutos / FC 10 minutos				Dt = 5 minutos / FC 10 minutos			
NSE	0.70	0.45	0.55	0.82	0.68	0.52	0.55	0.85
RSR	0.55	0.74	0.67	0.42	0.57	0.69	0.67	0.39
Error en Qpico (%)	-28	-9	-5	-10	-35	-21	-18	-9
Error en Tpico (%)	-3	-2	-6	2	-4	-2	-2	1

Como se aprecia en la Tabla 4-10, el modelo muestra ser robusto a este cambio de escala. En ambos casos, el resultado global según Moriasi et al. (2007) es satisfactorio. Lo anterior sugiere que es posible utilizar los factores correctores obtenidos a la escala temporal cincominutal, para simular las tormentas sintéticas diseñadas a la escala temporal diezminutal, mejorando con ello la capacidad predictiva del modelo tanto en la forma del hidrograma, como de la magnitud de los caudales máximos, lo cual es de especial relevancia en el análisis de frecuencia.

4.3.3.4. Calibración y validación del modelo a escala diaria

Los datos de precipitación diaria de la red INM-AEMET han permitido realizar simulaciones para el período 1950-2003, de acuerdo con los datos de DIHMA (2006). Sin embargo, sólo se cuenta con datos de la

estación de aforo desde finales de los años 80's, los cuales para los primeros años tienen, en varios tramos, errores e inconsistencias. Se ha utilizado entonces el tramo de la serie que tiene mayor continuidad (1997-2003), escogiendo el tramo de la serie que cubre el máximo evento (octubre de 2000) para validación. Lo anterior permite contrastar el rendimiento del modelo para diferentes condiciones a las evaluadas a escala de evento, mostrando con ello su robustez. En ese sentido, se utilizaron los datos del período diciembre/2000-junio/2003 para la calibración automática, mientras el resto de la serie (donde está el máximo evento de octubre de 2000) se utilizó para validación. Para el establecimiento de las CHAS, se ha determinado en las dos fases, un período de tres meses de calentamiento previo a las simulaciones, el cual coincide, en su inicio, con el del inicio del año hidrológico.

a) Calibración

Los procedimientos realizados en esta fase son similares a los descritos para la calibración a escala de evento. Debido al efecto de escala temporal en los procesos, el factor corrector relacionado con la evapotranspiración (FC2) mostro ser más sensible, lo cual es lógico para una simulación continua, en términos del balance hídrico. Igualmente, los valores de las pérdidas y de la velocidad del interflujo, se han incrementado debido a este efecto. Los resultados del juego de factores correctores óptimo, y los índices para la evaluación, se han resumido en la Tabla 4-11.

Tabla 4-11. Factores correctores de la calibración automática a escala diaria .

Factor corrector	Valor
FC1 Almacenamiento estático	1.3135
FC2 Evapotranspiración	1.4102
FC3 Infiltración	1.1737
FC4 Velocidad escorrentía directa	0.9313
FC5 Percolación	7.4490
FC6 Velocidad interflujo	992.8807
FC7 Pérdidas subterráneas	778.6187
FC8 Flujo base	0.0000
FC9 Velocidad en cauce	0.8344
β Factor de interpolación de lluvia	0.0000
RSR (RMSE/Desv. Estándar)	0.14
Índice de Nash&Sutcliffe (NSE)	0.85
Error en Qp (PBIAS %)	-0.33
Error en Tp (PBIAS %)	0.00
Error en Volumen (PBIAS %)	4.50

De acuerdo con los índices mostrados en la Tabla 4-11, los resultados de este proceso son, según Moriasi et al. (2007), “muy buenos”.

b) Validación

La validación se realizó para el período diciembre/1997-diciembre-2000, donde las CHAS se han obtenido de la simulación previa (calentamiento) en el período septiembre-diciembre de 1997. El resultado de este proceso se resume con los índices de evaluación presentados en la Tabla 4-12. En términos globales, el resultado de la evaluación cuantitativa es “satisfactorio” (Moriasi et al., 2007).

A manera de comprobación, se ha simulado la serie completa (diciembre/1997 – junio/2003). Los resultados de la simulación se presentan en la Tabla 4-13, donde se aprecia que los resultados en términos globales son “buenos” (Moriasi et al., 2007). Especial atención se ha puesto al error en volumen, ya que es la característica de la respuesta que más interesa modelar adecuadamente para el objetivo que se persigue con la modelación continua en esta metodología. El resultado para este indicador (PBIAS%) es “bueno” (Moriasi et al., 2007).

Tabla 4-12. Resultados del proceso de validación a escala diaria.

Indicador	Valor
RSR (RMSE/Desv. Estándar)	0.75
Índice de Nash&Sutcliffe (NSE)	0.64
Error en Qp (PBIAS %)	27
Error en Tp (PBIAS %)	0
Error en Volumen (PBIAS %)	19

Tabla 4-13. Resultados de la simulación de la serie con registros de caudales a escala diaria.

Indicador	Valor
RSR (RMSE/Desv. Estándar)	0.57
Índice de Nash&Sutcliffe (NSE)	0.66
Error en Qp (PBIAS %)	19
Error en Tp (PBIAS %)	0
Error en Volumen (PBIAS %)	13

4.3.4. Estimación de la probabilidad de las CHAS

A partir de los resultados de la evaluación del modelo a escala diaria, se ha procedido a la simulación de la serie de registros de precipitación y temperatura convertida a ET_0 utilizando el método de Hargreaves y Samani (1985). Debido a que no existen datos de caudales, previos a los utilizados en la evaluación del modelo para esta escala, además de la dificultad de estimar en qué momento han ocurrido exactamente cambios cualitativos en las coberturas del suelo, se asume que las características físicas de la cuenca son similares a las utilizadas en la calibración, siendo por tanto los mapas de parámetros invariables en el tiempo. El resultado de la simulación se muestra en la Figura 4-29.

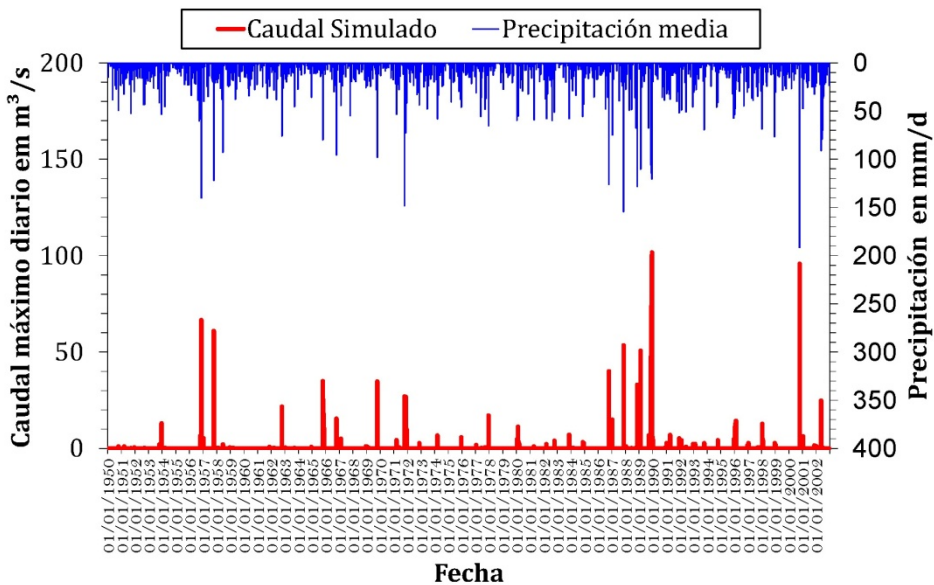


Figura 4-29. Resultados de la simulación continua para el período 1950-2003 (Datos extraídos desde DIHMA, 2006).

De la serie simulada, se han separado los eventos con caudales mayores a $5\text{m}^3/\text{s}$, que es la magnitud umbral aproximada que se ha observado en la serie de caudales máximos anuales registrados (cf. Tabla 4-2 donde el valor mínimo es de $7.2\text{m}^3/\text{s}$). Posteriormente, se ha aplicado una prueba “t de student” para comprobar la existencia de una correlación estadísticamente significativa entre la Precipitación acumulada (P_{ac}) media areal de las tormentas que generaron eventos por encima de este umbral y las CHAS (obtenidas de la variable de estado H1 –contenido de

humedad del suelo- representada por la cantidad de agua almacenada en el tanque de almacenamiento estático del modelo TETIS). Teniendo en cuenta el comportamiento de las tormentas máximas observadas a lo largo de las estaciones del año, la prueba se ha realizado: i) para todos los eventos sin distinción; ii) haciendo distinción entre los eventos otoñales y los ocurridos en las otras estaciones. Los resultados de este análisis se presentan en la Tabla 4-14, donde se ha establecido como hipótesis nula (H_0) que la precipitación es una variable aleatoria independiente de las CHAS, comprobándose ésta para el nivel mínimo de confiabilidad estándar en estas pruebas (95%). Como se observa en la Tabla 4-14, si se asume la muestra completa sin distinción estacional, la independencia entre las dos variables (H_0) es rechazada, sin embargo, si se hace la distinción en la serie, se acepta la independencia entre la precipitación y las CHAS para el nivel de significancia establecido.

Tabla 4-14. Prueba de independencia ente la P_{ac} media areal y las CHAS para los eventos simulados con caudales mayores a $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (DIHMA, 2006).

Eventos de la serie temporal	r^2	r	n	t	t crit ($\alpha = 0.05$)
i) sin distinción estacional	0.226	0.475	33	3.01	1.698
ii.a) ocurridos en Otoño	0.053	0.231	17	0.92	1.74
ii.b) ocurridos fuera del Otoño	0.063	0.251	16	0.97	1.75

La Figura 4-30 muestra las dos variables aleatorias, P_{ac} media areal vs. CHAS, en la cual se aprecia que para los eventos ocurridos fuera del Otoño se requieren unas CHAS mayores al 40% para generar caudales por encima del umbral asumido como el máximo diario anual. Por el contrario, en la estación otoñal, en donde existe mayor probabilidad de ocurrencia de eventos extremos, existe una alta dispersión de las CHAS con relación a las magnitudes de P_{ac} media areal. De acuerdo con los anteriores resultados, se han determinado dos estados promedio de CHAS (seco-húmedo), con su respectiva asignación de probabilidad como se resume a continuación:

- Estado seco: CHAS iguales al 10% del contenido de humedad del suelo -H1- con una probabilidad de presentación de 0.4.
- Estado húmedo: CHAS iguales al 70% del contenido de humedad del suelo -H1- con una probabilidad de presentación de 0.6.

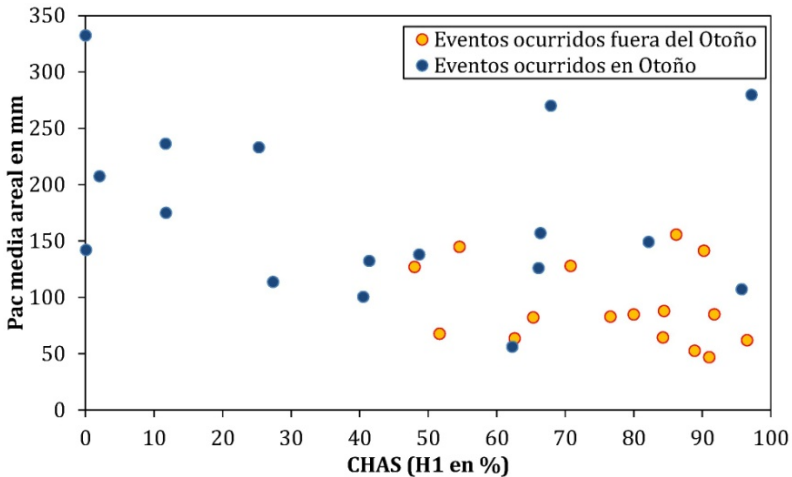


Figura 4-30. P_{ac} media areal vs. CHAS para los eventos simulados con caudales mayores a $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Datos extraídos desde DIHMA, 2006).

4.3.5. Generación de avenidas sintéticas

El modelo hidrológico distribuido TETIS ofrece la posibilidad de simular, de manera automática, múltiples eventos con sus respectivas CHAS. Sobre esta base, es posible generar un juego amplio de avenidas sintéticas teniendo en cuenta, tanto la variabilidad espacial de las características físicas de la cuenca, como también, la variabilidad espacio-temporal de los eventos a partir de la descripción de la estructura interna de las tormentas sintéticas. En resumen, se tienen los siguientes factores que afectan las avenidas, los cuales son las entradas al modelo hidrológico: i) un juego de 100 tormentas sintéticas para un variado rango de magnitudes, intensidades y duraciones; ii) dos CHAS representativas para toda la cuenca. La combinación de estos factores totaliza un juego de doscientas tormentas que han servido para el análisis multivariado de frecuencia.

4.3.6. Estimación de la probabilidad de las avenidas

La metodología de análisis de frecuencia, para los caudales máximos obtenidos en la fase anterior, consiste en la estimación del período de retorno de la avenida teniendo en cuenta las distribuciones de probabilidad de las tormentas sintéticas (Madriñán y Francés, 2004) y de las CHAS (DIHMA, 2006). El desarrollo de este análisis trivariado se resume a continuación. En primer lugar, se asume la existencia de dos variables aleatorias correlacionadas, por un lado está la tormenta

expresada como la P_d eq. *Puntual* que se ha denominado R , y por otro, el caudal máximo de la avenida denominado X . El objetivo es la determinación de la función de distribución marginal de X , a partir de una muestra de valores x condicionados a unas tormentas r no aleatorias, de las que se conoce su distribución marginal. La probabilidad condicional o probabilidad de que ocurra un evento x , dado que ya ha ocurrido el evento r , puede expresarse en términos de funciones de densidad de probabilidad, como se muestra en la Ecuación 4-7. A su vez, la función de distribución de una variable aleatoria continua evaluada hasta un valor umbral a dado, teniendo en cuenta que ésta es una variable condicionada, puede expresarse como la Ecuación 4-8. Esta última expresión, dada como su función bivariada, y evaluada dentro de un intervalo con límite superior b , puede expresarse como la Ecuación 4-9.

$$f_{X|r}(x|r) = \frac{f_{R,X}(r,x)}{f_R(r)} \quad 4-7$$

$$F_{X|r}(a|r) = \int_{-\infty}^a f_{X|r}(x|r) dx \quad 4-8$$

$$F_{X,R}(a,b) = \int_{-\infty}^a \int_{-\infty}^b f_{X,R}(x,r) dx.dr \quad 4-9$$

Despejando de la Ecuación 4-7 el término $f_{R,X}(r,x)$ y reemplazando en la Ecuación 4-9, se obtiene la Ecuación 4-10. Reemplazando después la Ecuación 4-8 en la Ecuación 4-10, se obtiene la Ecuación 4-11.

$$F_{X,R}(a,b) = \int_{-\infty}^a \int_{-\infty}^b f_{X|r}(x|r) \cdot f_R(r) dx.dr \quad 4-10$$

$$F_{X,R}(a,b) = \int_{-\infty}^{\infty} F_{X|r}(a|r) \cdot f_R(r) .dr \quad 4-11$$

Teniendo en cuenta que el objetivo es encontrar la función de distribución de la variable condicionada X , la cual puede ser expresada como la Ecuación 4-12, la Ecuación 4-11 puede expresarse entonces

como la 4-13. Esta última, puede reescribirse para ser evaluada por intervalos (R_i, R_{i+1}) , tal como la Ecuación 4-14.

$$F_X(a) = F_{X,R}(a, \infty) \quad 4-12$$

$$F_X(a) = \int_{-\infty}^{\infty} F_{X|r}(a|r) \cdot f_R(r) \cdot dr \quad 4-13$$

$$F_X(a) = \sum_{i=0}^{\infty} \int_{R_i}^{R_{i+1}} F_{X|r}(a|r) \cdot f_R(r) \cdot dr \quad 4-14$$

De acuerdo con el Teorema del valor medio de Lagrange, se puede realizar la aproximación de la anterior integral, como se muestra en la Ecuación 4-15.

$$F_X(a) = \sum_{i=0}^{\infty} F_{X|r}(a|r^*) [F(R_{i+1}) - F(R_i)] \quad 4-15$$

donde,

r^* es un punto intermedio del intervalo de integración.

El valor de la función de distribución condicionada, puede a su vez aproximarse por una “plotting position” simple, de tal forma que queda expresada como la Ecuación 4-16.

$$F_X(a) \approx \sum_{i=0}^{\infty} \frac{n_i(a)}{N_i} [F(R_{i+1}) - F(R_i)] \quad 4-16$$

donde,

$n_i(a)$ es el número de observaciones menores o iguales que a , dentro del intervalo i cubriendo el rango $[R_i, R_{i+1}]$ y,

N_i es el número total de observaciones dentro del intervalo i .

Teniendo la Ecuación 4-16, se ha introducido una variable más al análisis, es decir, se ha incluido la función de distribución marginal de las CHAS. Teniendo en cuenta el teorema de Bayes, la Ecuación 4-16 queda condicionada por la distribución de las CHAS, como se expresa en la Ecuación 4-17, donde el subíndice j corresponde a las clases de las CHAS.

$$F_X(a) \approx \sum_{j=1}^n \omega_j \sum_{i=0}^{\infty} \frac{n_{ij}(a)}{N_{ij}} [F(R_{i+1}) - F(R_i)] \quad 4-17$$

El resultado de la estimación de la función de distribución marginal empírica, construida con el método trivariado propuesto (Ecuación 4-17), referido al punto de la estación de aforos, es como se muestra en la Figura 4-31. Dicha distribución puede ser comparada con la distribución “empírica” obtenida con los datos observados en la estación de aforos “Rambla del Poyo” del SAIH-CHJ desde 1988 (ver Tabla 4-2). Como se aprecia en la Figura 4-31, la función de distribución empírica es sensible al método escogido, los cuales han sido representados con círculos y para una gama de rojos (ver discusión y referencias respectivas en Millard et al., 2000). La distribución derivada, con el método trivariado propuesto, ha sido representada con marcadores azules. En la leyenda, se ha resaltado el método comúnmente usado (cf. Francés y Botero, 2007) para la obtención de la probabilidad empírica, es decir Cunnane (1978), al igual que el método propuesto en esta tesis, denominado “trivariado”. En la Figura 4-31, es apreciable que la curva de frecuencia estimada asciende de manera parecida a la observada, rodeándola en el extremo observado. En la Figura 4-32, se ha comparado la curva de frecuencia obtenida en esta tesis, con la proveniente de otros estudios: CEDEX (2011), Ortiz (2005) y DIHMA (1996), para el punto de control de la Rambla del Poyo en la Autovía V-31 o Pista de Silla. El estudio del CEDEX (2011) utiliza la función “Valores extremos de dos componentes” con un procedimiento de ajuste por mínimos cuadrados. El estudio de Ortiz (2005) utiliza el método denominado como “estándar”, es decir, se basa en tormentas e hidrogramas de diseño. El estudio del DIHMA (1996) está basado en el conocido método de Témez (1978) o método racional modificado. Nótese que los órdenes de magnitud con los diferentes métodos son similares en los cuantiles de alta probabilidad de presentación, sin embargo para cuantiles con baja probabilidad de presentación, las diferencias son más notables, principalmente los resultados dados por el CEDEX (2011), lo cual es explicable por la escala a la cual fue realizado dicho trabajo (regional), donde no se ha tenido en cuenta los registros de la estación de aforos de la cuenca de estudio, sino un proceso de interpolación.

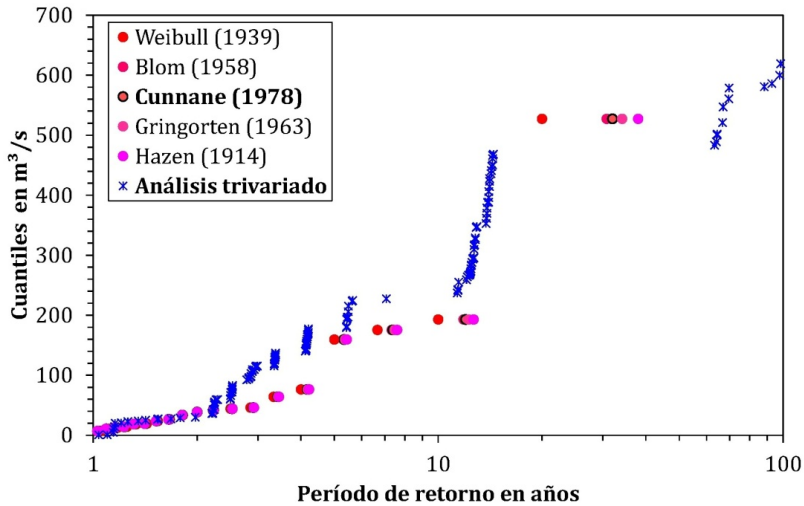


Figura 4-31. Período de retorno del caudal máximo anual en la estación de aforos de la Rambla del Poyo (observado vs. estimado).

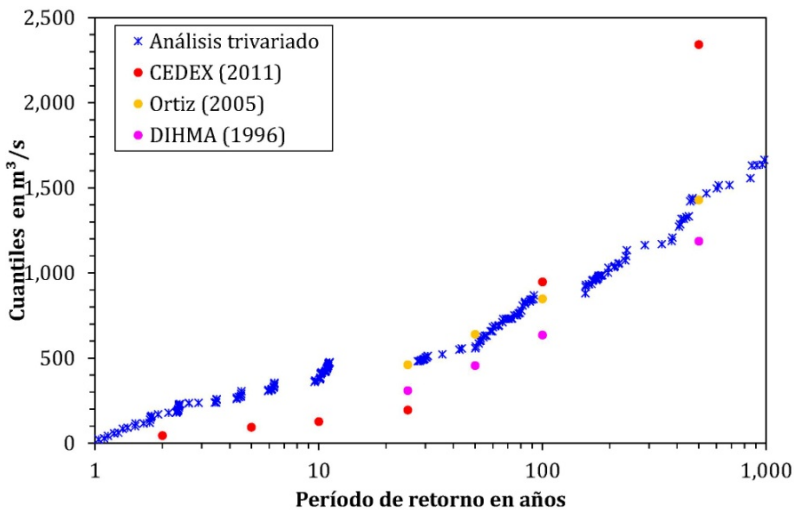


Figura 4-32. Período de retorno del caudal máximo anual en la Rambla del Poyo-Autovía V-31.

4.3.7. Análisis hidrodinámico

Para la realización de esta tarea se ha contado con los trabajos solicitados a un grupo externo (HIDROGAIA, 2008) para el proyecto “Room for the River” de la red ERANET-CRUE (Francés et al., 2008; Salazar et al., 2009). Dichos trabajos se han realizado con el modelo matemático SOBEK-Rural (WL|Delft Hydraulics, 2004) el cual permite

analizar el comportamiento del flujo no-estacionario, en 1 y 2 dimensiones, resolviendo las ecuaciones de Saint Venant.

4.3.7.1. Caracterización de la zona de estudio

La zona inundable de la Rambla del Poyo es una superficie de 188km², la cual se corresponde con la parte media del cauce, hasta su desembocadura en L'Albufera, afectando áreas de 23 municipios. Para la representación de la superficie de estudio, se ha partido de información cartográfica procedente de dos vuelos fotogramétricos (realizados en septiembre de 2003) restituidos vectorialmente a escala 1:2,000. Debido a que se encontraron zonas donde la cartografía original no las cubría, se ha integrado esta fuente cartográfica con la procedente del MDT de 5m del Instituto Geográfico Nacional. A partir de este modelo, se han introducido las elevaciones sobre el terreno como edificaciones (Figura 4-33), además de obtener las secciones transversales del cauce (Figura 4-35). Con el fin de encontrar el valor óptimo de representación del terreno en la modelación hidrodinámica, se han analizado tres resoluciones distintas del MDT (5m, 10m y 30m) los cuales se han tratado, o no, para tener en cuenta las elevaciones sobre el terreno y la continuidad del flujo sobre las áreas de análisis, en función del uso del suelo. De dicho análisis se ha concluido que: i) en áreas clasificadas en la categoría de "tejido urbano continuo" es fundamental el tratamiento del MDT, sobre todo para resoluciones bajas; ii) en áreas industriales y comerciales, así como en tejido urbano discontinuo, las diferencias entre MDT, tratado y no tratado, son menos apreciables; iii) en áreas rurales, el procesamiento del MDT es irrelevante, excepto en los puntos del terreno donde existen infraestructuras lineales que provocan obstrucciones (mayores detalles pueden verse en el capítulo 6).

A partir del anterior análisis, se ha definido la topología del modelo, es decir, el acoplamiento de los elementos del modelo, para el análisis unidimensional y bidimensional, a través del MDT. Se han definido diferentes resoluciones del MDT en función del uso del suelo, lo cual permite, disminuir el tiempo computacional de cálculo, sin perder la adecuada representación del terreno y sus características hidráulicas²².

²² Para la constatación de los elementos del MDT (geometrías, obstáculos, rugosidades) se han realizado visitas de campo.

Por un lado, se ha diseñado un modelo bidimensional (2D) el cual está compuesto por dos resoluciones espaciales (Figura 4-34a): i) una malla de celdas, de 30m de lado, para las áreas donde se ha identificado que no es necesario un MDT detallado (ej. zonas con usos de suelo distintas a “tejido urbano continuo”); ii) tres zonas en las cuales se identificó la necesidad de un MDT detallado, con un valor óptimo de tamaño de celda de 10m de lado. Por otro lado, en los cauces principales, el flujo es predominantemente unidimensional, con lo cual se ha definido simular la hidrodinámica de la Rambla del Poyo y los Barrancos Gallego, Horteta y La Saleta, mediante una modelación matemática unidimensional (Figura 4-34b), excepto el cauce del río Turia, debido a la dimensión promedio de su ancho (aproximadamente 160m). Estas consideraciones sobre la física de los procesos dominantes es clave en la elección de los elementos del modelo hidrodinámico, para no adicionar mayores tiempos computacionales, o inclusive, mayores fuentes de incertidumbre. A partir del MDT detallado, se obtuvo la caracterización morfológica de la Rambla del Poyo y sus barrancos afluentes, a través de unas 400 secciones extraídas (ver ejemplos en Figura 4-35).

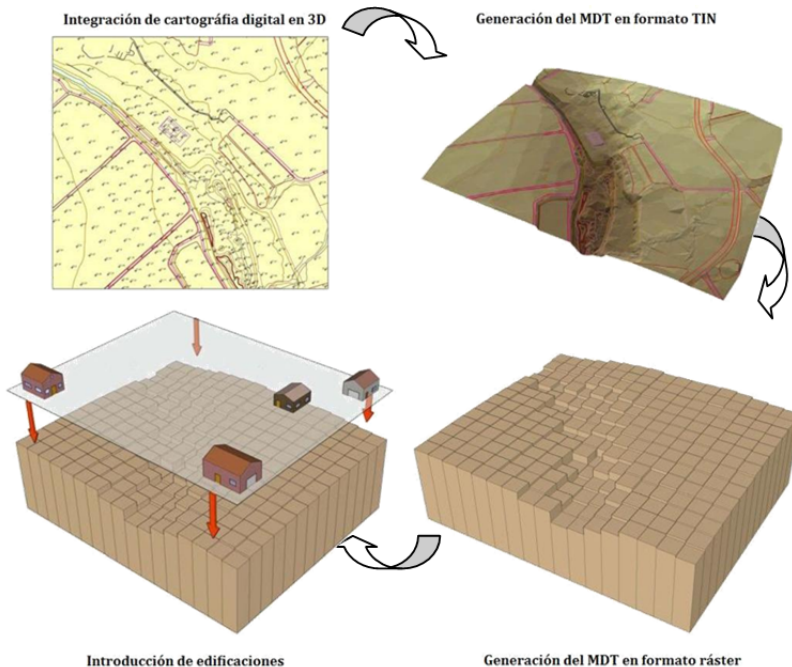


Figura 4-33. Procedimiento de generación del MDT (HIDROGAIA, 2008).

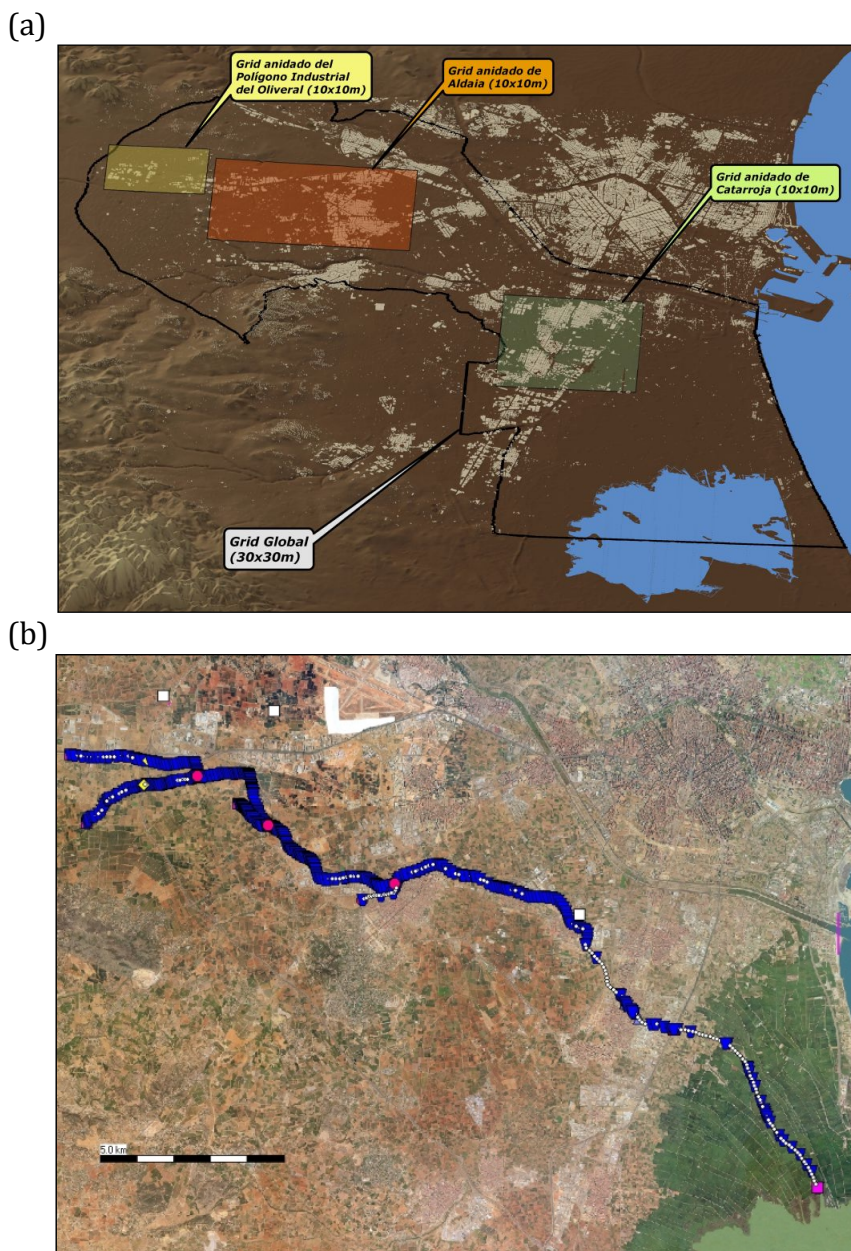


Figura 4-34. Elementos del modelo hidrodinámico para el análisis: (a) bidimensional; (b) unidimensional; (HIDROGAIA, 2008).

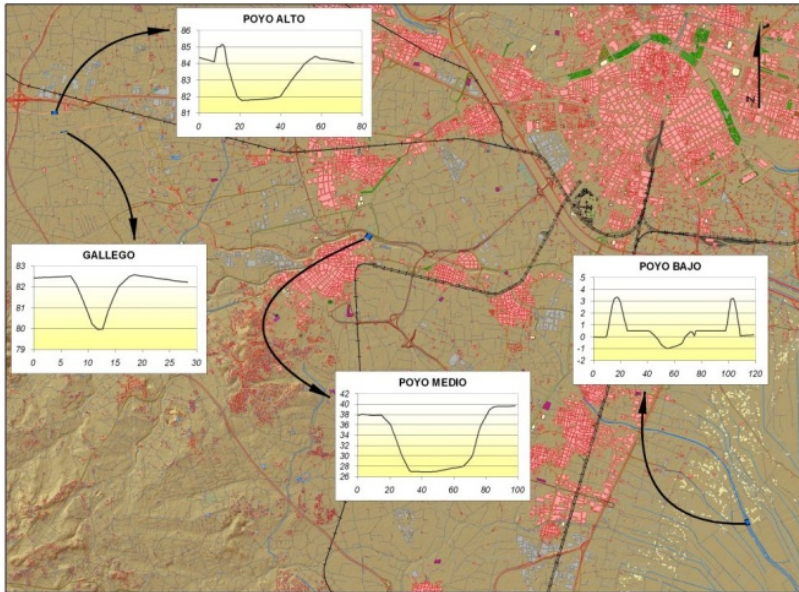


Figura 4-35. Secciones transversales extraídas del MDT (HIDROGAIA, 2008).

Para la estimación de la rugosidad, se ha utilizado la clasificación de valores, mínimos, normales y máximos, del coeficiente de Manning (n) presentados en Chow (1994). A partir de dicha clasificación, se han obtenido los parámetros de rugosidad (n) en función de las características observadas in situ, y con ortofotos de acuerdo con las siguientes consideraciones: i) en el modelo bidimensional, el reparto espacial de la rugosidad se ha realizado en función de los usos del suelo establecidos en el nivel 5 del CLC2000 (Figura 4-36); ii) el cauce natural de la Rambla del Poyo se ha asimilado a cursos de agua con un ancho superior del nivel de inundación mayor que 30m, con una sección de características intermedias ($n = 0.032 - 0.035$), mientras, los tramos encauzados, se han asimilado con un n de Manning comprendido entre 0.028 - 0.018.

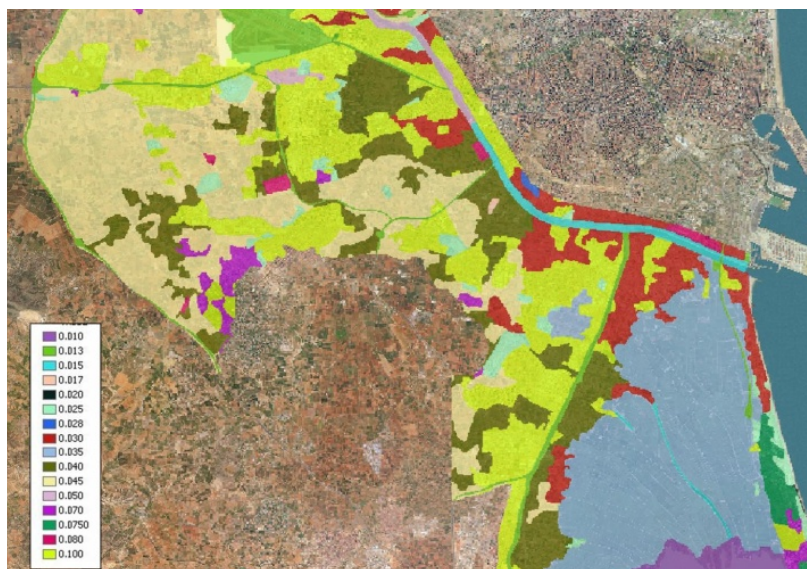


Figura 4-36. Distribución espacial de los coeficientes de Manning asociados al nivel 5 del CLC2000 (HIDROGAIA, 2008).

4.3.7.2. Generación de los calados máximos

Para las simulaciones hidrodinámicas, se han definido varias condiciones de contorno. En primer lugar, gracias a que el modelo hidrológico es distribuido, se han podido obtener los hidrogramas de las las avenidas sintéticas para diferentes puntos de interés, como se explica a continuación: i) en el modelo bidimensional, sólo existe un punto de interés en la zona inundable del Barranco del Pozalet en la Autovía A-7; para ello, se ha introducido el hidrograma del barranco del Pozalet en el grid detallado del Polígono industrial l'Oliveral; ii) en el modelo unidimensional, se han introducido los hidrogramas correspondientes a la Rambla del Poyo en Autovía A-7, Barranco Gallego en Autovía A-7 y la descarga del Barranco L'Horteta en la Rambla del Poyo. Debido a los costos computacionales, se seleccionaron 20 eventos con los siguientes criterios: i) representatividad de magnitud (máximos estimados en la Autovía V-31, también conocida como Pista de Silla, justo antes de la desembocadura de la Rambla del Poyo en L'Albufera); ii) rango de períodos de retorno de los 2 a los 1,000 años; iii) representatividad en la variabilidad espacial de los eventos. Las características de estos eventos se resumen en la Figura 4-37 y la Tabla 4-15. Respecto de las condiciones aguas abajo del modelo, en L'Albufera y desembocadura del Turia, se ha impuesto una

condición de nivel del mar igual a 0.5m y una conexión uni-dimENSIONAL que permite la salida del flujo hacia L'Albufera. Igualmente, no se considera lluvia propia, no existe caudal en el río Turia, y se excluye la existencia de red de saneamiento local.

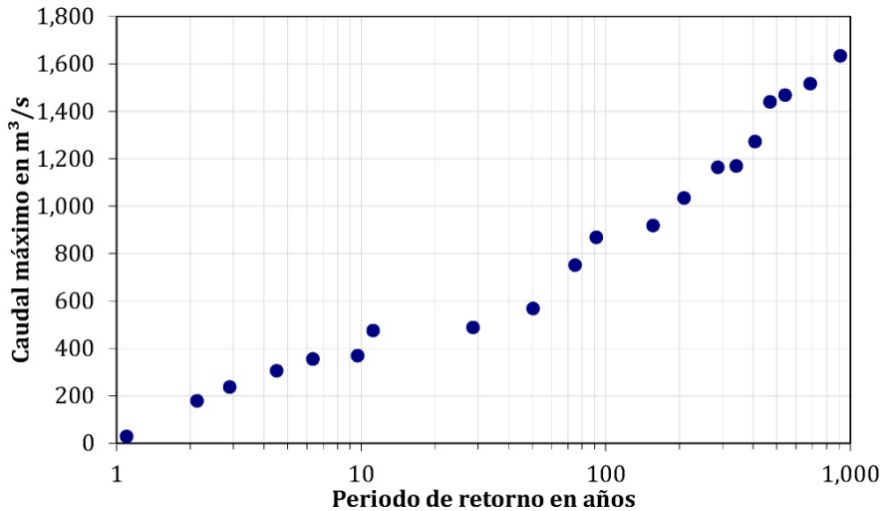


Figura 4-37. Eventos seleccionados para la modelación hidrodinámica.

Como se aprecia en la Tabla 4-15, la última línea tiene el evento ocurrido en octubre de 2000, el cual ha sido utilizado para evaluar la validez de las hipótesis asumidas en la modelación. Para ello, se tiene una cobertura aproximada de lo que pudo ser la extensión de la superficie inundada, la cual es proveniente de estudios anteriores (TYPESA, 2003). Dicha comparación se resume en la Figura 4-38, lo cual permite comprobar (de manera cualitativa) que la mayor parte del área inundada de la cobertura denominada “Extensión de referencia” ha sido representada aproximadamente con el modelo hidrodinámico utilizado en esta tesis. Se asume con esta comprobación, que el modelo es válido para tener en cuenta los calados máximos obtenidos de la simulación, y con ello, ser soporte en la generación de los mapas de peligrosidad. La Figura 4-38 es un ejemplo de mapa de evento histórico, el cual ha sido representado siguiendo las mismas consideraciones de los mapas de peligrosidad, como se explica a continuación. El mapa base de usos del suelo es el planeamiento urbanístico del año 1998, para la leyenda de calificación global proveniente de la antigua COPUT (COPUT, 1999), el cual estaba vigente en el momento de ocurrir el evento de inundación.

Tabla 4-15. Eventos seleccionados para la simulación hidrodinámica.

Nº evto Raingen	Est. Hum. Inicial	Ppt acumulada (mm)	Tr (años) Tormenta	Tr (años) Avenida	Caudal Máximo en V-31(m ³ /s)
135	70	51.6	1.3	1	28.9
22	70	103.2	4.3	2	179
183	10	117.8	6.4	3	237.2
195	10	184.8	32.4	5	305.7
186	70	224.3	76.8	6	355.5
168	70	203.9	49.6	10	369.5
172	10	243.9	115	11	475.5
100	10	192.6	38.7	29	488.5
203	10	280	233.5	50	568.5
175	70	224.9	77.8	75	751.5
192	10	331.3	596.9	91	868.7
63	10	372	1200.2	156	918.6
67	70	262.5	166.5	209	1034.7
151	70	191.9	38.1	287	1164.1
40	70	215.2	63.4	342	1169.6
99	70	321.2	498.6	408	1272.8
155	10	383.5	1450.6	469	1440.1
196	70	249.7	129.1	541	1468.6
124	70	285.3	257.9	685	1516.8
32	70	359.1	964.7	910	1634.5
Oct-2000*					749.51

* Inundación ocurrida a finales del mes de octubre de 2000 (ver TYP SA, 2003).

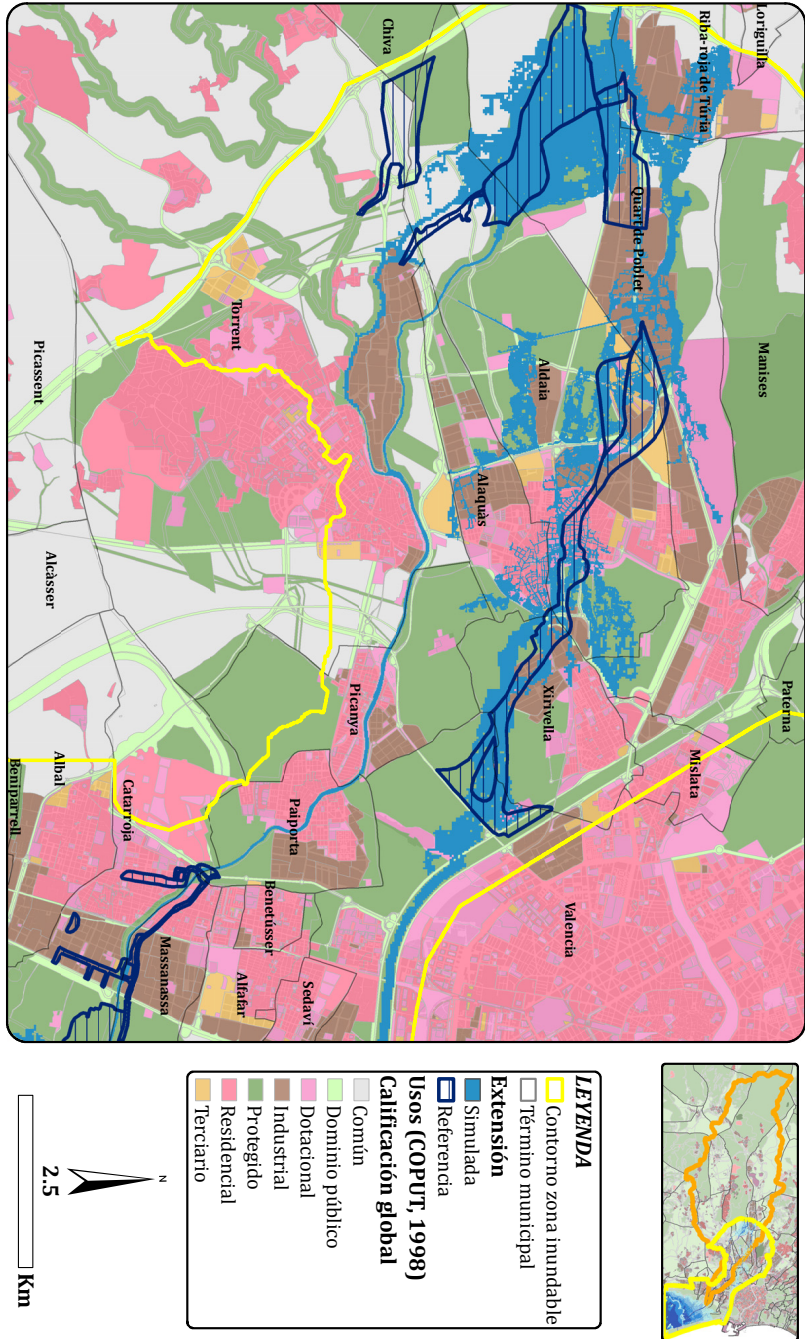


Figura 4-38. Extensión simulada del evento de inundación de octubre de 2000.

4.3.8. Mapas de peligrosidad

Los mapas de peligrosidad son la representación gráfica de la función de distribución de la probabilidad de no-excedencia de la magnitud de la inundación. En esta investigación, la magnitud está expresada en términos de la máxima profundidad alcanzada por el agua, en cada celda del área de inundación. Como se ha mencionado en el segundo capítulo, la característica fundamental de la inundación asociada con los daños potenciales, es la profundidad alcanzada por el agua, ya que ésta sintetiza, de la manera más amplia, la peligrosidad, teniendo en cuenta indirectamente variables como la velocidad. Como recuerda Marco (2006), son raros los casos de altas velocidades con bajos calados. Igualmente, esta variable permite cuantificar directamente los daños producidos por la inundación mediante métodos que se soportan en curvas calado-daño, por ejemplo.

Como se aprecia en la Figura 4-37, los 20 eventos seleccionados cuidadosamente para la modelación hidrodinámica, cubren el rango de interés del espectro probabilístico para el análisis del riesgo, es decir, períodos de retorno entre 2 y 1,000 años. Para la generación de los mapas de calados con períodos de retorno de interés, se ha programado una herramienta computacional para el cálculo de una regresión automática que involucra la variable independiente (profundidad máxima del agua “h”) con la variable dependiente (período de retorno “Tr”). De acuerdo con la experiencia del trabajo realizado en el mismo caso de estudio (DIHMA, 2006), la relación entre las dos variables [$Tr = f(h)$] se ajusta mejor a una función de tipo logarítmico. Con este procedimiento automatizado en código de IDL (Múnera, 2006), -el cual se puede ejecutar en una maquina virtual de uso libre²³-, se han generado los mapas de peligrosidad para los períodos de retorno de interés en la estimación cuantitativa del riesgo (5, 10, 25, 50, 100, 300 y 500 años). Un ejemplo de estos mapas, son los que se presentan en la Figura 4-39 y Figura 4-40, los cuales brindan información sobre la profundidad máxima alcanzada para los eventos con período de retorno de 100 y 500 años, respectivamente. Estos mapas, brindan a su vez información sobre la extensión que se alcanza para estas condiciones sintéticas, además de las categorías de usos del suelo expuestas, de acuerdo al planeamiento municipal actualizado (calificación global o

²³ <http://www.exelisvis.com/ProductsServices/IDL/IDLModules/IDLVirtualMachine.aspx>

leyenda cero de CITMA, 2012). Los contenidos de los mapas, mostrados en la Figura 4-39 y Figura 4-40, han seguido las recomendaciones señaladas en el capítulo dos, principalmente las sugeridas por la guía de buenas prácticas de EXCIMAP (2007) y los resultados del proyecto “Risk Map” de la ERANET-CRUE presentados por Meyer et al. (2012).

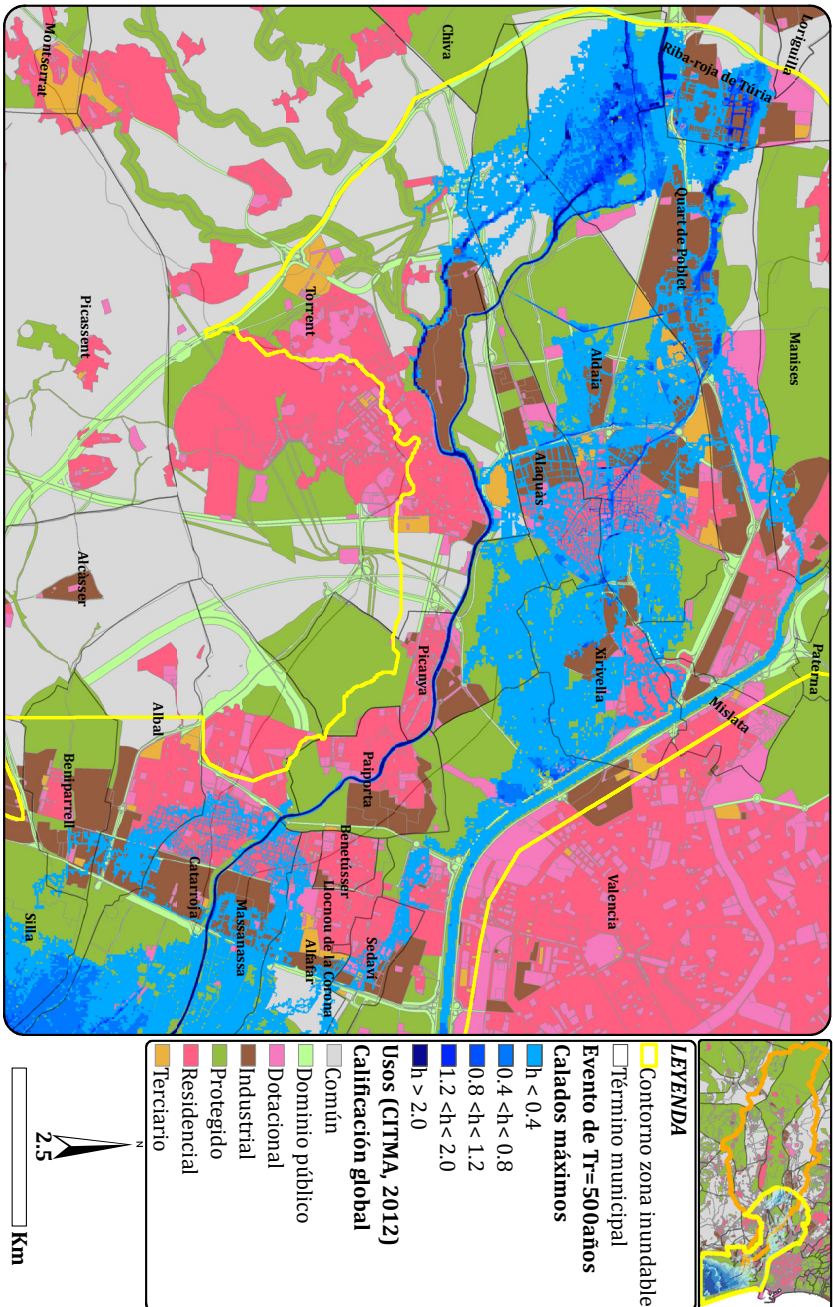


Figura 4-40. Mapa de peligrosidad para baja probabilidad de inundación (500 años de período de retorno) en la zona de inundación de la Rambla del Poyo.

4.4. Determinación de la vulnerabilidad económica

Como ya se ha mencionado anteriormente, la estimación de las consecuencias negativas de las inundaciones, en el caso de estudio de esta tesis, está delimitada a la vulnerabilidad económica. Dentro de esta dimensión de la vulnerabilidad, sólo se ha tenido en cuenta la estimación de los daños económicos directos. Para lograr este objetivo, se ha contado con los trabajos solicitados a un grupo externo, (EIXIMENIS, 2008) para el proyecto “Room for the River” de la red ERANET-CRUE (Francés et al., 2008; Salazar et al., 2009), en lo respectivo a la estimación de daños en usos del suelo residencial, industrial, terciario y viario público. Adicionalmente, los daños obtenidos para usos del suelo agrícola, se han obtenido del trabajo de Camarasa et al. (2011), quienes analizaron el mismo caso de estudio.

De acuerdo con EIXIMENIS (2008), la descripción de la zona de inundación, delimitada para este estudio, está basada en la forma urbana, el uso del suelo, y las tipologías edificatorias, de acuerdo a las clasificaciones de la Ley Urbanística Valenciana (Ley 16/2005, de 30 de diciembre) y el Reglamento de Ordenación y Gestión Territorial y Urbanística (Decreto 67/2006, de 19 de mayo). De acuerdo con lo anterior, el ámbito de estudio puede ser definido, a grandes rasgos, como la intersección entre la zona inundable definida en la cartografía del PATRICOVA (COPUT, 2002) y las zonas urbanizadas de los municipios de Aldaia, Alaquàs, Alfafar, Catarroja, Massanassa, Mislata, Paiporta, Picanya, Quart de Poblet, Ribarroja del Turia, Silla, Torrent, Valencia y Xirivella. El uso del suelo dominante es el residencial, con comercios y servicios en las plantas bajas, sobre todo en las zonas próximas a las plazas. La forma urbana dominante es la manzana cerrada tradicional.

El método asumido, para esta fase, se basa en la construcción de las conocidas curvas calado-daño mediante la recogida de datos en campo, es decir, se han establecido un conjunto de curvas sintéticas para diferentes tipos de bienes. De acuerdo con EIXIMENIS (2008), los fundamentos del método utilizado se resumen como sigue: i) utilización del calado como única característica de la inundación; ii) el análisis de detalle se ha realizado en la tipología de uso de suelo residencial (sin

embargo, se ha introducido un cálculo, aproximado, a usos del suelo industrial, terciario y viario público); iii) se ha incluido en el análisis de detalle, los daños a los bienes muebles o contenidos en las viviendas; iv) se ha realizado un levantamiento de datos en el terreno con una posterior evaluación de los daños potenciales (evaluación “ex-ante”); v) los daños se han analizado a escala de parcela o de grupo de parcelas de similares características; iv) la herramienta para el tratamiento de los datos ha sido un sistema de información geográfica.

4.4.1. Daños en suelo de uso residencial

4.4.1.1. Definición de tipologías de parcelas

En primer lugar, se han recopilado todas las variables que puedan influir, significativamente, en los daños potenciales para el uso residencial. Para los daños estructurales, estas variables pueden ser: i) los materiales y los sistemas constructivos del edificio; ii) la altura de las instalaciones (eléctricas, telecomunicaciones, etc.). Para los daños a los bienes muebles, estas variables pueden ser: i) uso de la planta baja (residencial, terciario, industrial); ii) presencia y uso de un sótano o semisótano; iii) presencia de un garaje en planta baja. El estudio ha comprobado que de estas variables, los materiales de construcción y la altura de las instalaciones, no han permitido realizar una clasificación de las parcelas. A pesar de ello, se ha encontrado un elemento característico en la zona de estudio: una proporción no descartable de las plantas bajas, de los edificios residenciales, cuentan con dispositivos que facilitan la instalación de tablones para impermeabilizar las entradas en caso de probable inundación (Figura 4-41). Estos dispositivos son guías instaladas contra las paredes en el umbral de las puertas de entrada y/o de garaje, en las cuales, se insertan tablones de madera o de metal para impedir la entrada del agua, además de permitir la impermeabilización de la superficie de contacto, entre los tablones y el suelo, con arcilla o con cualquier sustancia equivalente. Esta información es relevante para reflejar como el factor “capacidad de respuesta” influye en los potenciales daños y por ende en las curvas calado-daño. Teniendo en cuenta estos aspectos encontrados, se han definido una serie de parámetros definitivos para el levantamiento de campo: i) uso de la planta baja (residencial, terciario, industrial); ii) presencia de un sótano o semisótano de garajes; iii) la presencia de un

garaje en planta baja; iv) la cota de elevación de la planta baja; v) zona tipo.



Figura 4-41. Ejemplo de medida de protección temporal de una vivienda tipo en la zona inundable de la Rambla del Poyo (EIXIMENIS, 2008).

A partir de las variables definidas para el trabajo de campo, se han encontrado 24 tipologías de parcelas en función de las posibles combinaciones encontradas. Dicha información ha sido procesada con herramientas CAD y SIG, en donde sólo se han tenido en cuenta las parcelas con planta baja de uso residencial, descartando los edificios residenciales cuya planta baja estaba ocupada por una tienda, una oficina, etc. Lo anterior se debe, al nivel de incertidumbre que pueden introducir las funciones de daño para esta tipología de bajos, principalmente, por la información que se puede recabar de éstos: una amplia diversidad de usos concretos que hacen difícil su categorización sistemática. Sobre estas bases, se han delimitado seis tipologías de parcelas: i) unifamiliar sin garaje; ii) unifamiliar con garaje en planta baja; iii) unifamiliar con garaje en sótano; iv) plurifamiliar sin garaje; plurifamiliar con garaje en planta baja; v) plurifamiliar con garaje en sótano. Las seis tipologías de parcela, que coinciden con el uso exclusivamente residencial, se pueden resumir para la zona de estudio como se muestra en la (Figura 4-42). La composición de estas tipologías se resume en la Figura 4-43.



Figura 4-42. Tipologías de parcelas residenciales: (a) viviendas unifamiliares adosadas de una planta; (b) edificio residencial plurifamiliar con planta baja residencial; (EIXIMENIS, 2008).

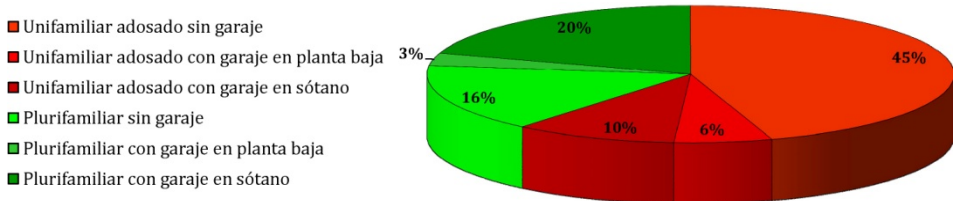


Figura 4-43. Porcentajes de tipología de vivienda en la zona de inundación; (EIXIMENIS, 2008).

4.4.1.2. Daños en bienes muebles (contenido)

Para evaluar el daño a los bienes muebles, se ha diseñado una encuesta que permite evaluar: i) los bienes más probables de encontrar en cada tipología de viviendas; ii) la cantidad de estos bienes; iii) la caracterización de los daños posibles de estos bienes en función del calado. La información directa que se requiere a los encuestados es: para qué alturas de agua el bien empieza a dañarse, está dañado al 50% o está dañado totalmente. A partir de la información recogida, se han descartado los cuestionarios que no estaban correctamente rellenos.

De esta primera criba, se han calculado las medias y desviaciones típicas de las respuestas para descartar aquellas “desproporcionadas”. De la muestra restante, se ha asignado a cada bien, cada uno de los tres niveles de daño, desde las alturas de agua correspondientes a la media de las repuestas de los cuestionarios. Lo anterior permite obtener unas curvas sintéticas relativas. La siguiente fase es la valoración de cada bien sobre la base de unos precios medios obtenidos del mercado minorista español. Esta información se combina con las curvas relativas, obteniéndose así las curvas de daño en euros en función del calado de inundación. En definitiva, se ha establecido una correspondencia entre bienes y las viviendas tipo consideradas. A partir del procedimiento explicado anteriormente, se han obtenido las curvas calado-daño absolutas de los bienes muebles (€/m²) para cada tipología de vivienda (Figura 4-44).

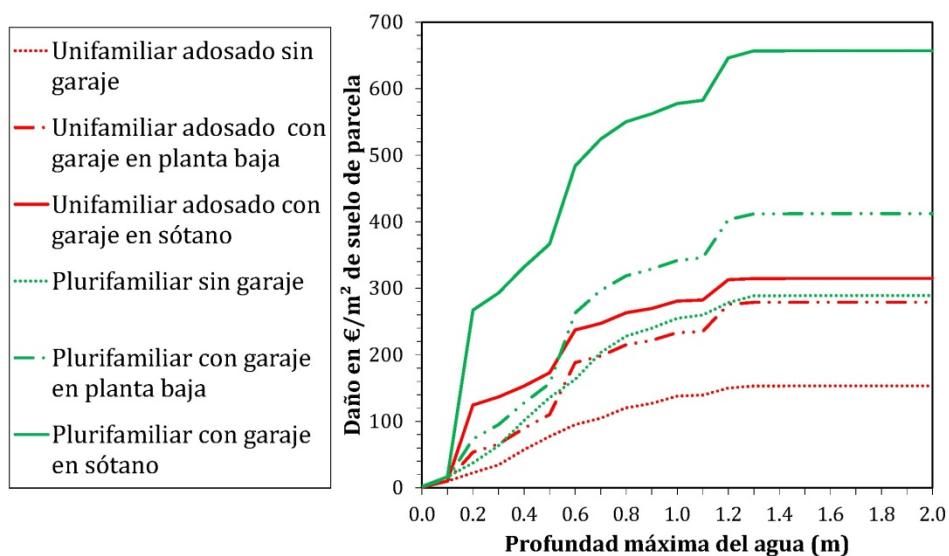


Figura 4-44. Funciones absolutas de daño en bienes muebles (contenidos) para diferentes tipologías de edificaciones en uso residencial; (EIXIMENIS, 2008).

En función de la caracterización espacial de la zona inundable definida por el modelo hidrodinámico (resolución de celdas de 10m de lado), es necesario agregar las curvas para facilitar el cálculo. Para ello, se ha partido de la composición de las tipologías de vivienda encontradas en la zona de inundación (Figura 4-43) y las superficies promedio ocupadas por éstas, como se explica adelante. Con esta información se

ha estimado una curva calado-daño absoluta ponderada para la resolución de celdas definida ($\text{€}/100\text{m}^2$) como se muestra en la Figura 4-45. En adelante se presentan las curvas en este formato y se resumen en la misma Figura 4-45.

4.4.1.3. Daños en bienes inmuebles

De acuerdo con la tipología de viviendas observadas, se han adoptado unos valores promedio de la superficie de la planta baja iguales, a 150m^2 para viviendas unifamiliares, y 100m^2 para viviendas plurifamiliares. En esta tipología de daños, se han tenido en cuenta los costes que se pueden generar en achique, instalaciones, arreglo de fachada, cubiertas, albañilería e interiores, entre otros. Los precios han sido obtenidos de un estudio anterior reportado en EIXIMENIS (2008). La respectiva curva ponderada de daños en bienes inmuebles se presenta en la Figura 4-45.

4.4.2. Daños en la vía pública

Para la estimación de los daños en la vía pública, se pueden distinguir dos tipologías: i) los daños producidos en los coches estacionados en la vía pública; ii) los costes que se generan, de la remoción de sedimentos depositados en las calles, y de la limpieza de la red de alcantarillado.

4.4.2.1. Daños en coches

Para calcular los daños en los coches, se hizo la media de vehículos aparcados en el viario por metro cuadrado de suelo urbanizado. La susceptibilidad se ha calculado a partir de la consulta de expertos en la materia en función del tipo de maquinaria de los coches (gasolina o diesel). Posteriormente, las curvas para cada tipología de coches se han promediado y el daño unitario se ha calculado en función de la proporción encontrada entre superficie de suelo urbanizado y coches (número de coches por cada 100m^2 de suelo urbanizado = 0.5446).

4.4.2.2. Costes por limpieza

Este cálculo se ha basado de un estudio anterior reportado en EIXIMENIS (2008), de donde se obtuvo para uso residencial que: i) el coste que se produce para la limpieza del sedimento depositado en las calles es de $11.68 \text{€}/100\text{m}^2$ de área afectada ii) una vez la inundación sobrepasa profundidades de 30cm en las calles, en general es necesario

el uso de equipos para la limpieza mecánica del sistema de alcantarillado, lo cual genera costos de 20.88 €/100m².

4.4.3. Daños en suelo de usos industrial y terciario

De acuerdo con EIXIMENIS (2008), el procedimiento de cálculo de daños se ha basado en los datos, proporcionados por el Consorcio de Compensación de Seguros (CCS, 2008), de las cuantías pagadas por las siniestralidades ocurridas durante la inundación de octubre de 2000 en la zona de estudio. El cruce de estos datos, con el de los daños por metro cuadrado de suelo en el uso residencial, ha permitido el cálculo del porcentaje de daño. Los datos que se han podido cruzar de ambas fuentes, han sido los correspondientes para los municipios de Alaquàs, Aldaia y Quart de Poblet. En dicho cálculo, se ha hecho distinción en cuatro usos: industrial, almacenes, comercios y oficinas (Figura 4-45).

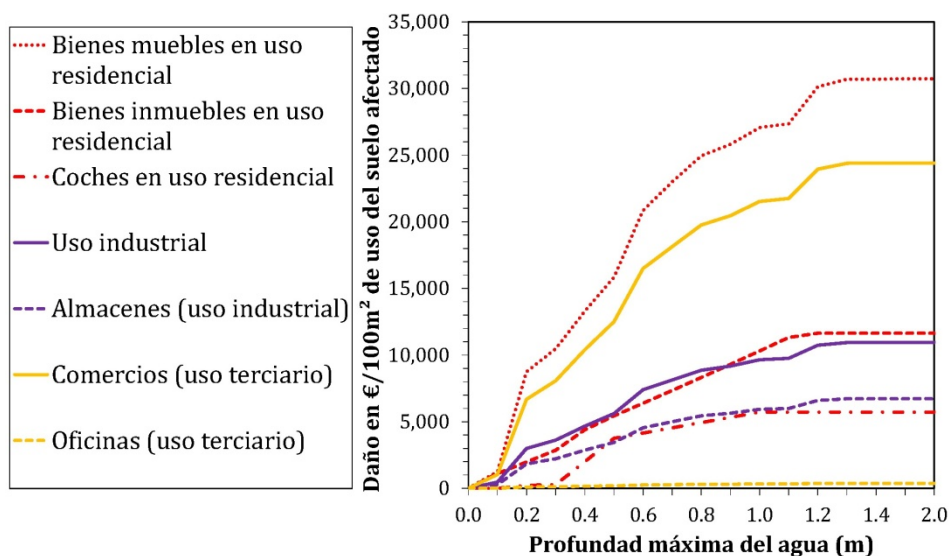


Figura 4-45. Funciones absolutas de daño para diferentes categorías de bienes o usos del suelo; (EIXIMENIS, 2008).

4.4.4. Daños en suelo de uso agrícola

La estimación de daños para uso de suelo agrícola se basa en los resultados encontrados por Camarasa et al. (2011) en la misma zona de estudio. Los autores mencionados han comparado los precios por hectárea de cada cultivo representativo de la zona (cítricos, huerta de

regadío, secano, forestal y pastizales), concluyendo que los precios por categorías eran muy similares, con lo cual asignaron unos valores promedio por uso agrícola. Dichos valores han sido presentados en rangos de: i) entre 11-528 €/ha para cultivos agrícolas de secano, forestales y pastizales; y ii) entre 7,567 y 9,591 €/ha para cultivos agrícolas de regadío y cítricos. Como recomiendan Merz et al. (2010a) en los casos de alta incertidumbre en los análisis del riesgo de inundaciones, es mejor pensar siempre en el peor escenario, lo cual garantiza que en términos probabilísticos se minimizan las posibilidades de error. En ese sentido, se asumen los valores máximos del rango de daños para usos agrícolas sugerido por Camarasa et al. (2011). Utilizando la resolución de las curvas de daño estimadas para esta tesis, el daño en uso agrícola sería entonces de: i) 5.28 €/100m² de área afectada de cultivos agrícolas de secano, forestales y pastizales; y ii) 95.91 €/100m² de área afectada de cultivos agrícolas de regadío y cítricos.

4.5. Determinación del riesgo

Camarasa y Soriano (2012) plantean, para el mismo caso de estudio (Rambla del Poyo), una metodología de análisis del riesgo basándose en dos aproximaciones: i) el análisis de la peligrosidad ha sido llevado a cabo mediante un método hidrogeomorfológico, aduciendo que los métodos estándar, hidrológico-hidráulicos, no son adecuados de acuerdo con la literatura consultada, más aún cuando la información hidrometeorológica es escasa. Sin embargo, como ellos mismos plantean, esta metodología sólo es aplicable en una fase de diagnóstico ya que su escala de detalle no es la adecuada; ii) el análisis de la exposición (personas y bienes) lo han realizado mediante la metodología propuesta por Camarasa et al. (2011), la cual está basada en indicadores, obtenidos del uso del suelo, los cuales fueron valorados de acuerdo con: el valor catastral en el caso de los bienes, y la ubicación de la población en función de tres períodos de tiempo diferenciados (horas de trabajo, noches, fines de semanas y festivos). Si bien dicha metodología global es bastante útil y económica en el requerimiento de datos, su enfoque cualitativo no facilita la estimación del riesgo en detalle y su comparación para diferentes condiciones del sistema. Igualmente, el uso de cartografía geomorfológica de riesgo es adecuado como información cualitativa y puede ser suficiente en cerca del 80% de los casos para la toma de decisiones, sin embargo no es el más

adecuado en zonas altamente antropizadas que alteran radicalmente la hidráulica de la crecida, situación en la cual se impone el cálculo de tipo cuantitativo mediante el análisis hidrológico e hidráulico (Marco, 2006). La estimación de la exposición humana, si bien es trascendental desde el punto de vista del análisis integral del riesgo, dicha componente de la vulnerabilidad no se ha tenido en cuenta en esta tesis debido a los objetivos planteados. En los anteriores apartados se ha demostrado que es posible obtener resultados cuantitativos aceptables, a un nivel de detalle medio-alto, utilizando un enfoque de integración de modelación hidrológica-hidrodinámica y de daños, con el apoyo de un SIG. Como se discute en el siguiente capítulo, esta propuesta metodológica ha permitido comparar diferentes condiciones futuras del sistema en riesgo.

4.5.1. Cálculo del riesgo

Teniendo en cuenta la definición de riesgo adoptada, su cuantificación viene expresada mediante la combinación de la peligrosidad y la vulnerabilidad, para el conjunto de eventos de inundaciones considerados. En concordancia, en esta propuesta metodológica se ha abordado la evaluación del riesgo como una función del daño promedio anual por unidad de área, en la que se integran la peligrosidad y la vulnerabilidad a través de la integral probabilística del riesgo planteada en el capítulo dos (Ecuación 2-5). Como se ha definido en la Ecuación 2-5, la integral se evalúa a partir del umbral en el que se empieza a generar daño. En el caso de la Rambla del Poyo, se ha asumido que para caudales máximos anuales menores al del cuantil con período de retorno de 5 años, no se producen daños. Lo anterior se ha asumido sobre la base de las observaciones disponibles de avenidas máximas anuales registradas en la estación de aforos de la Rambla del Poyo, y de los trabajos previos realizados en la zona (DIHMA, 2006). Es necesario recordar también que debido a la dificultad práctica de resolver la Ecuación 2-5, ésta es calculada en su forma discreta, donde la integral se convierte en una sumatoria de términos asociados al daño producido por la profundidad máxima alcanzada para el conjunto de eventos con períodos de retorno considerados (Ecuación 2-6). Se han determinado para la presente investigación, períodos de retorno de 5, 10, 25, 50, 100, 300 y 500 años, en los que se conoce la peligrosidad asociada a la profundidad máxima del agua, de acuerdo con la metodología planteada en el apartado correspondiente. Para estos períodos de retorno, el daño promedio anual queda expresado como sigue (Ecuación 4-18):

$$\bar{D} = D[5] \cdot \Delta P_5 + D[10] \cdot \Delta P_{10} + D[25] \cdot \Delta P_{25} + D[50] \cdot \Delta P_{50} + D[100] \cdot \Delta P_{100} + D[300] \cdot \Delta P_{300} + D[500] \cdot \Delta P_{500} \quad 4-18$$

El procedimiento de cálculo de la Ecuación 4-18 es muy sencillo si contamos con el apoyo de un SIG. Debido a que las curvas calado-daño no son otra cosa que funciones matemáticas, su integración, con las profundidades máximas y con el mapa de coberturas de usos del suelo, podría resumirse en: i) resolver las curvas de daño para cada uso del suelo, sobre la base de los calados de cada mapa de peligrosidad; ii) sumar los daños obtenidos para cada período de retorno siguiendo las Ecs. 2-7 y 2-8 con las cuales se resuelve la sumatoria de la Ecuación 4-18. La cuestión es entonces, tener a la misma escala de trabajo, tanto los mapas de peligrosidad, como los de usos del suelo. Tales escalas espaciales generalmente son dispares, situación que como se mencionó en el capítulo dos, es común en el uso de datos espaciales provenientes de diferentes fuentes (cf. Gotway y Young, 2002). Para no perder detalle en la caracterización física de la inundación, la opción es agregar a la misma escala de los resultados del análisis hidrodinámico, los usos del suelo. Este procedimiento permite diferenciar categorías de usos y mantener la distribución espacial de éstos de una manera realista (Messner y Meyer, 2006).

En esta tesis, los resultados hidrodinámicos han sido representados a una resolución espacial de 10m. Por otro lado, se tienen diversas fuentes de datos de usos del suelo, para distintas escalas: i) planeamiento urbanístico (clasificación-calificación) a escala 1:50,000 (COPUT, 1998) basado en mapas a escalas 1:5,000-1:10,000 y actualizado a 2012 con escalas 1:5,000-1:25,000 (CITMA, 2012); ii) mapa de usos del año 1998 a escala 1:25,000 proveniente del vuelo del Instituto Cartográfico Valenciano de 1997 y revisada con trabajo de campo por Pascual (2002) y utilizado en DIHMA (2006); iii) sistema de información de ocupación del suelo de España (SIOSE, 2005) actualizado en 2009 (SIOSE, 2009) a escala 1:25.000; iv) usos del CLC2000 para nivel 5 de detalle de leyenda a escala 1:100,000, actualizado a nivel 3 de leyenda en 2006 (CLC2006) obtenidos desde la página del Instituto Geográfico Nacional. A partir de la escala de las anteriores fuentes, es posible establecer su resolución espacial apropiada siguiendo la regla propuesta por Tobler (1988), es decir, dividir el denominador de la escala del mapa por 1,000 para detectar el

tamaño de la celda en metros, siendo esta última cifra dividida en dos para determinar la resolución adecuada. Aplicando esta regla, una escala adecuada para una resolución de 10m sería aquella igual o mayor a un mapa 1:20,000. Adicionalmente, como ya se ha demostrado en otros estudios, la mayor incertidumbre existente en la estimación de daños está en función del grado de detalle de la representación de los usos del suelo, más que del método de estimación de daños (cf. Wunsch et al., 2009). De lo anterior se desprende que, es aconsejable utilizar la cobertura con mayor resolución disponible, es decir, el mapa de planeamiento urbanístico (COPUT, 1998; CITMA, 2012) para la mayor definición de categorías de usos en sus fuentes originales. En la fuente del COPUT (1998) se encuentran: i) un mapa con la clasificación de suelos en tres categorías: urbano, urbanizable y no urbanizable; ii) un mapa de la calificación de uso global del suelo con las siguientes categorías: a) usos urbanos o urbanizables: residencial, industrial, terciario, equipamientos y servicios, mixtos, otros usos; b) usos rústicos o no urbanizables: con protección específica, sin protección específica. De los usos de las dos grandes categorías, también se pueden encontrar subdivisiones detalladas. Por ejemplo, en equipamientos y servicios pueden existir usos como Sanitario-Asistencial, Cementerios, Deportivo, Ocio-Recreativo, entre otros, mientras en usos rústicos con protección específica pueden existir usos como Agrícola, Natural-Ecológica-Paisajística, Forestal, Cultural, entre otras. Una descripción detallada de todas las categorías y sus divisiones puede verse en COPUT (1999). Similares categorías se han mantenido para el mapa de planeamiento actualizado de 2012 (CITMA, 2012).

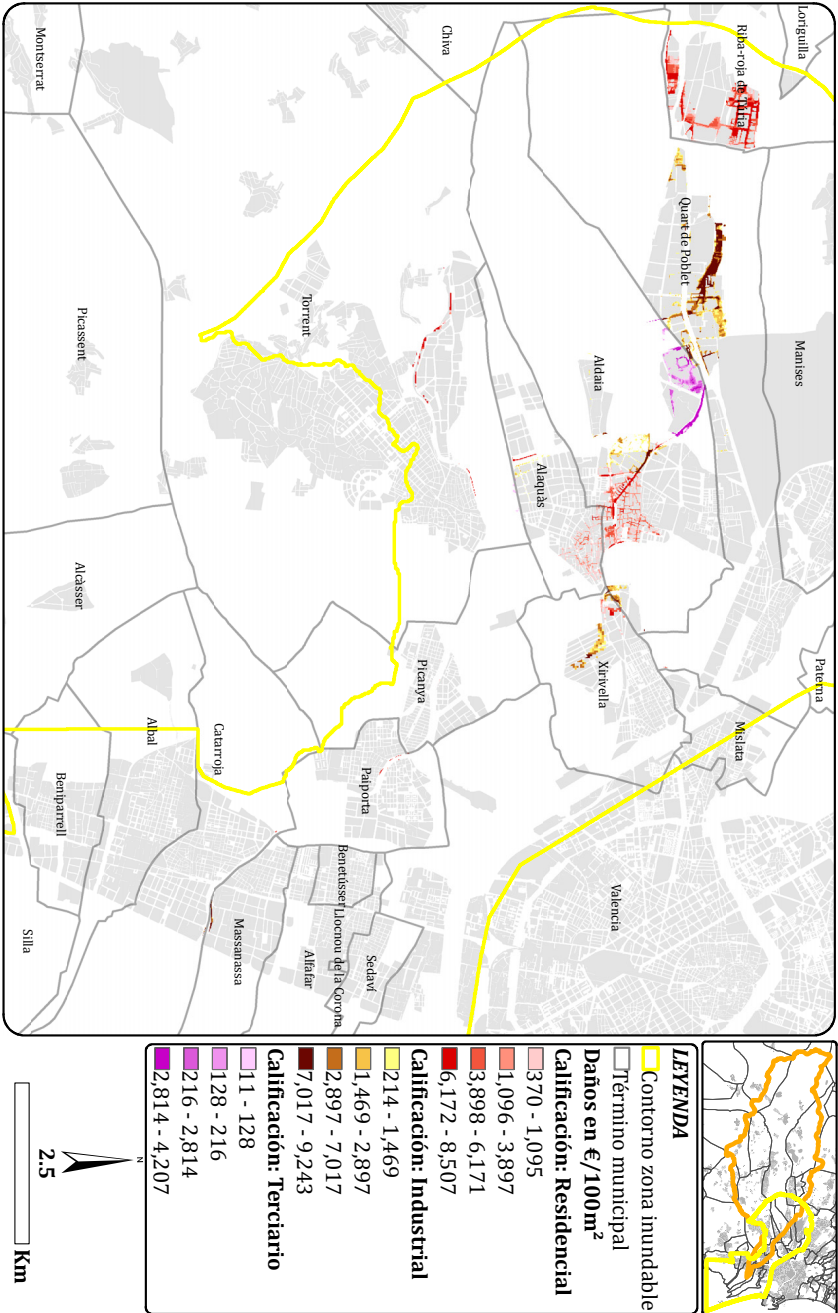
Teniendo las dos coberturas del planeamiento urbanístico a la escala deseada, es decir la de 1998 (COPUT, 1998) y la de 2012 (CITMA, 2012), ha sido posible calcular el riesgo de manera cuantitativa para estas dos condiciones temporales del sistema. La primera cobertura, COPUT (1998), ha permitido calcular los daños producidos por el evento de octubre de 2000, para el cual se han obtenido los calados máximos mediante la modelación hidrológica-hidrodinámica. El cruce del mapa de calados máximos con la cobertura de planeamiento, ha resultado en la exposición de usos del suelo presentada en la Tabla 4-16. De los usos del suelo expuestos a la inundación de octubre de 2000 (Tabla 4-16) se han extraído aquellos coincidentes con las funciones de daño estimadas en el apartado anterior. En tal sentido, ha sido posible estimar los daños

económicos directos sobre los usos con calificación COPUT (1998): residencial, industrial, terciario, agrícola, agrícola de regadío. Este resultado ha permitido validar el conjunto de la metodología aplicada, al comparar los resultados de daños obtenidos, con los datos de las cuantías pagadas por el Consorcio de Compensación de Seguros (CCS, 2008) para los siniestros reportados para la inundación de octubre de 2000 en la zona. De estos datos, se ha podido extraer daños pagados en tres usos del planeamiento urbanístico: residencial, industrial y terciario (Figura 4-46). Mientras los daños del CCS (2008) totalizan una cuantía de 59,091,903.28€, los daños obtenidos con la metodología propuesta en esta tesis totalizan 64,568,792.29€, es decir cerca del 9% por encima del valor de referencia.

Tabla 4-16. Usos del suelo expuestos a la inundación de octubre de 2000 (datos extraídos del mapa de calificación urbanística COPUT, 1998)

COD_CALI	Leyenda0	Leyenda4	Área (m ²)
10000	Residencial	Residencial	942,300
20000	Industrial	Industrial	1,092,400
30000	Terciario	Terciario	338,500
40000	Dotacional	Dotacional	400
41110	Dotacional	Red_Viaria_Tránsito	140,900
41210	Dotacional	E_Educativo_Cultural	5,300
41220	Dotacional	E_Deportivo_Recreativo	500
41230	Dotacional	E_Asistencial	2,900
41240	Dotacional	E_Administrativo_Institucional	700
41252	Dotacional	I_Su_Cementerios	900
41254	Dotacional	I_Su_Depuradoras	41,100
41260	Dotacional	E_Otros	162,800
41300	Dotacional	Zonas_Verdes	201,300
41320	Dotacional	Jardines	24,100
41330	Dotacional	Parques_Urbanos	8,100
60000	Protegido	Especial_Protección	647,300
61000	Protegido	E_P_Dom_Público_Marítimo_Hidráulico	1,112,100
62000	Protegido	E_P_Natur_Flora_Fauna_Agua_Med_Amb	15,576,000
64000	Protegido	E_P_Paisajística_Forestal_Ecológica	8,976,900
67000	Protegido	E_P_Agrícola	2,682,800
67200	Protegido	E_P_Agrícola_Regadio	77,600
68000	Dominio público	E_P_Viario	270,700
69000	Protegido	E_P_Otras	207,400
70000	Común	No Urbanizable	5,085,300

Figura 4-46. Daños calculados para el evento de Octubre de 2000 en usos del suelo con calificación residencial, industrial y terciario.



La segunda cobertura de planeamiento (CITMA, 2012), la cual refleja el estado actual del sistema-zona inundable, ha permitido calcular el riesgo potencial mediante la metodología explicada en los anteriores apartados. Es decir, se ha calculado el daño anual esperado para el conjunto de eventos seleccionados para la estimación de los calados máximos. Para los dos casos, evento de octubre de 2000 y riesgo potencial, se ha utilizado el mismo mapa de edificaciones utilizado en la modelación hidrodinámica con el fin de estimar la densidad promedio de edificaciones para los usos residencial, industrial y terciario del área analizada, evitando así sobreestimaciones. Los daños producidos por limpieza de calles (sedimentos y alcantarillado) y coches, se han calculado de manera indistinta en estos tres usos, es decir, éstos se han calculado teniendo en cuenta los daños reportados para uso urbanizado. Por analogía, dicha proporción se ha trasladado a los usos industrial y terciario, ya que al ser áreas impermeabilizadas, también cuentan con viario, servicios de acueducto-alcantarillado, además de flujo de automotores en días laborables. Lo anteriormente señalado, supone una de las situaciones de riesgo más desfavorables. Igualmente, teniendo en cuenta las definiciones de la leyenda de calificación de los mapas de planeamiento de 1998 y 2012 (uso industrial incluye almacenes, y uso terciario incluye comercios y oficinas), se han tenido en cuenta las funciones de daño más desfavorables para estas categorías de calificación, es decir, se han asumido las funciones de daño de usos industrial y comercios, para las estimaciones en usos industrial y terciario respectivamente (ver Figura 4-45). En el caso de la categoría Agrícola, debido a que no hay distinción de la tipología de cultivos, se ha contrastado la cobertura de planeamiento CITMA (2012) con las otras fuentes de usos del suelo (DIHMA, 2006; CLC2006; SIOSE, 2009). En éstas, se ha coincidido en que el uso agrícola preponderante en el área analizada es cítricos, y en menor medida huertas. En tal sentido, se ha utilizado el valor derivado desde Camarasa et al. (2011), para áreas afectadas de cultivos agrícolas de regadío y cítricos: 95.91 €/100m². A partir de los daños económicos directos estimados para los diferentes períodos de retorno escogidos (5, 10, 25, 50, 100, 300 y 500 años), se ha construido la curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo (Figura 4-47). Esta curva es indicativa de los totales estimados para cada una de estas situaciones sintéticas, las cuales han sido la base para el cálculo cuantitativo del riesgo, expresado como daño anual esperado o el área bajo la curva de la Figura 4-47.

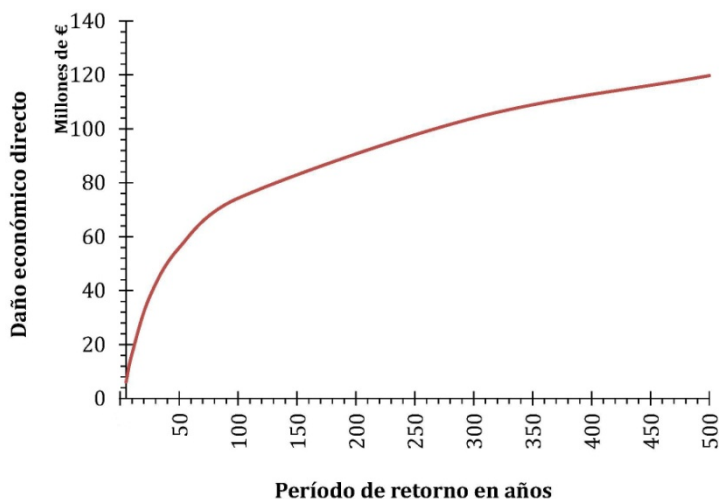


Figura 4-47. Curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo en la condición actual del sistema.

De acuerdo con la curva de frecuencia derivada obtenida en la autovía V-31 (Figura 4-32), el evento de Octubre de 2000 corresponde a un evento con período de retorno de 88 años. Dicho valor ingresado en la curva daño-frecuencia (Figura 4-47) da un daño estimado de 69,848,573.68€. Lo anterior refleja el daño que en la actualidad podría ocurrir con un evento de similares características a las del de octubre de 2000. Finalmente, el DAE calculado es igual a 5,700,575.88€/año, el cual se representa espacialmente en el siguiente apartado. Los anteriores datos de daños, han servido también de referencia para la validación de toda la metodología, como se discute en el respectivo apartado del capítulo seis.

4.5.2. Mapas de riesgo

El resultado de la cuantificación del DAE en la zona inundable se resume en la Figura 4-48. Igualmente, se presentan los mapas de riesgo para media y baja probabilidad por inundación, es decir, para los eventos con período de retorno de 100 y 500 años (Figura 4-49 y Figura 4-50, respectivamente). En estos mapas, la escala de daño se ha graficado en función de los cuartiles encontrados para cada una de estas condiciones sintéticas.

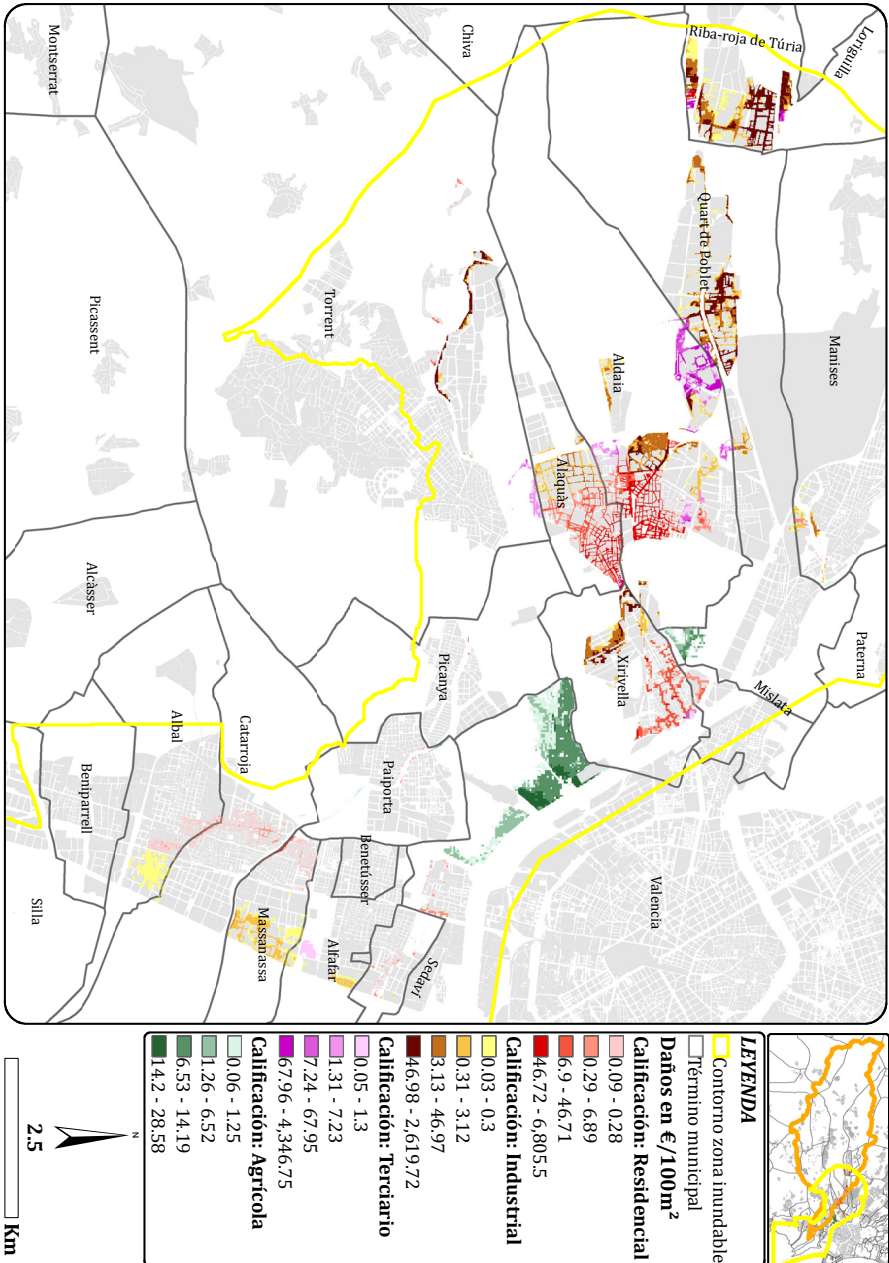


Figura 4-48. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Poyo.

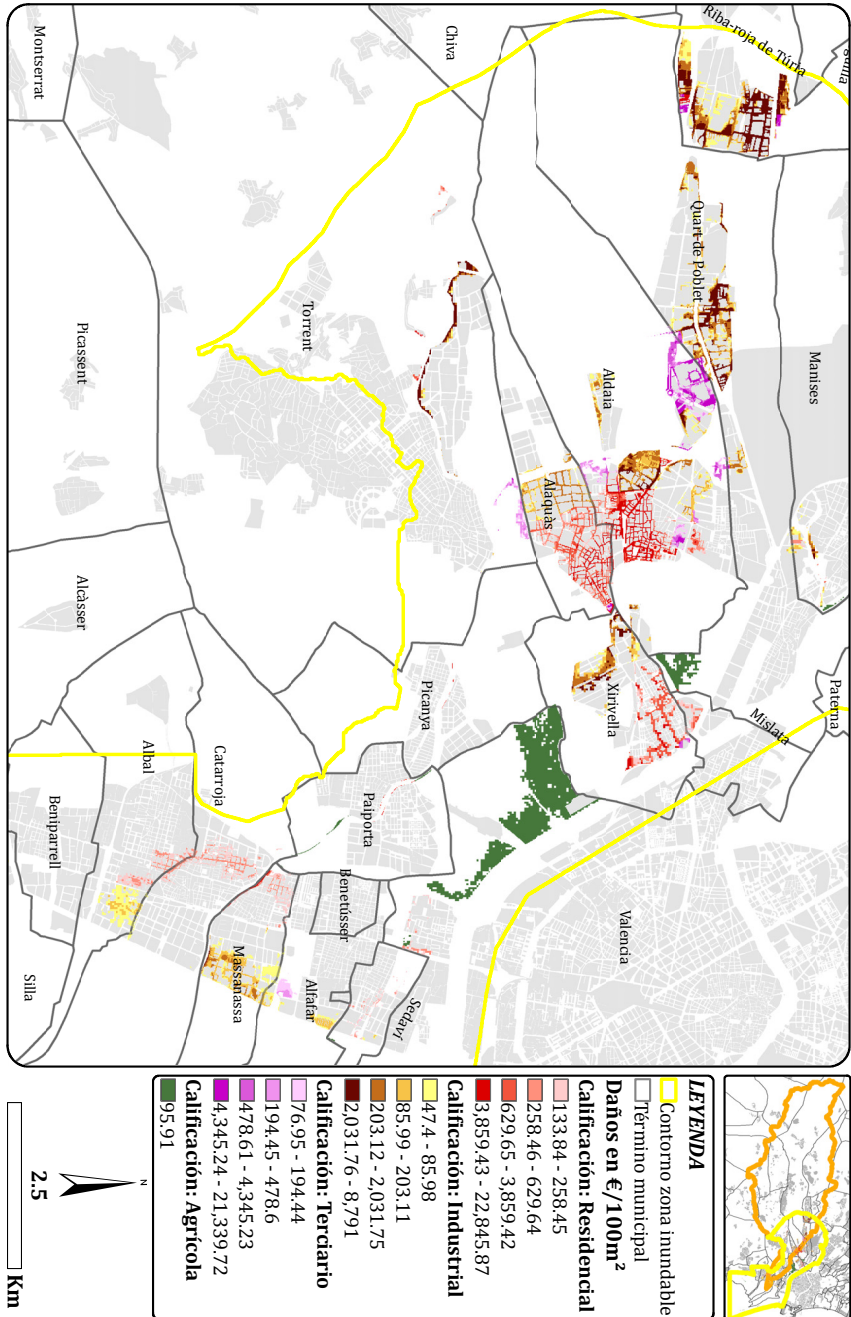


Figura 4-50. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación (Tr= 500 años) en la Rambla del Poyo.

5. METODOLOGÍA APLICADA: ANÁLISIS DE LA REDUCCIÓN DEL RIESGO

Una de las técnicas más comunes para reflejar condiciones alteradas de un sistema, es la modelación de escenarios. La potencialidad de este enfoque se debe a su flexibilidad y orientación, ya que ofrece una oportunidad para evaluar tanto las condiciones presentes, como las de posibles condiciones futuras, entendidas estas últimas como proyecciones más que predicciones (Niehoff et al., 2002). En el contexto del análisis del riesgo de inundaciones, y su reducción mediante medidas preventivas de control o mitigación, esta técnica es muy útil, tanto para el análisis de la relación causa-efecto de la introducción de las medidas en el análisis hidrológico, así como también, para la comparación de estos efectos entre diferentes medidas. Un aporte de esta tesis en esa dirección, puede verse en Salazar et al. (2012). En adelante se presentan los posibles escenarios que podrían contemplarse en el caso de estudio, sobre la base de previos estudios o proyectos propuestos para la gestión del riesgo en dicha cuenca. Igualmente, se han tenido en cuenta las tendencias actuales en el contexto europeo, como fue presentado en el capítulo tres.

El objeto del proyecto de “Adecuación ambiental y drenaje de la cuenca del Poyo vertiente a la Albufera, Valencia²⁴”, promovido por la Confederación Hidrográfica del Júcar es: *“la realización de una serie de actuaciones encaminadas a la adecuación ambiental de la cuenca del Poyo, cuya finalidad es la reducción del riesgo de inundación en las poblaciones de Valencia situadas en el ámbito de los Barrancos de Pozalet, Saleta y Poyo, alcanzando el nivel de protección necesario para un período de retorno de 500 años. Asimismo, se protegerá el Parque Natural de la Albufera frente a los procesos de colmatación y pérdida de calidad de los ecosistemas, además de restaurar ambientalmente el medio fluvial del ámbito de actuación”*. Para el cumplimiento de estos objetivos, en la memoria del proyecto se proponen una serie de

²⁴ Ver en las referencias de legislación: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2012).

medidas en la parte alta, media y baja, las cuales se resumen como estructurales (zonas verdes, vías verdes, acondicionamiento del cauce, hidrotecnias en cabecera) y no estructurales (reforestación, reserva de suelo, condicionantes al desarrollo, integración territorial y adecuación ambiental). De las anteriores medidas, se propone analizar algunas de las que coinciden con el concepto de “mejora de la retención de aguas” sugerido en las normativas de inundaciones (Parlamento Europeo y Consejo de la UE, 2007; Ministerio de la Presidencia, 2010) y sus conexiones con la Directiva Marco del Agua (Parlamento Europeo y Consejo de la UE, 2000), además de los respectivos Planes hidrológicos de cuenca. Como se ha mencionado en la introducción, la anterior tipología de medidas se ha adaptado a la denominación utilizada en el contexto técnico de tiempo atrás “retención de agua en el territorio”. Dentro de este concepto, se encuentran las medidas propuestas para las cuencas altas de Poyo y Pozalet: “Actuaciones de corrección hidrológica en la cuenca alta”, en las cuales se contemplan “hidrotecnias” (embalses) y “reforestaciones”. En tal sentido, se han introducido para el análisis, los escenarios que se describen en el siguiente apartado, tanto en términos cualitativos, como de la forma en que se introdujeron en la modelación. En los subsiguientes apartados se ha aplicado la metodología planteada en el anterior capítulo para el análisis del riesgo, pero adaptándola a los escenarios planteados, los cuales son representativos de unas posibles condiciones futuras (C_f) del sistema.

5.1. Descripción de los escenarios

En la perspectiva de analizar, de manera amplia, diferentes condiciones alteradas del sistema hidrológico de la Rambla del Poyo, se ha propuesto una amplia gama de escenarios basados en las propuestas originales presentadas en la Figura 5-1. Éstas se describen a continuación de acuerdo con Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2012) : i) actuaciones de reforestación y estabilización de suelos: repoblación forestal con especies autóctonas y protectoras del suelo, mejorando así la capacidad de retención del agua y minimizando las pérdidas de suelo por erosión hídrica; ii) actuaciones de corrección hidrológica en la cuenca alta de la rambla del Poyo: hidrotecnias de Chiva y Chestre. Sobre estas acciones previstas en el proyecto en mención, se han propuesto los siguientes escenarios para el análisis de su efectividad, tanto en la atenuación de los caudales

máximos (reflejo de la reducción de la peligrosidad), como también de la reducción del riesgo:

- i) escenarios potenciales de reforestación extremos;
- ii) escenarios de hidrotecnias o embalses:
 - a. embalses distribuidos en las cabeceras de los principales cauces,
 - b. embalse único en Cheste con volumen equivalente al total de los embalses distribuidos.



Figura 5-1. Actuaciones previstas en el Proyecto de “Adecuación ambiental y drenaje de la cuenca del Poyo vertiente a la Albufera, Valencia” (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, 2012)

5.1.1. Reforestación

5.1.1.1. Descripción de los escenarios

Se han planteado escenarios de cambios en las coberturas vegetales que potencialmente pueden ser reforestadas, atendiendo a las tendencias de cambios históricos en la cuenca, además de los efectos de la Política Agraria Común de la UE en el estado Español, con la cual las superficies cultivadas principalmente de secano, se han venido reduciendo (cf. Compés y García, 2009). En tal sentido, puede asumirse que es posible

establecer cambios desde cultivos de secano y secano arbolado, además de monte matorral, respetando la pequeña superficie de huerta que aún se mantiene. Como cobertura de referencia se ha asumido la de monte pinar, ya que el pino ha sido utilizado para reforestar las partes altas de la cuenca desde mediados del siglo pasado, lo cual permite analizar sus características en un estado ya maduro. La cobertura actual de monte pinar, relativa a la superficie total de la cuenca, es pequeña (0.59%), lo cual facilita también la caracterización de los parámetros del modelo hidrológico. Lo anterior garantiza un nivel de fiabilidad aceptable, al no existir una gran heterogeneidad en los parámetros del modelo. De acuerdo con ello, se han establecido cuatro posibles escenarios de máximos cambios de coberturas, los cuales se resumen en la Tabla 5-1, donde los porcentajes de coberturas son relativos al total de la superficie de la cuenca hasta su desembocadura.

Tabla 5-1. Porcentajes de superficie forestal en la situación actual y en potenciales escenarios de reforestación.

Usos del suelo 1998	Actual	Refor. 1	Refor. 2	Refor. 3	Refor. 4
Urbano	10.35%	10.35%	10.35%	10.35%	10.35%
Huertas	1.51%	1.51%	1.51%	1.51%	1.51%
Arroz	0.01%	0.01%	0.01%	0.01%	0.01%
Cítricos	30.03%	30.03%	30.03%	30.03%	30.03%
Secano arbolado	17.41%	---	17.41%	17.41%	---
Secano	13.96%	13.96%	---	13.96%	---
Monte de matorral	23.32%	23.32%	23.32%	---	---
Monte de pino	0.59%	17.99%	14.54%	23.91%	55.27%
Cuerpos de agua	2.84%	2.84%	2.84%	2.84%	2.84%

Los escenarios presentados en la Tabla 5-1, quedarían espacialmente distribuidos como se presentan de manera gráfica en la Figura 5-2 (a, b, c y d), teniendo como referencia los usos del suelo utilizados para el establecimiento del modelo hidrológico (Figura 4-19). Como se aprecia en la Figura 5-2, la distribución espacial de los potenciales escenarios de reforestación varía sustancialmente en función del tipo de cobertura que se somete al cambio. En la situación actual (Figura 4-19), el monte de pino está ocupando una reducida superficie en cabecera de dos de los principales tributarios que forman la Rambla del Poyo (Barranco Grande y Cueva Morica). Por otro lado, mientras la sustitución de cultivos de matorral y secano arbolado, afectan principalmente las cabeceras, la sustitución de cultivos de secano afectan, en general, las partes meridionales de la cuenca. Esta amplia variabilidad espacial ha

permitido analizar en qué grado los procesos de generación de escorrentía se ven afectados, y cómo estas alteraciones afectan el hidrograma de las avenidas aguas abajo, como se discute en el siguiente capítulo. Igualmente, como se ve en la Tabla 5-1, los porcentajes de afectación de la superficie por reforestación también son variados, éstos van desde el ~14% en el caso de sustitución de cultivos de secano, ~17% en el caso de secano arbolado, ~23% en el caso de monte de matorral, hasta ~55% mezclando los tres escenarios anteriores. Este último, como reflejo de un máximo escenario potencial de cambio de cobertura vegetal.

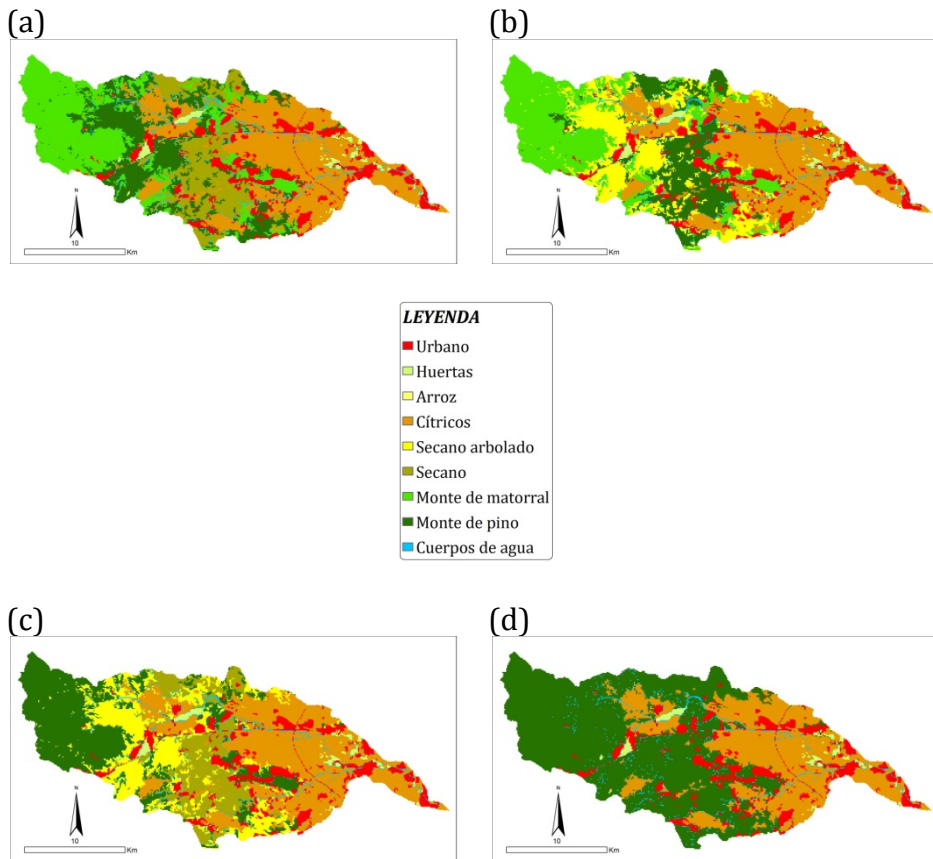


Figura 5-2. Escenarios de reforestación desde: (a) secano arbolado; (b) secano; (c) monte de matorral; (d) máximo: suma de los tres anteriores.

5.1.1.2. Parametrización de los escenarios

Medidas de control de las inundaciones, tales como la reforestación, afectan directamente los procesos de generación de escorrentía al alterar las relaciones atmósfera-vegetación-suelo. Este tipo de acciones son complejas de representar en la modelación hidrológica, debido al alto grado de incertidumbre que existe a la hora de intentar plasmar los cambios reales que se producen, principalmente en la estructura del suelo, mediante parámetros en el modelo. Debido a que las propiedades hidráulicas del suelo predominantes afectan directamente los procesos de generación de escorrentía, la adecuada parametrización de los suelos es uno de los principales problemas de partida (Rieger et al., 2010). El mayor reto es reflejar la naturaleza de los cambios en los valores de los parámetros del modelo, teniendo en cuenta una asociada incertidumbre en las condiciones actuales (Beven, 2001). Recordando el modelo DPSIR, si los mismos procesos hidrológicos relevantes son asumidos, es posible usar modelos previamente evaluados con el fin de analizar el Impacto de los cambios producidos por una Presión, para una Respuesta conocida del sistema (Klöcking y Haberlandt, 2002). En tal situación, un modelo previamente calibrado y validado puede ser usado como referencia para analizar un nuevo escenario (Wegehenkel, 2002). Asumiendo que el modelo hidrológico representa los procesos dominantes en una cuenca sobre las actuales condiciones, las siguientes consideraciones son de particular importancia: (i) decidir cuales parámetros del modelo pueden cambiar, y (ii) la extensión para la cual las nuevas características del sistema alterado pueden ser reflejadas (Wagener, 2007).

De acuerdo con Bronstert et al. (2007), en los modelos conceptuales los efectos de los cambios de usos del suelo, sobre los procesos de generación de escorrentía, pueden ser estimados a través del establecimiento de relaciones entre los parámetros del modelo y las características de los usos del suelo en la cuenca. Para ello, Niehoff et al. (2002) sugiere tener en cuenta las siguientes cuestiones: (i) el rol de las coberturas y características del suelo en los procesos de infiltración; (ii) el rol de las condiciones de humedad antecedente del suelo; (iii) la dinámica espacio-temporal de las tormentas. Igualmente, en áreas reforestadas es esperable un incremento en procesos tales como la intercepción y la tasa de infiltración, lo cual repercutirá en una reducción de la escorrentía superficial y la magnitud de las avenidas

(Calder y Aylward, 2006; Jewitt, 2005). Como se discutió en el capítulo 3, la hidrología forestal reconoce que las propiedades del suelo pueden cambiar en dos vías diferentes en el medio-largo plazo: (i) las alteraciones que puedan haber ocurrido debido a las técnicas utilizadas en la siembra, tienden a revertirse a las condiciones precedentes; (ii) los cambios debido al crecimiento de los árboles, y sus efectos sobre las propiedades de los suelos, producen un incremento en la capacidad de almacenamiento hídrico del suelo.

En este estudio, se han asumido las características actuales de las áreas de la cuenca cubiertas por monte de pino, como base para la alteración de los parámetros que reflejan los escenarios de reforestación, es decir, se asume que los árboles están maduros tal como se encuentran en las condiciones actuales. Como se demostró en el capítulo 4, para un período de referencia de observaciones hidrometeorológicas, los resultados obtenidos de la evaluación del modelo han dado resultados satisfactorios, lo cual nos permite asumir el modelo evaluado como referencia para introducir los cambios. El cambio en la cobertura vegetal original por bosque, provoca obligatoriamente un cambio en los parámetros involucrados en los procesos de interceptación, evapotranspiración e infiltración, principalmente. A efectos del modelo TETIS, estas afectaciones se representan en uno de los mapas de parámetros (capacidad máxima de almacenamiento estático del suelo, H_u) así como también en el factor de vegetación que afecta el proceso de evapotranspiración. La metodología de cálculo de afectación de estos parámetros se resume a continuación. El grado de cambios que se explica, será reflejado en el modelo en función del escenario que se haya escogido para el análisis posterior.

En primer lugar, el factor de vegetación asociado a la cobertura de referencia cambia por el respectivo de monte de pino. En tal sentido, se han asumido los valores ya establecidos para la situación actual (cf. Figura 4-22). El cambio de este parámetro ha quedado reflejado de la siguiente manera: el factor asociado a las coberturas de secano, secano arbolado y monte de matorral, se ha reemplazado por el de monte de pino, según sea el escenario. Por otro lado, los cambios en la capacidad máxima de almacenamiento estático del suelo (H_u), se diferencian en dos componentes: i) la alteración producida en las pérdidas iniciales; y ii) la alteración del almacenamiento capilar de la capa superior del

suelo. En el primer caso, las pérdidas iniciales cambian en sus componentes asociadas a la cobertura vegetal, es decir, las pérdidas por interceptación (I) y las pérdidas por encharcamiento o almacenamiento en superficie asociadas al uso del suelo (As-US). Estos cambios se reflejan en la Tabla 5-2, en donde se listan los valores de referencia (condición de referencia, C_0) y los valores según corresponda a cada escenario (condición futura, C_f). En el segundo caso, el almacenamiento capilar está asociado, tanto con la textura del suelo sobre la cual crece la vegetación, así como también, con la profundidad de las raíces de esta cobertura vegetal asociada. Para realizar un análisis diferenciado de estos cambios, se ha categorizado el mapa de valores modales de almacenamiento capilar en función de los usos del suelo. Las curvas de frecuencia acumulada, de cada uno de los perfiles de suelo asociados a cada cobertura vegetal, se presentan en la Figura 5-3.

Tabla 5-2. Parámetros de las pérdidas iniciales asociadas a las coberturas vegetales en la situación actual ($I_b / As-US_b$) y en escenarios de reforestación ($I_f / As-US_f$).

Uso del suelo	I_b (mm)	$As-US_b$ (mm)	I_f (mm)	$As-US_f$ (mm)
Urbano	0	4	0	4
Huertas	3	23	3	23
Arrozales	1	21	1	21
Cítricos	5	25	5	25
Secano arbolado	3	15	9	17
Secano	1	13	9	17
Monte de matorral	4	16	9	17
Monte de pino	9	17	9	17
Cuerpos de agua	0	0	0	0

Sobre los datos que establecen la Figura 5-3, se han calculado los valores de los deciles, tanto para el suelo donde ha crecido el monte de pino (suelo de referencia), como también para el suelo donde han crecido las otras coberturas sujetas al cambio por reforestación. Finalmente, se han comparado los respectivos deciles del almacenamiento capilar del suelo de referencia con los de cada suelo a reforestar. Para ello, se han tenido en cuenta las siguientes consideraciones con el objetivo de mantener el límite físico de la capacidad máxima de almacenamiento capilar del suelo: i) se ha incrementando el valor de los deciles, para el caso de los suelos a reforestar, en el caso que sus valores se encuentren por debajo de los

valores del suelo de referencia; con ello se está asumiendo el incremento de la capacidad de almacenamiento capilar (debido al efecto de las raíces) en aquellas áreas donde el suelo es potencialmente apto para ello; ii) en el caso inverso, es decir con valores de los deciles del suelo a reforestar mayores al de referencia, se mantiene su valor original; con ello se está reflejando que en estos perfiles, los suelos a reforestar se encuentran en su mayor capacidad y que el efecto del crecimiento de las raíces en estos casos no es apreciable.

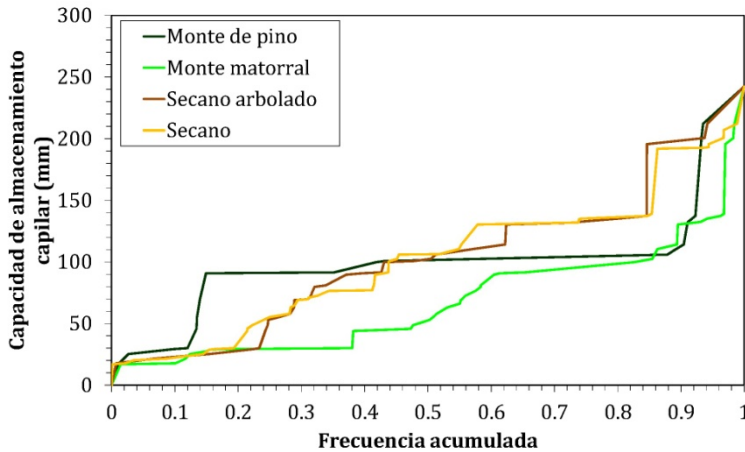


Figura 5-3. Distribución de frecuencia acumulada de la capacidad de almacenamiento capilar del suelo para la cobertura vegetal de referencia (monte de pino) y a reforestar (el resto).

Una vez establecidas las alteraciones en las componentes de la capacidad máxima de almacenamiento estático del suelo (H_u), se cruzan las respectivas componentes distribuidas espacialmente mediante el uso de herramientas de un SIG. El resultado ha sido, un nuevo mapa del parámetro H_u que refleja cada uno de los escenarios de reforestación. Las características de este nuevo mapa se presentan en la Tabla 5-3, donde se comparan los valores actuales con los valores de los escenarios de reforestación. Estos valores están asociados a la superficie actual ocupada por cada cobertura vegetal que ha sido reforestada.

Tabla 5-3. Cambio promedio de la capacidad de almacenamiento estático producido por la reforestación de cada cobertura vegetal.

Cobertura vegetal	Hu prom. actual (mm)	Hu prom. reforestación (mm)	Incremento prom. de Hu (mm)
Referencia (pino)	102.6	---	---
Matorral	69.2	86.0	16.8
Secano	103.2	110.6	7.4
Secano arbolado	105.0	111.0	6.0

5.1.2. Embalses distribuidos

5.1.2.1. Descripción de los escenarios

Se ha planteado un escenario de embalses distribuidos en las cabeceras de los principales cauces tributarios, sobre la base de la siguiente hipótesis: una cascada de embalses es más efectiva, en términos de la atenuación del caudal pico de la avenidas aguas abajo, que un embalse único con capacidad de almacenamiento equivalente, debido a que el sistema en cascada tiende a generar un hidrograma con múltiples picos (Valdes y Marco, 1995). Igualmente, pequeñas presas (máxima altura de 15m) generando pequeños embalses (máximo volumen 100,000m³) pueden tener impactos ambientales menores que los de una gran presa con un gran embalse, además de disminuir el riesgo potencial asociado al fallo de la única presa, es decir, a sus potenciales consecuencias negativas aguas abajo. Para este análisis, se ha contado con el diseño de un total de 184 hidrotecnias (Figura 5-4), con un potencial de almacenamiento de casi 16 millones de m³. Este escenario fue contemplado como una de las alternativas de control de avenidas en las primeras fases del proyecto de gestión del riesgo de inundaciones en la Rambla del Poyo (cf. DIHMA, 2006). Sobre la base de este escenario, se plantean seis escenarios adicionales, en los cuales se va disminuyendo el número total de hidrotecnias y sus volúmenes asociados, para analizar el efecto diferenciado por el uso de distintas capacidades de retención en el territorio. Se ha analizado entonces un conjunto de escenarios, que va desde el máximo posible con 184 embalses, hasta uno con apenas 11 embalses. El criterio seguido para el establecimiento de estos escenarios ha sido la búsqueda de capacidades de almacenamiento similares a las posibles de alcanzar con el embalse único, escenario que se describe en el siguiente apartado. Por otro lado,

en Salazar et al. (2012) se presenta un análisis de este mismo escenario de embalses distribuidos pero atendiendo a criterios ambientales (es decir presas menores de 15m con volúmenes menores de 100,000m³) y la posibilidad de compararlo con otros escenarios análogos propuestos en los demás casos de estudio presentados en dicho trabajo. Sobre este último juego de escenarios, ver la respectiva publicación (Salazar et al., 2012), en donde también se ha analizado el efecto de la localización de estas hidrotecnias en la reducción de los caudales máximos a escala de cuenca. En adelante se describen los demás escenarios que se analizaron y discutieron en este documento.

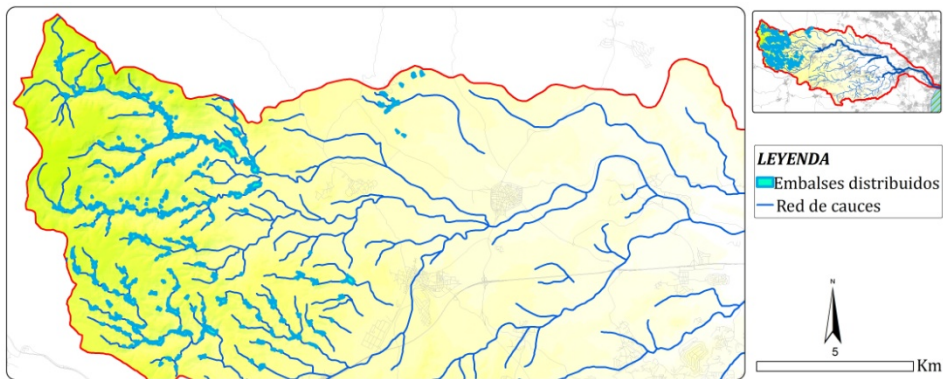


Figura 5-4. "Escenario de 184 embalses" distribuidos en las cabeceras de la Rambla del Poyo.

Para establecer un mismo funcionamiento hidráulico en los elementos de desagüe de las presas, se han definido las siguientes características similares para cada uno de los diseños:

- No existe aliviadero de descarga de fondo.
- El aliviadero frontal está ubicado a un 80% de la altura de la presa y su longitud (L) es la quinta parte de la longitud total de la presa.
- El caudal que se descarga por el aliviadero se ha calculado mediante la expresión general de la hidráulica para vertedero de rebose (cf. Chow, 1994).
- En el caso en que la lamina de agua sea superior al nivel de aguas máximo, la presa se convierte en toda su longitud como un gran vertedero.

Adicionalmente, se ha asumido que las presas se encuentran en condiciones máximas de su capacidad, es decir, que están vacías al inicio de cada evento y que no han sufrido procesos de aterramiento. Igualmente, se ha excluido del proceso de análisis, la posibilidad de rotura de la presa. Con ello, se están asumiendo las máximas condiciones favorables para el análisis de la efectividad de estas medidas. Es decir, el resultado esperado es el más optimista.

a) Escenario de 184 embalses

Los 184 embalses, presentados en la Figura 5-4, se han agrupado de acuerdo a la altura de la presa por ser la característica más fácil de identificar, como se resume en la Tabla 5-4. Más detalles acerca de cada una de estas hidrotecnias pueden verse en el Anexo III.

Tabla 5-4. Resumen de características del escenario de 184 embalses.

Altura de la presa (m)	Número de presas	Volumen total (m ³)
5	3	8,328
10	64	619,385
15	11	1,020,897
20	81	5,609,997
25	5	1,673,417
30	20	6,938,759
Total	184	15,870,783

b) Escenario de 138 embalses

El segundo escenario cuenta con 138 embalses, los cuales podrían retener hasta 12,945,351m³. En la Tabla 5-5 se presentan las principales características.

Tabla 5-5. Resumen de características del escenario de 138 embalses.

Altura de la presa (m)	Número de presas	Volumen total (m ³)
5	2	6,608
10	46	404,469
15	7	450,889
20	59	3,991,342
25	4	1,153,284
30	20	6,938,759
Total	138	12,945,351

c) Escenario de 92 embalses

El tercer escenario tiene 92 embalses, los cuales podrían retener hasta 7,267,197m³, como se resume en la Tabla 5-6.

Tabla 5-6. Resumen de características del escenario de 92 embalses.

Altura de la presa (m)	Número de presas	Volumen total (m ³)
5	1	432
10	32	203,354
15	3	192,078
20	38	1,814,741
25	3	723,777
30	15	4,332,815
Total	92	7,267,197

d) Escenario de 46 embalses

El cuarto escenario tiene 46 embalses que podrían retener un total de 4,326,074m³. En la Tabla 5-7 se presentan las principales características.

Tabla 5-7. Resumen de características del escenario de 46 embalses.

Altura de la presa (m)	Número de presas	Volumen total (m ³)
10	16	110,076
15	1	6,742
20	17	858,613
25	1	229,002
30	11	3,121,641
Total	46	4,326,074

e) Escenarios de 16(a) embalses

El quinto escenario tiene 16 embalses, los cuales podrían retener hasta 2,305,142m³, como se resume en la Tabla 5-8. Este escenario se ha denominado como 16(a) para diferenciarlo del siguiente, el cual tiene el mismo número de presas.

Tabla 5-8. Resumen de características del escenario de 16(a) embalses.

Altura de la presa (m)	Número de presas	Volumen total (m ³)
10	9	75,085
20	2	198,189
30	5	2,031,868
Total	16	2,305,142

f) Escenario de 16(b) embalses

El sexto escenario también tiene 16 embalses pero con una menor capacidad que el anterior. En este caso se podría retener un total de 2,020,093m³, como se resume en la Tabla 5-9.

Tabla 5-9. Resumen de características del escenario de 16(b) embalses.

Altura de la presa (m)	Número de presas	Volumen total (m ³)
10	9	83,107
20	3	438,022
30	4	1,498,964
Total	16	2,020,093

g) Escenario de 11 embalses

El séptimo escenario de esta tipología, tiene un total de 11 embalses, los cuales podrían retener hasta 1,078,205m³, como se resume Tabla 5-10.

Tabla 5-10. Resumen de características del escenario de 11 embalses.

Altura de la presa (m)	Número de presas	Volumen total (m ³)
10	6	76,170
20	3	438,022
30	2	564,013
Total	11	1,078,205

5.1.2.1. Parametrización de los escenarios

En el modelo TETIS, el efecto laminador de los embalses se simula en función de los datos disponibles. Si existen observaciones de los volúmenes y niveles en el embalse, así como de los caudales de salida, en el modelo se realiza un balance estricto. Debido a que se analizaron proyecciones de embalses, no se cuenta con observaciones, pero si con

las curvas características de los mismos, siendo aplicado entonces el método del Puls Modificado de acuerdo con la propuesta desarrollada por Ponce (1989). La base de dicho método, es la consideración, en la forma de diferencias finitas, de la ecuación de continuidad, la cual es reescrita tras una transformación algebraica. El método se resume como sigue, de acuerdo con el respectivo apartado “Simulación de un embalse” de la “Descripción del modelo conceptual distribuido de simulación hidrológica TETIS v.8” (cf. Francés et al., 2012; ver Figura 5-5.).

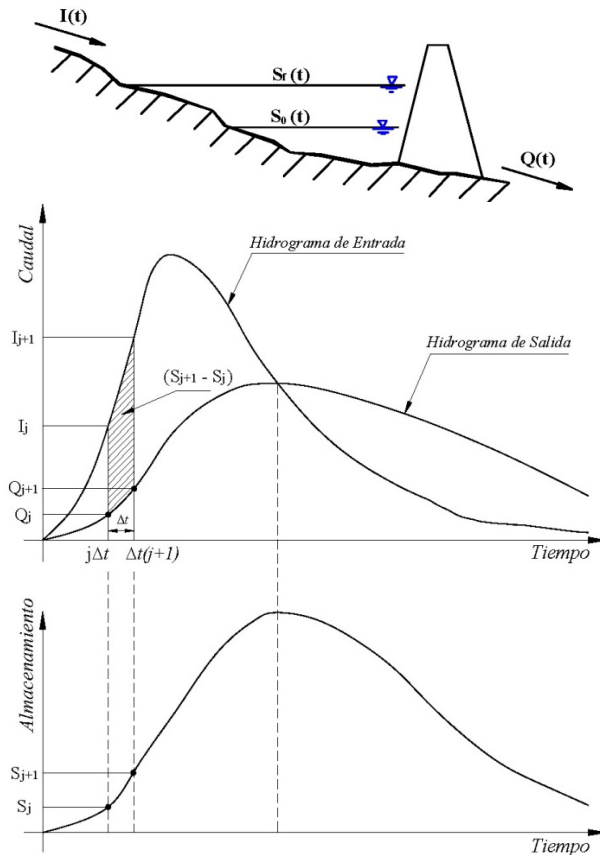


Figura 5-5. Esquema conceptual de laminación de un embalse en TETIS (tomado de Francés et al., 2012).

El efecto de laminación producido por un embalse sigue la Ecuación 5-1, la cual se resuelve iterativamente asumiendo unas condiciones iniciales de estado del embalse. En este caso, se ha asumido que éste está vacío al inicio de cada evento, asumiendo así la máxima efectividad de cada escenario analizado.

$$\frac{2S_{j+1}}{\Delta t} + Q_{j+1} = I_j + I_{j+1} + \frac{2S_j}{\Delta t} - Q_j \quad 5-1$$

donde,

Δt es el intervalo de tiempo,

S_j / S_{j+1} los volúmenes en el tiempo j y $j+1$,

Q_j / Q_{j+1} los caudales de salida del embalse en el tiempo j y $j+1$,

I_j / I_{j+1} los caudales de entrada al embalse en el tiempo j y $j+1$.

5.1.3. Embalse único equivalente

5.1.3.1. Descripción de los escenarios

Sobre la base de la propuesta de hidrotecnias, para el control de inundaciones cerca de los municipios de Chiva y Cheste, de la CHJ, se ha planteado un escenario de embalse único en Cheste. La razón de este único escenario es que brinda la posibilidad de comparación con los embalses distribuidos en cabecera, teniendo en cuenta los cauces afectados por los embalses distribuidos, además de su equivalencia con el volumen total de capacidad de retención. Como se puede apreciar de la comparación de las dos medidas, mientras los embalses distribuidos afectan las cabeceras de los cauces que drenan a la Rambla del Poyo en cercanías del municipio de Cheste (Figura 5-4), el embalse único equivalente recoge las aguas drenadas justo unos pocos kilómetros (~6km) aguas abajo de esta unión (Figura 5-6). En tal sentido, la comparación entre los dos escenarios puede asumirse como equilibrada y justa para el análisis de la efectividad, evitando de esta manera más fuentes de incertidumbre en el análisis comparativo.

El punto de partida para el establecimiento de los escenarios de embalse único ha sido el diseño existente de un embalse, en el mismo emplazamiento, el cual fue planteado por la CHJ en las fases iniciales de evaluación de alternativas para el control de inundaciones en la cuenca (cf. DIHMA, 2006). Sobre este diseño original, se han realizado modificaciones para que el diseño de la estructura hidráulica sea similar al funcionamiento de los embalses distribuidos, es decir, con las mismas características de los aliviaderos ya descritas en su respectivo apartado. Igualmente, se hacen las mismas consideraciones respecto de asumir la capacidad máxima de almacenamiento y la imposibilidad de rotura de la presa.

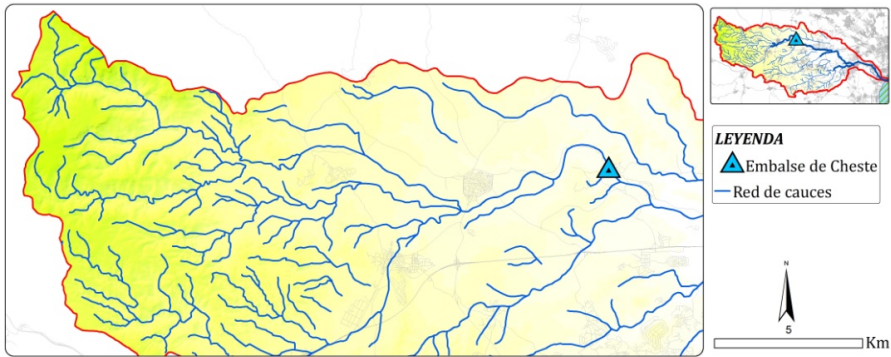


Figura 5-6. "Escenario embalse de Ceste".

En la Tabla 5-11 se resumen las principales características de cada uno de los escenarios planteados, mientras en la Figura 5-7 se muestran las curvas características del escenario de máxima retención a manera de ejemplo.

Tabla 5-11. Características de los escenarios de embalse único equivalente.

Escenario	Altura presa (m)	Longitud presa (m)	Volumen total (m ³)
Ceste 1	21.5	250	15,770,579
Ceste 2	20.0	240	12,748,698
Ceste 3	17.0	230	7,594,991
Ceste 4	14.0	215	4,120,021
Ceste 5	11.5	210	2,343,693
Ceste 6	11.0	200	2,030,357
Ceste 7	9.0	160	1,107,213

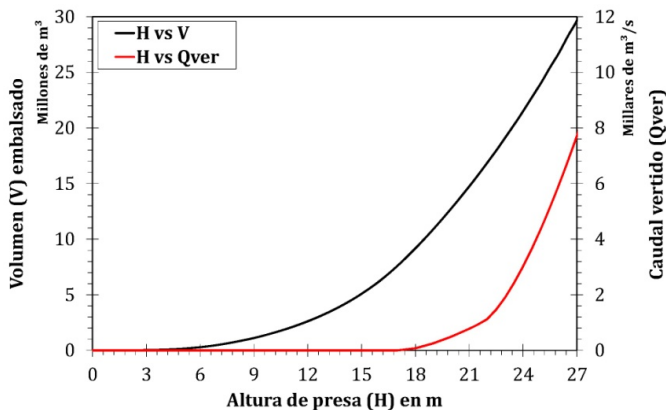


Figura 5-7. Curvas características para el escenario Embalse Ceste 1.

5.1.3.2. Parametrización de los escenarios

En este caso, se ha aplicado el mismo método explicado en los escenarios de embalses distribuidos, es decir, el método del Puls Modificado (Ponce, 1989; Francés et al., 2012).

5.2. Determinación de la peligrosidad

5.2.1. Generación de avenidas sintéticas

Una vez establecidos los escenarios dentro del modelo hidrológico, se han realizado las simulaciones con las cien tormentas sintéticas y con las dos CHAS establecidas. En tal sentido, se han obtenido como resultado doscientos hidrogramas para cada escenario de reforestación, embalses distribuidos y embalse único equivalente. Gracias al carácter distribuido del modelo hidrológico, cada uno de estos hidrogramas puede ser obtenido en cualquier punto de interés de la red de cauces. Por ejemplo, en términos de la comparación de la efectividad de las medidas sobre los cuantiles simulados, un punto de interés de extracción de los valores de los caudales máximos son los puntos de entrada al modelo hidrodinámico. Por otro lado, para la generación de los calados máximos, interesan los hidrogramas en los puntos y eventos ya establecidos para tal fin en el capítulo anterior.

5.2.2. Estimación de la probabilidad de las avenidas

Siguiendo la metodología explicada en el anterior capítulo, se han tenido en cuenta las funciones de distribución de probabilidad de no-excedencia, de las tormentas sintéticas y de las CHAS, para derivar la respectiva función de distribución de los caudales máximos. Como se ha mencionado, éstos han sido extraídos de los hidrogramas obtenidos en la simulación hidrológica. Como resultado, se han obtenido las funciones de distribución de probabilidad de no-excedencia para cada escenario, lo cual permite realizar posteriores análisis comparativos. En la Figura 5-8, Figura 5-9 y Figura 5-10, se presentan ejemplos de estos resultados para todos los escenarios analizados (reforestación, embalses distribuidos y embalse único equivalente). Estos cálculos están referidos a uno de los puntos de entrada en el modelo hidrodinámico: Rambla del Poyo en la Autovía A-7.

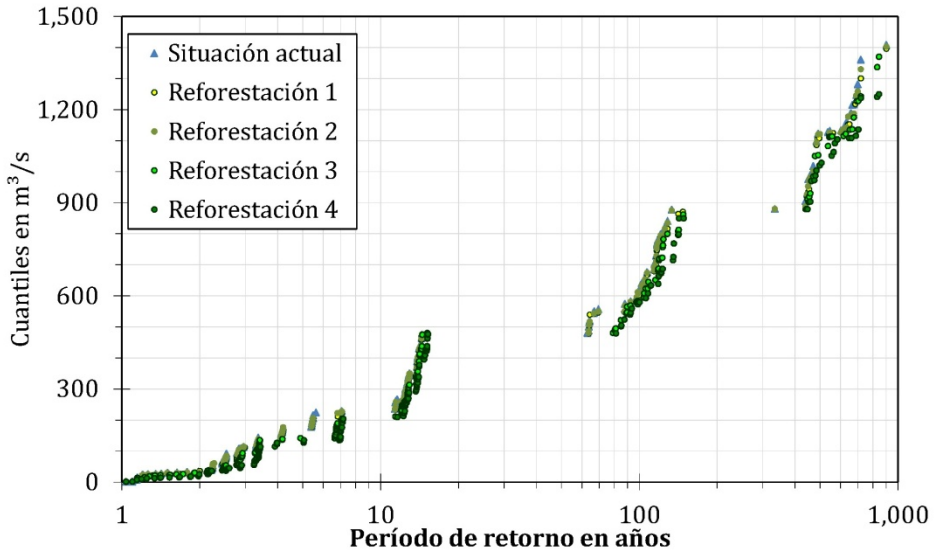


Figura 5-8. *Período de retorno de los caudales máximos simulados en los escenarios de reforestación.*

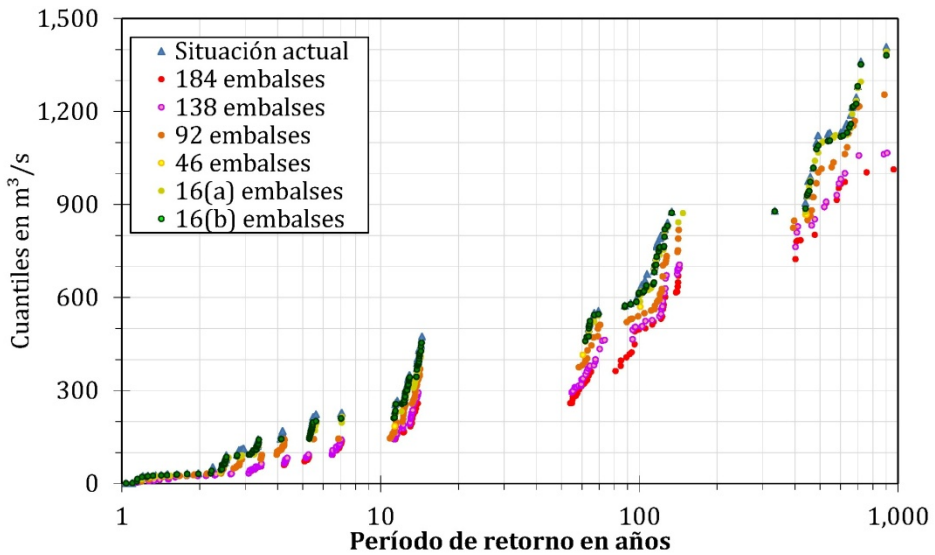


Figura 5-9. *Período de retorno de los caudales máximos simulados en los escenarios de embalses distribuidos.*

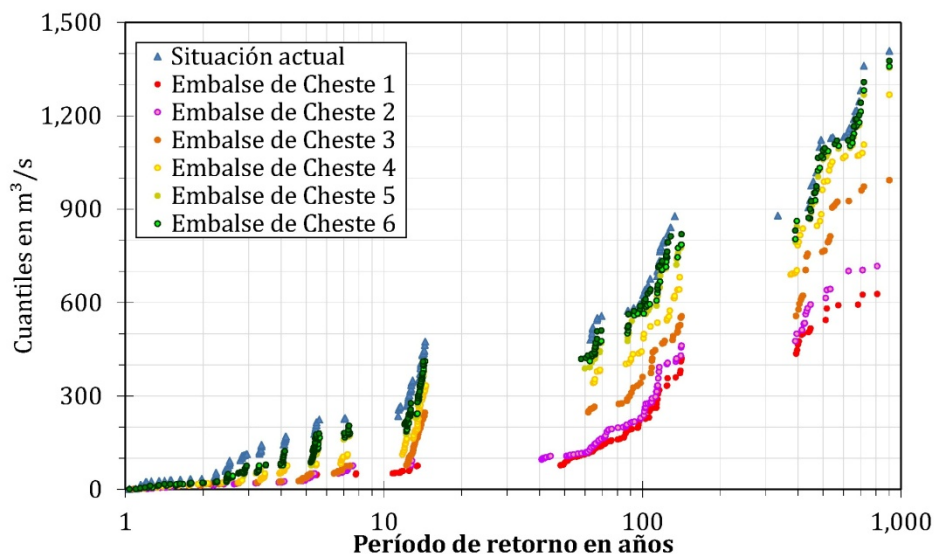


Figura 5-10. Período de retorno de los caudales máximos simulados en los escenarios de embalse único equivalente (Cheste).

5.2.3. Generación de los calados máximos

Debido al alto costo computacional y a la limitación de recursos, sólo ha sido posible simular los escenarios máximos posibles de cada una de las medidas. En ese sentido, se han analizado las condiciones en las cuales se lograría la máxima efectividad sobre el daño anual esperado o para cualquier evento con período de retorno definido. Los mapas de calados máximos han sido utilizados directamente para el establecimiento de los mapas de peligrosidad, los cuales a su vez han servido para la obtención de los mapas de riesgo.

5.2.4. Mapas de peligrosidad

La estimación de los mapas de peligrosidad, para cada uno de los escenarios de donde se obtuvieron calados máximos (Reforestación 4, 184 embalses y Cheste 1), se ha realizado mediante el procedimiento explicado en el apartado homólogo del anterior capítulo. Estos mapas son los que se presentan en las Figuras 5-11, 5-12, y 5-13, los cuales demarcan la extensión de la zona inundable (evento de período de retorno 500 años) y presentan la profundidad máxima alcanzada. Estas propiedades fueron representadas para los escenarios analizados.

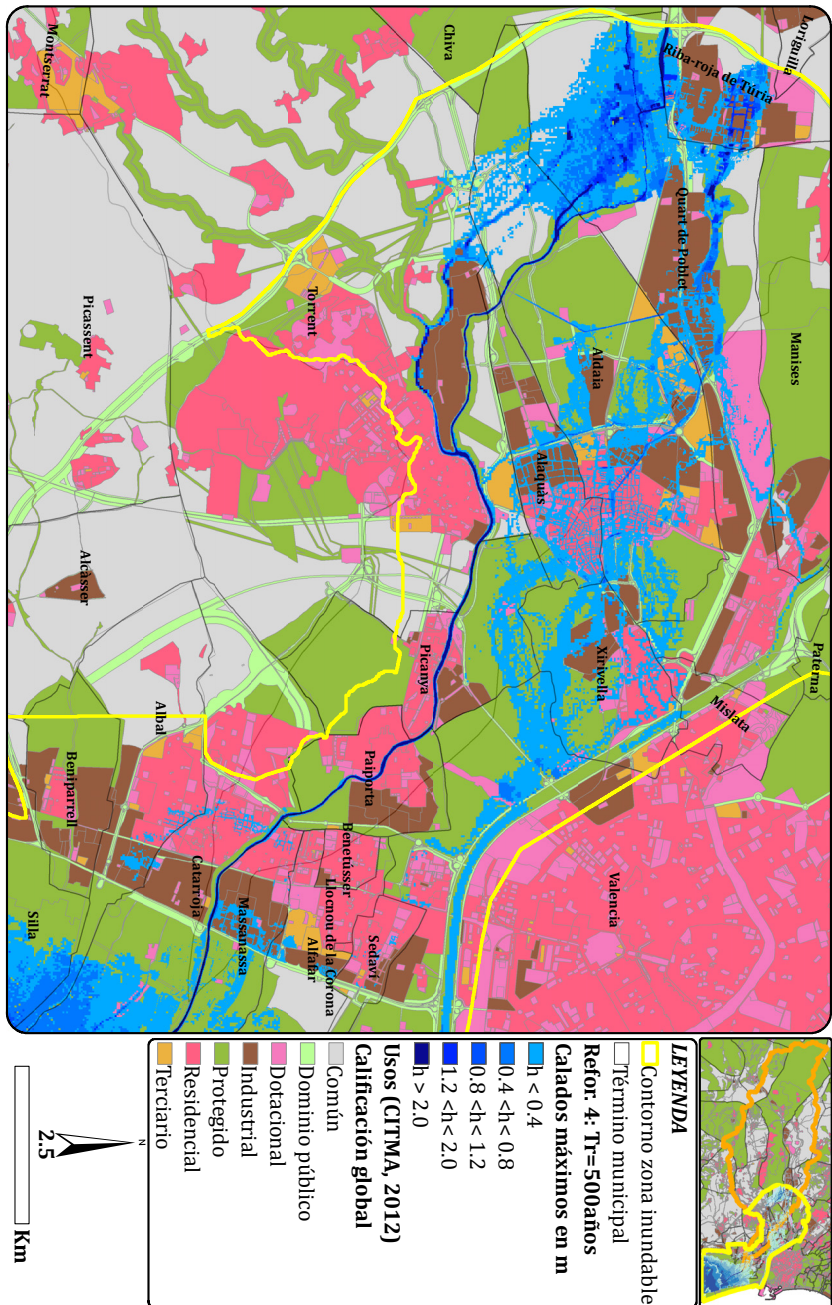


Figura 5-11. Mapa de peligrosidad para los 500 años de periodo de retorno con el escenario de Reforestación 4.

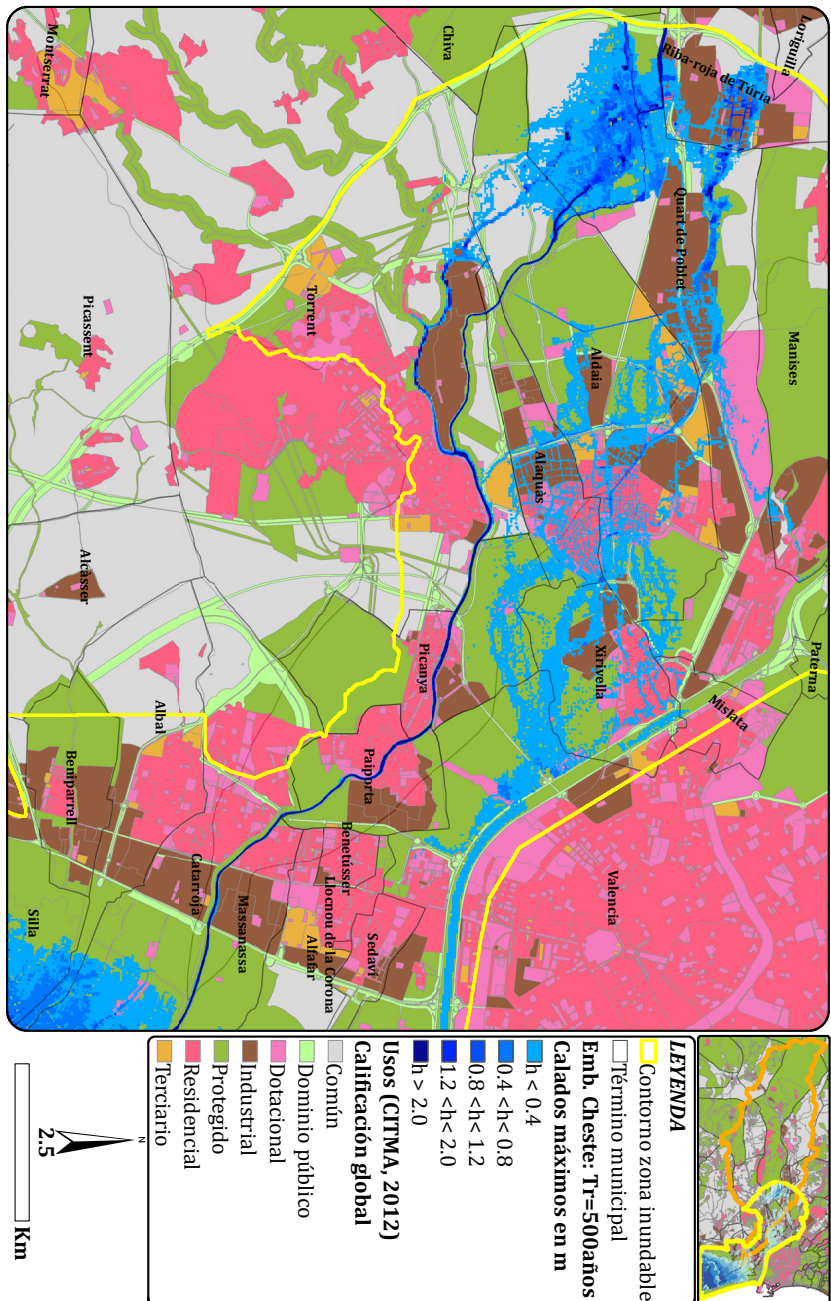


Figura 5-13. Mapa de peligrosidad para los 500 años de periodo de retorno con el escenario embalse de Cheste 1.

5.3. Determinación de la vulnerabilidad económica

Las curvas calado-daño estimadas en el anterior capítulo, han servido para el cálculo del daño económico directo de cada uno de los escenarios. El método se resume brevemente en el siguiente apartado, sin embargo, los detalles pueden verse en el apartado homólogo del anterior capítulo.

5.4. Determinación del riesgo

5.4.1. Cálculo del riesgo

El procedimiento de cálculo ha sido el mismo establecido en el apartado homólogo del anterior capítulo, es decir, el desarrollo de la Ecuación 4-18 siguiendo las Ecs. 2-7 y 2-8 mediante el uso de un SIG. En este caso, se han utilizado los calados máximos obtenidos para cada escenario y las mismas curvas calado-daño, establecidas para cada uso del suelo. El resultado de este cálculo cuantitativo se puede visualizar en las curvas Daño-Frecuencia de la Figura 6-18. El valor del DAE, para los escenarios Reforestación 4, 184 embalses y Embalse Cheste1, ha sido respectivamente de: 2,937,275.71€/año, 3,024,704.54€/año y 2,417,698.69€/año.

5.4.2. Mapas de riesgo

El resultado de la cuantificación del daño anual esperado en la zona inundable, para cada uno de los escenarios analizados, se resume en las Figuras 5-14, 5-15 y 5-16. Igualmente, se presentan, a manera de ejemplo, los mapas de riesgo para la condición de media y baja probabilidad por inundación, es decir, el daño producido para cada uno de los escenarios analizados para un evento con período de retorno de 100 (Figuras 5-17, 5-18, y 5-19) y 500 años (Figuras 5-20, 5-21 y 5-22). La escala de daño en la leyenda, se ha presentado en función de los cuartiles encontrados para cada uno de los escenarios, de la misma manera que había sido representada en la condición actual o de referencia.

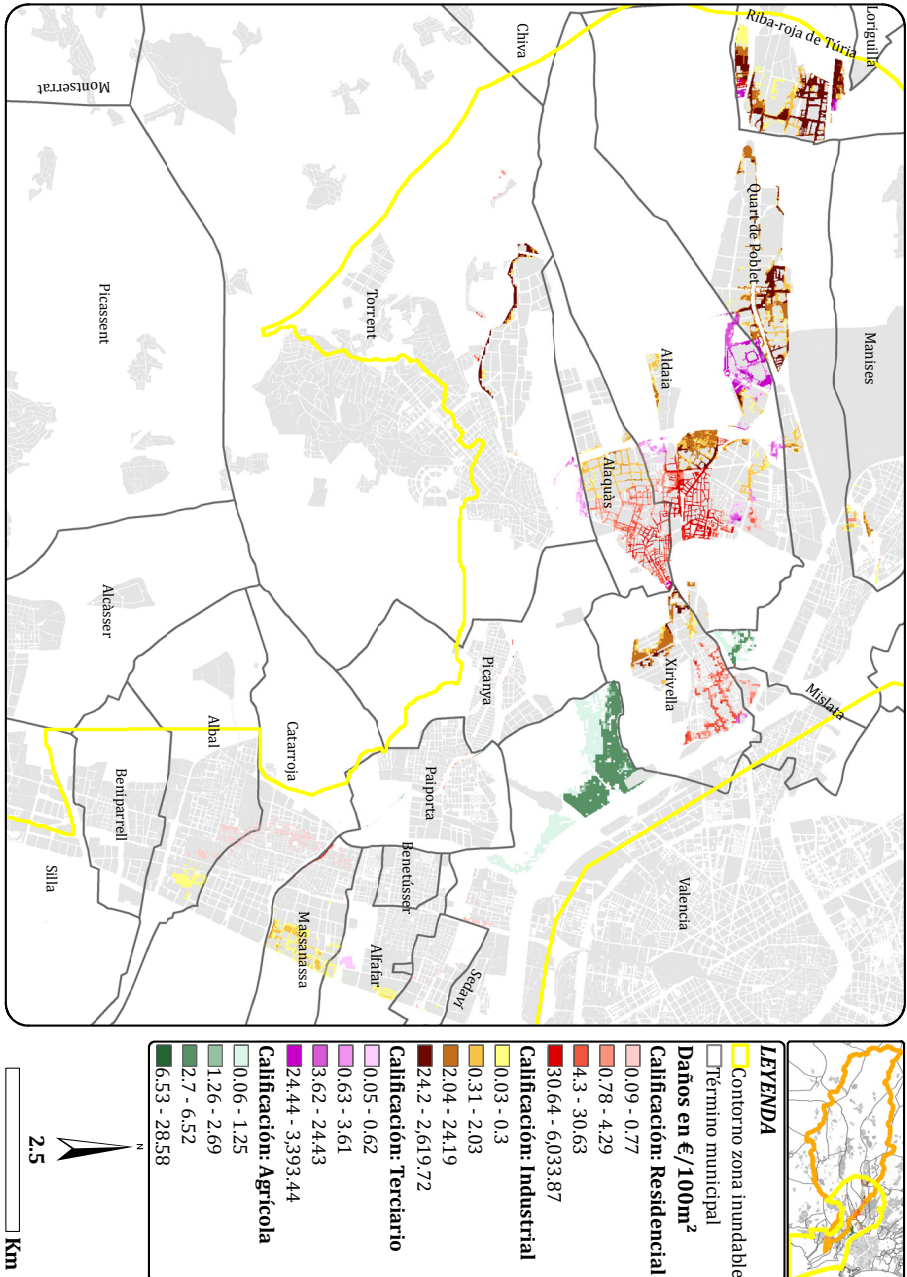


Figura 5-14. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Poyo con el escenario: Reforestación 4.

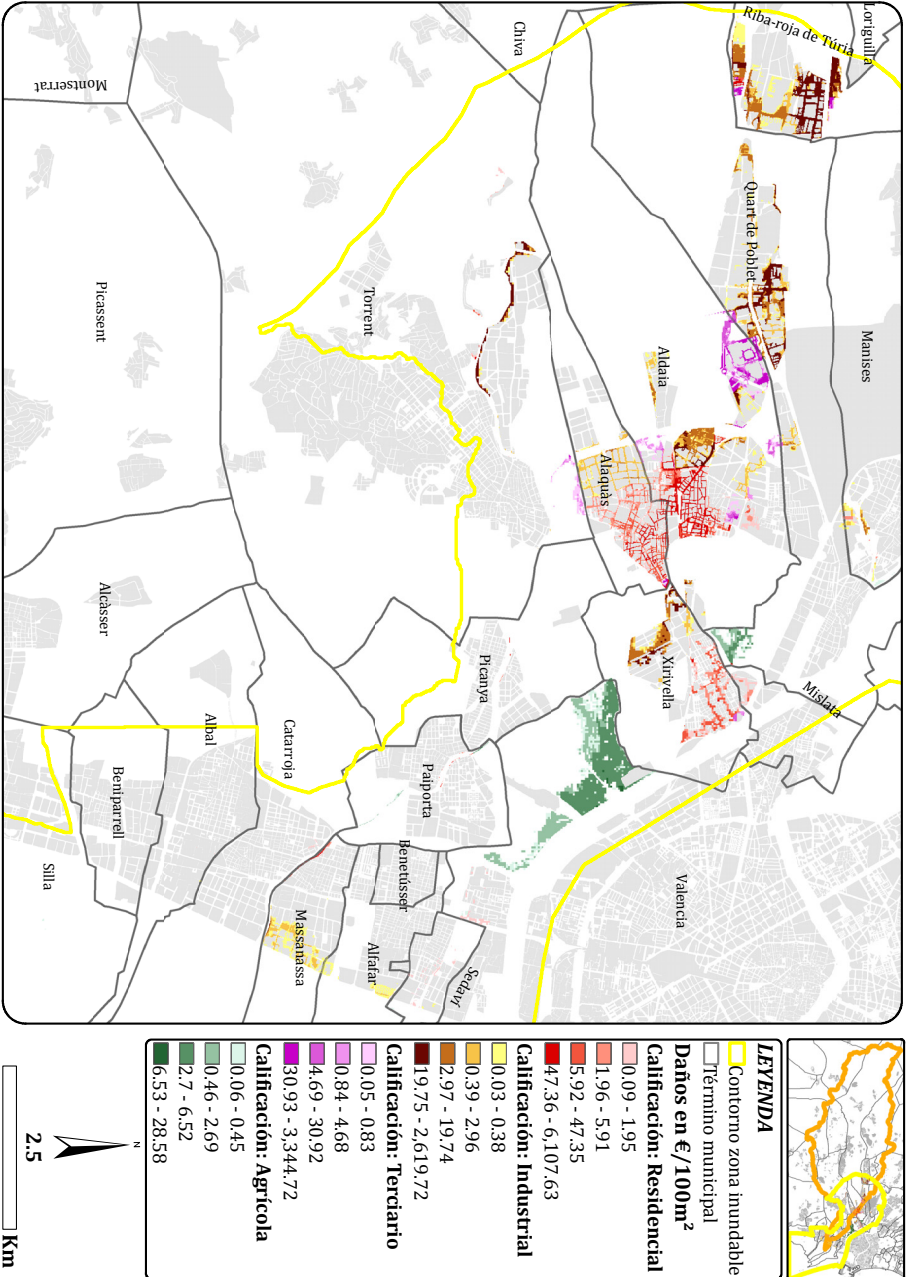


Figura 5-15. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Poyo con el escenario: 184 embalses.

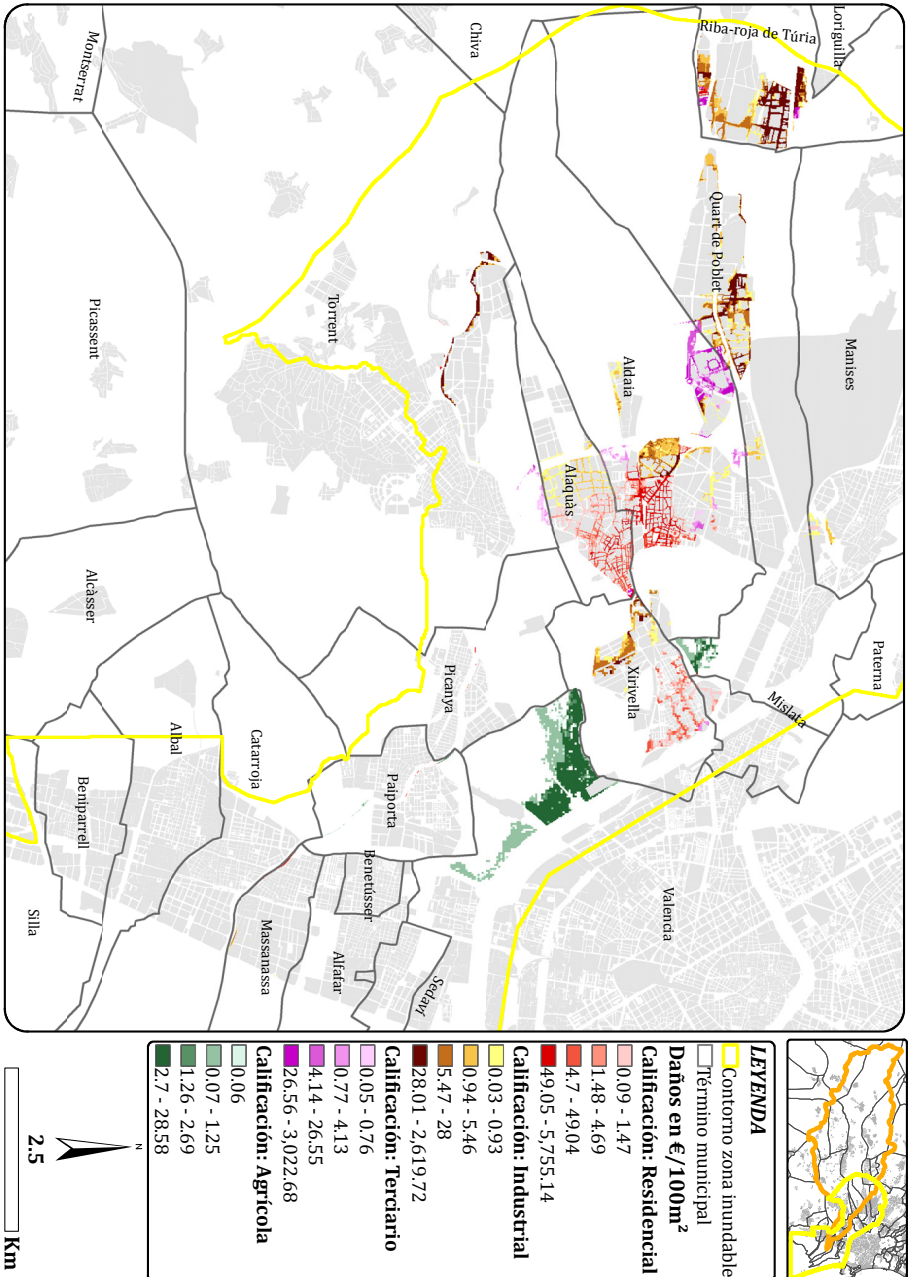


Figura 5-16. Daño anual esperado para la zona inundable de la Rambla del Pojo con el escenario: Embalse de Cheste 1.

Figura 5-17. Mapa de riesgo para media probabilidad por inundación ($T_r=100$ años) en la Rambla del Poyo con el escenario: Reforestación 4.

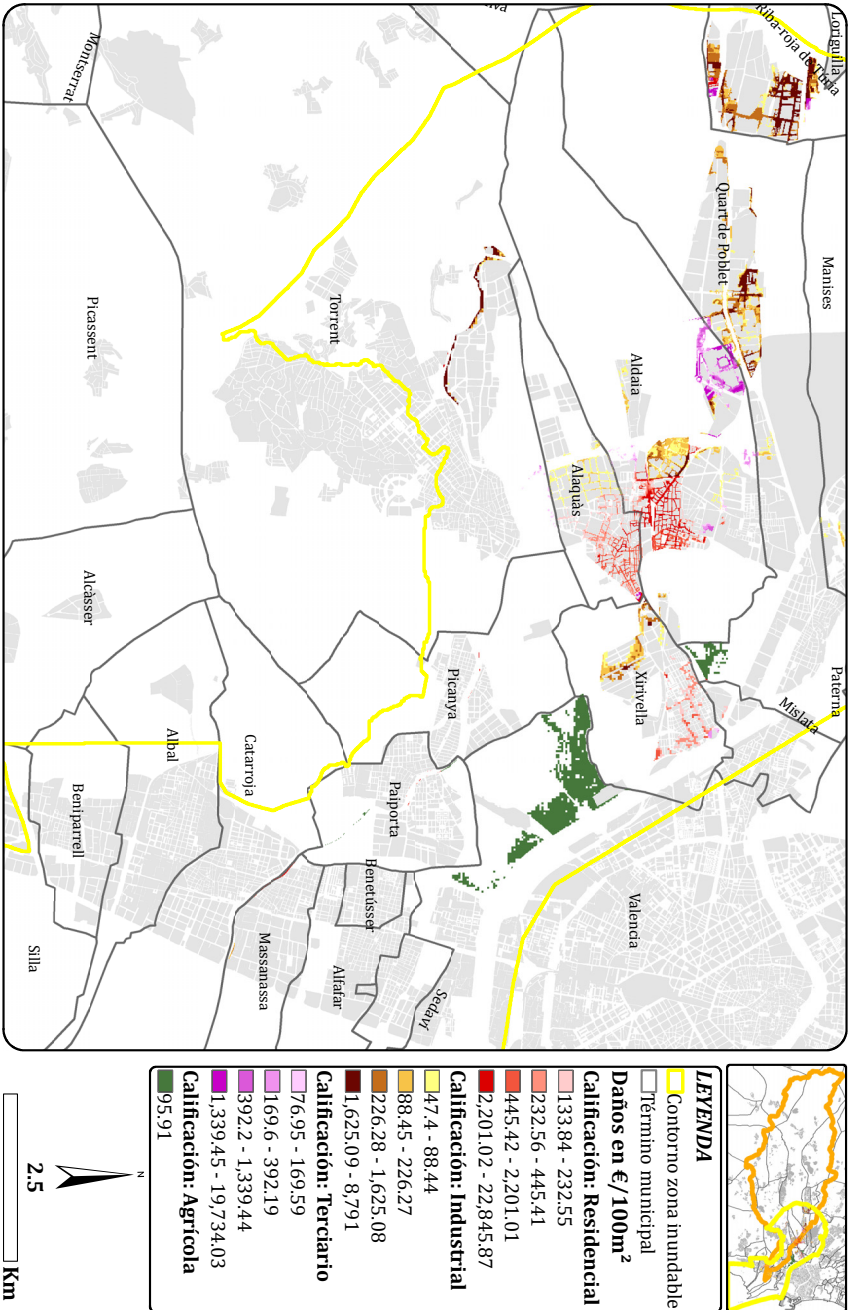


Figura 5-20. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación (Tr= 500 años) en la Rambla del Poyo con el escenario: Reforestación 4.

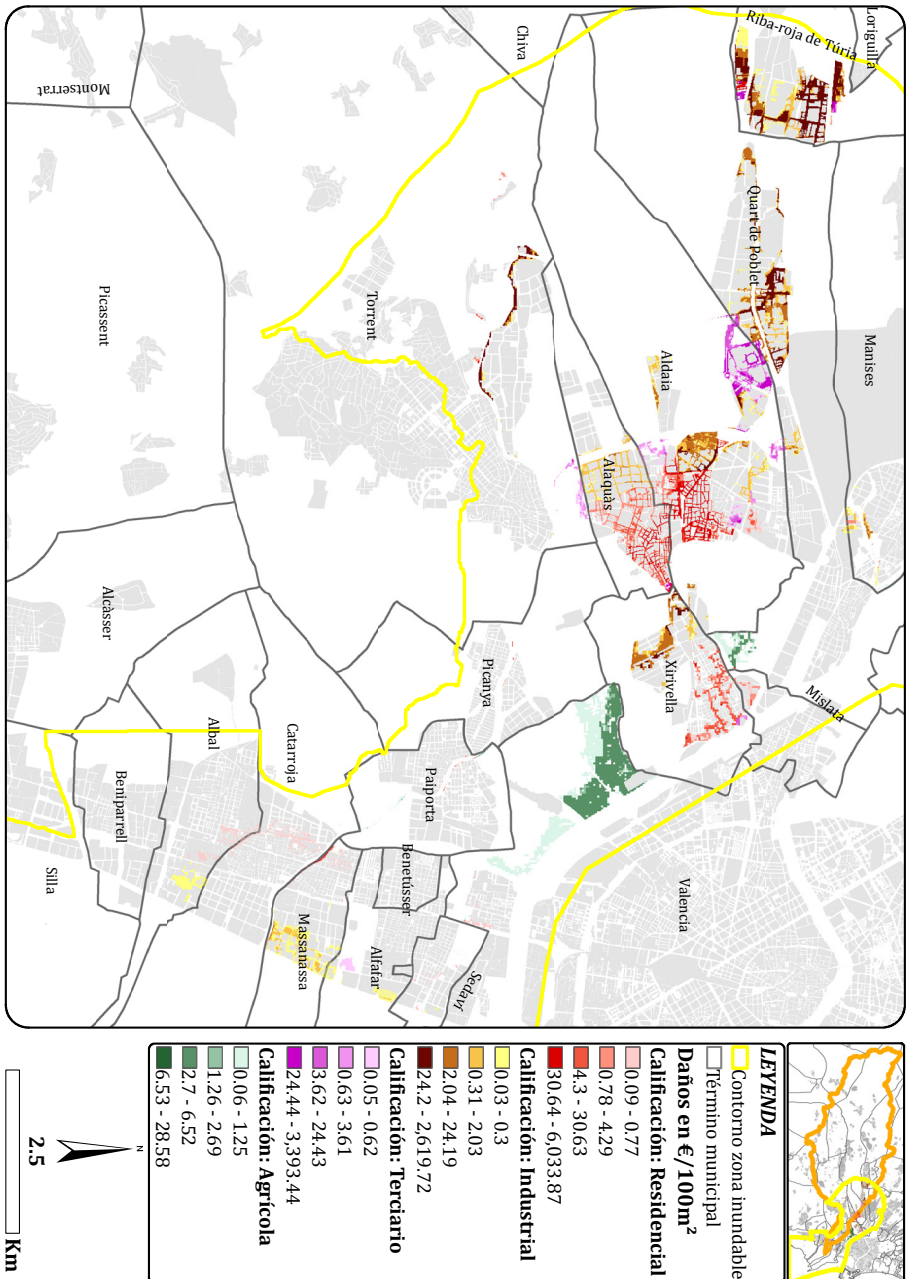


Figura 5-21. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación ($T_r=500$ años) en la Rambla del Poyo con el escenario: 184 embalses.

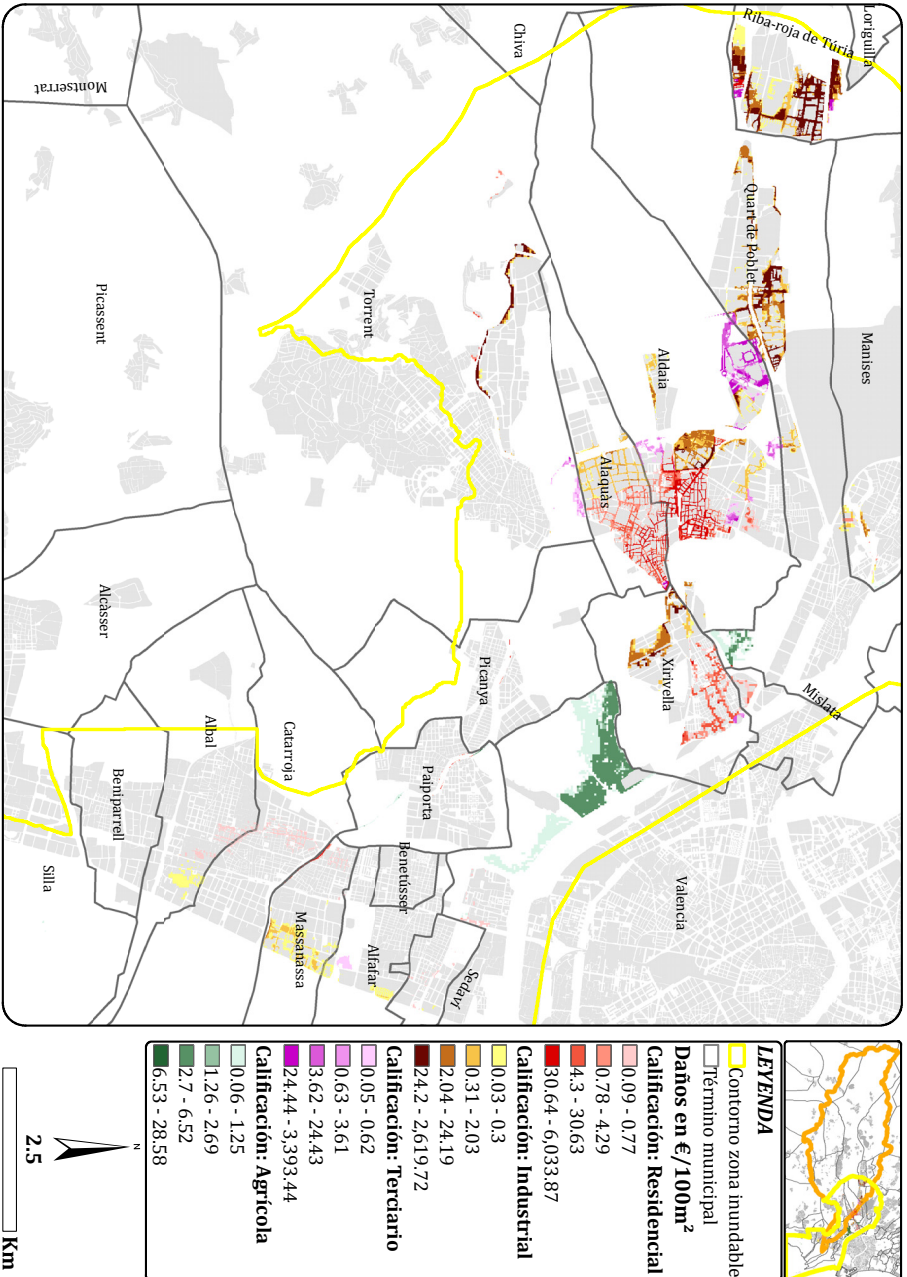
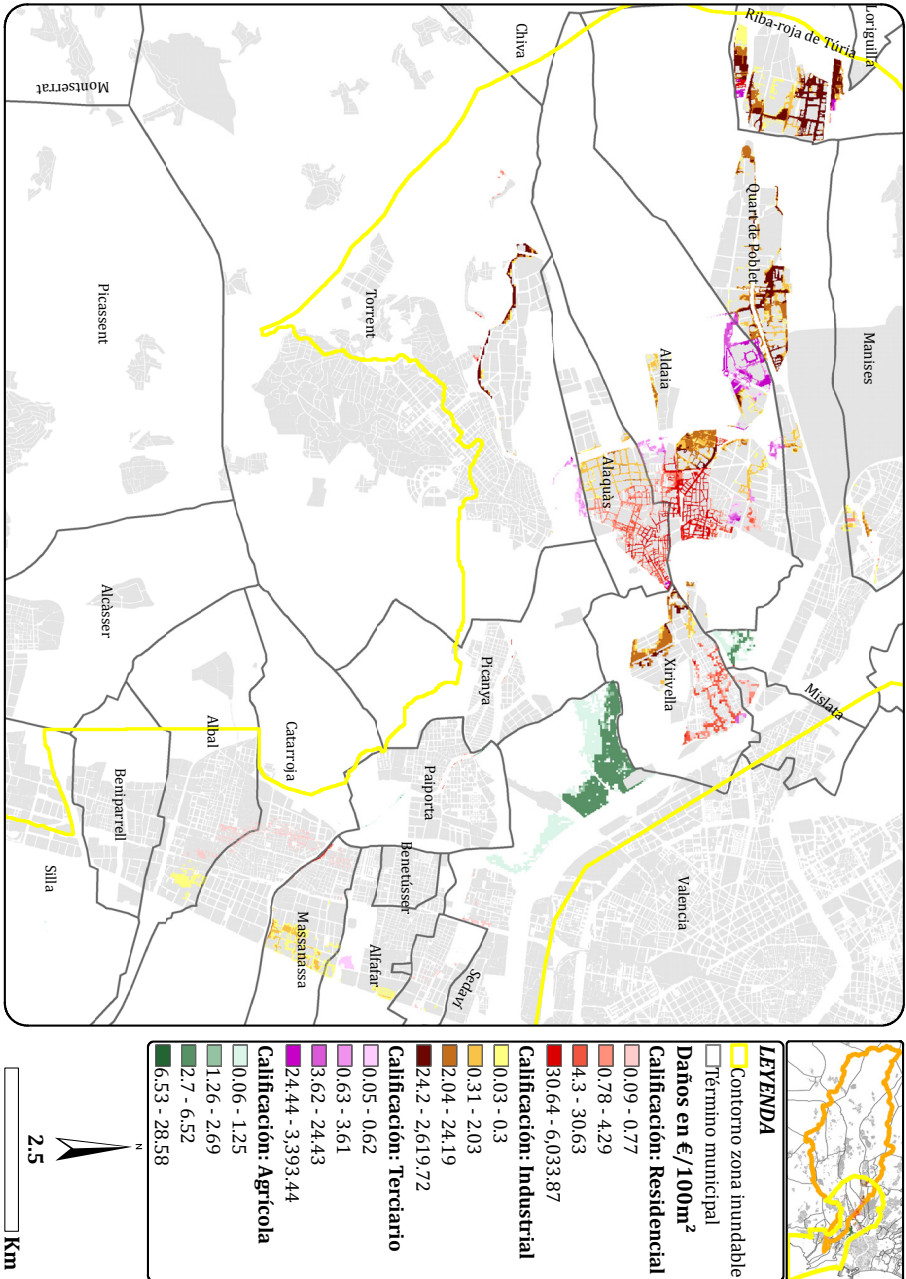


Figura 5-22. Mapa de riesgo para baja probabilidad por inundación ($Tr=500$ años) en la Rambla del Poyo con el escenario: Embalse de Cheste 1.



6. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En este capítulo se discuten los resultados de la metodología aplicada al caso de estudio. En el primer apartado, se consideran los principales factores que han influenciado los resultados obtenidos en las tareas comprendidas en el análisis del riesgo, haciendo énfasis en cada una de las variables de cálculo. En el segundo apartado, se han involucrado aspectos relacionados con la metodología aplicada al análisis de escenarios, poniendo de relieve las principales limitaciones y potencialidades. Igualmente, en este apartado se analiza la efectividad de las medidas propuestas como estrategias para la reducción del riesgo, donde se hace una distinción entre la efectividad sobre los eventos en sí (caudales máximos), y la efectividad sobre el riesgo como producto de la interacción del fenómeno natural con el componente socioeconómico del sistema (daño directo tangible).

6.1. Análisis del riesgo en la condición de referencia (C_0)

6.1.1. Peligrosidad

Como se ha visto en el capítulo 4, la metodología para la determinación de la peligrosidad involucra tres enfoques de modelación integrados: i) la modelación estocástica para la generación de tormentas sintéticas; ii) la modelación hidrológica distribuida para la generación de avenidas sintéticas; a escala de evento, este enfoque contribuye con el análisis de los procesos hidrológicos dominantes en las avenidas generadas en la cuenca dentro de un período de referencia; a escala diaria, este enfoque contribuye con el análisis de las CHAS observadas en la cuenca, también dentro de un período de referencia; iii) la modelación hidrodinámica para la generación sintética de calados máximos, base para la estimación, tanto de la peligrosidad, como de la determinación de los daños económicos directos y el riesgo. Queda evidenciado, con la aplicación de esta metodología, el señalamiento de Schumann (2011) respecto a que los procesos hidrológicos son una consideración fundamental en la caracterización de las avenidas durante el proceso de determinación de la peligrosidad, lo cual influye en las posteriores

tareas de análisis de riesgo. En el mismo sentido, Marco (2006) mencionó que siempre es la hidrología la que determina el margen de error final en la construcción del mapa de riesgo cuantitativo. Igualmente, en un contexto cambiante, como lo serían posibles escenarios futuros de reducción del riesgo, los procesos hidrológicos y los métodos para su análisis son fundamentales (Bronstert, 2004; Blöschl et al., 2007) para reflejar adecuadamente dichos escenarios (Klöcking y Haberlandt, 2002; Wegehenkel, 2002). En tal sentido, inadecuadas simplificaciones en el análisis hidrológico pueden conllevar a resultados erróneos en la cuantificación del riesgo, resultado inaceptable, si sobre estos resultados se basaran las decisiones que alteraran el sistema, en sus componentes física y socioeconómica, en la perspectiva de reducir el riesgo. En adelante se discute la influencia de algunos factores claves en el análisis hidrológico, los cuales deben ser tenidos en cuenta en cualquier análisis de riesgo, por lo menos, en cuencas con similares características hidroclimáticas.

6.1.1.1. Factores influenciando la estimación de la frecuencia de avenidas

La elección del método apropiado para la estimación de la frecuencia de las avenidas debe estar mediada por las fortalezas y debilidades de los diferentes métodos aplicables, en donde debe quedar bien claro, cómo y en qué medida, los supuestos en los planteamientos se traducen en diferencias en las estimaciones (Rogger et al., 2012). En primer lugar, queda claro que es inadecuado el uso de un método estadístico puro, en la medida en que los registros hidrometeorológicos con alta resolución temporal son limitados, situación que se cumple en el conjunto del territorio del Estado Español, ya que los SAIHs fueron implantados desde finales de la década de los 80's del siglo pasado. Por otro lado, el uso método estándar basado en la "tormenta de diseño" y "avenida de diseño", tiene, entre otras, las siguientes hipótesis críticas que se han comprobado en este estudio: i) la igualdad entre los períodos de retorno de la lluvia y el caudal, y ii) la influencia de las CHAS.

De la comparación entre valores observados totales, de precipitación y escorrentía (Figura 4-23), se ha demostrado que existe una alta variabilidad de los coeficientes de escorrentía (triángulos rojos), lo cual ha puesto de relieve que factores como la tipología de evento

(distribución espacio-temporal) y sus CHAS juegan un papel importante. Si bien, la relación entre los acumulados de precipitación y escorrentía sigue, en general, una tendencia creciente, para similares valores de precipitación acumulada existen diferentes respuestas observadas en la cuenca. Por ejemplo, para un par de eventos con precipitación acumulada de aproximadamente 100mm (eventos de 07/05/2002 y 28/09/2009) presentados en la Figura 4-23, mientras en un caso su volumen de escorrentía está cerca de los 4Hm³ en el otro es una décima parte, o en el caso de los eventos en torno a 180mm (eventos de 14/11/1989, 13/04/1991 y 11/12/1995) en los cuales el volumen escurrido observado en la estación de aforos varía entre 2 y 7 Hm³. Si observamos las características de estos eventos en la Tabla 4-2 (ej. magnitud, duración, I_{\max}), a simple vista no se aprecia un patrón determinante en la respuesta de la cuenca a estas tormentas, lo cual sugiera la variabilidad espacio-temporal de la tormenta conjugado con otros factores como de crucial importancia. Lo anterior responde a una realidad física, lo cual puede ser analizado de una manera más próxima desde la modelación hidrológica distribuida. Tomando ahora como referencia, los resultados de la simulación hidrológica con las 100 tormentas sintéticas generadas con el modelo RAINGEN, y para cada CHAS, se ha obtenido la relación que se muestra en la Figura 6-1. En la Figura 6-1 se aprecia que en general, para la CHAS "seca", se producen eventos con caudales máximos menores que para la CHAS "húmeda". Sin embargo, ésta no es la única razón, también se aprecia la alta influencia de la variabilidad espacio-temporal de las tormentas en la generación del máximo de la avenida: para tormentas con similares período de retorno, es posible la obtención de caudales máximos con diferencias en magnitud considerables. Por ejemplo, nótese que para tormentas con períodos de retorno en torno a los 100 años (± 10 años), mientras en la Figura 6-1a es posible obtener un rango de caudales máximos entre 50 y 300m³/s, en la Figura 6-1b es posible obtener un rango de caudales máximos entre 300 y 1,100m³/s. Tomando como ejemplo dos tormentas sintéticas de similar duración y magnitud, pero diferente estructura interna (Figura 6-2), es apreciable como cambia la respuesta de la cuenca de un evento a otro y entre diferentes CHAS. En síntesis, la variabilidad espacio-temporal de las características de la tormenta, conjugadas con diferentes CHAS, influyen claramente la respuesta de la cuenca y no pueden ser despreciadas en el análisis hidrológico. Si el anterior análisis lo realizamos comparando los

períodos de retorno de la Precipitación Diaria eq. Puntual de las tormentas sintéticas y los caudales máximos generados por éstas, se observa claramente una fuerte dispersión (Figura 6-3), por lo que la hipótesis de asignación de igual período de retorno para las dos variables es un error crucial, error inasumible inclusive desde la teoría estadística en el caso de análisis como los caudales fluviales, los cuales son fenómenos físicos multivariados. Igualmente, es bastante conocido que la relación de la precipitación-escorrentía es claramente no-lineal (ej. Blöschl y Montanari, 2010), lo que no acompaña tampoco dicha hipótesis ampliamente extendida en el mundo ingenieril para la estimación de la frecuencia de avenidas.

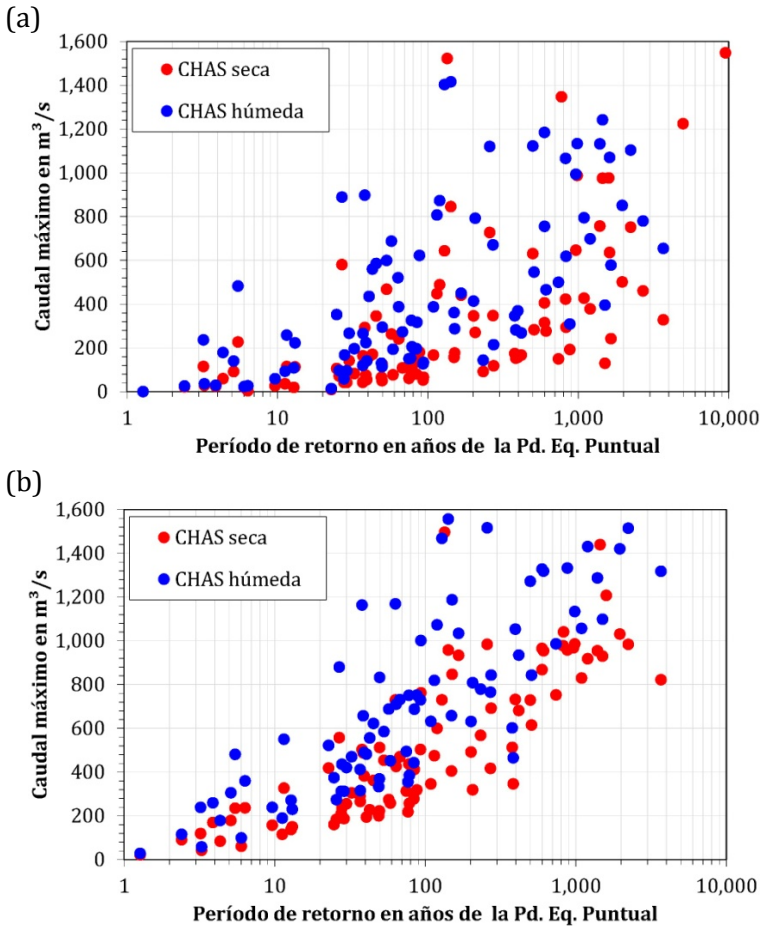


Figura 6-1. Influencia de la variabilidad espacio-temporal de la lluvia y las CHAS en la respuesta hidrológica de la Rambla del Poyo en: (a) estación de aforos; (b) en V-31 (Pista de Silla).

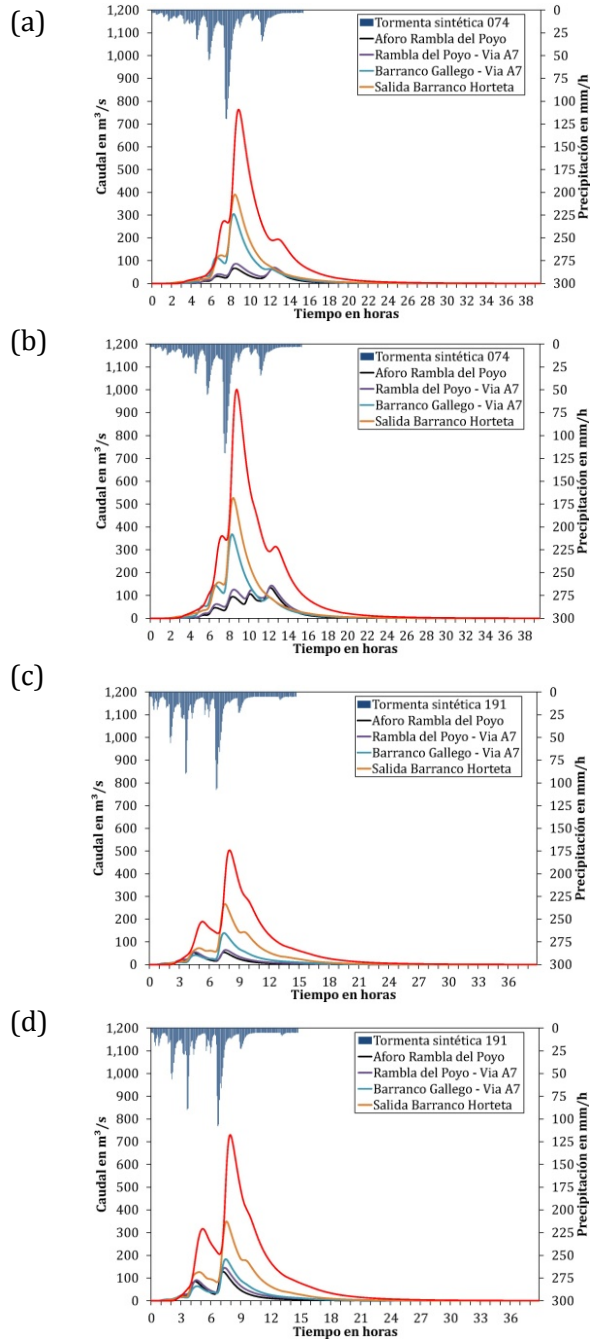


Figura 6-2. Influencia de la variabilidad espacio-temporal de la lluvia en la respuesta hidrológica de la Rambla del Poyo en diferentes puntos de la cuenca para: tormenta sintética 074 ($P_d = 233.8\text{mm}$) con (a) CHAS "seca"; (b) CHAS "húmeda" y; tormenta sintética 191 ($P_d = 233.5\text{mm}$) con: (c) CHAS "seca"; (d) CHAS "húmeda".

Las anteriores consideraciones muestran que el uso del enfoque estándar de estimación de frecuencia, basado en la tormenta y avenida de diseño, no es el más adecuado en cuencas mediterráneas como la Rambla del Poyo, ya que existen factores determinantes en la respuesta de la cuenca tales como: distribución espacio-temporal de la tormenta y sus CHAS. Sobre esta base, el enfoque combinatorio propuesto en esta tesis, para la derivación de la frecuencia de las avenidas, cobra gran fuerza debido a: i) su enfoque basado en el análisis de las características físicas predominantes en la respuesta de la cuenca; ii) ser de gran utilidad en la estimación de eventos con altos períodos de retorno sobre base física; iii) no es una metodología que requiere costes económicos por transferencia tecnológica, ya que los modelos utilizados han sido producidos por el Grupo de Investigación de Modelación Hidrológica y Ambiental de la UPV (TETIS es de uso libre y gratuito y RAINGEN puede ser utilizado previa autorización de los autores); a su vez estos modelos se basan en información disponible hoy en día, casi en su totalidad, de manera gratuita. Un inconveniente del método puede ser el coste computacional y de post-procesamiento de los resultados, además del grado de dificultad que pueda generar el manejo de herramientas como los modelos RAINGEN y TETIS. Sin embargo, desde el punto de vista de lo público y de los beneficios de la herramienta en la gestión del riesgo, estos inconvenientes pueden ser resueltos si se pondera adecuadamente su utilidad social.

Si bien la modelación hidrológica distribuida no está exenta de niveles importantes de incertidumbre, debido entre otras razones, a la conceptualización y estructura del modelo, a las técnicas utilizadas para la evaluación, y a los datos mismos sobre los que éstas se basan, se ha demostrado en esta tesis que: es posible determinar los procesos hidrológicos predominantes sobre la cuenca para un período de referencia, lo cual brinda mayor nivel de confianza a la hora de utilizar este enfoque como base para la estimación de frecuencia de las avenidas, además de su potencial uso como referencia para la proyección de escenarios. Las evaluaciones del modelo hidrológico de la Rambla del Poyo en su estación de aforos, para el período de registros utilizado, fueron siempre satisfactorias de acuerdo con los estándares de evaluación presentados por Moriasi et al. (2007).

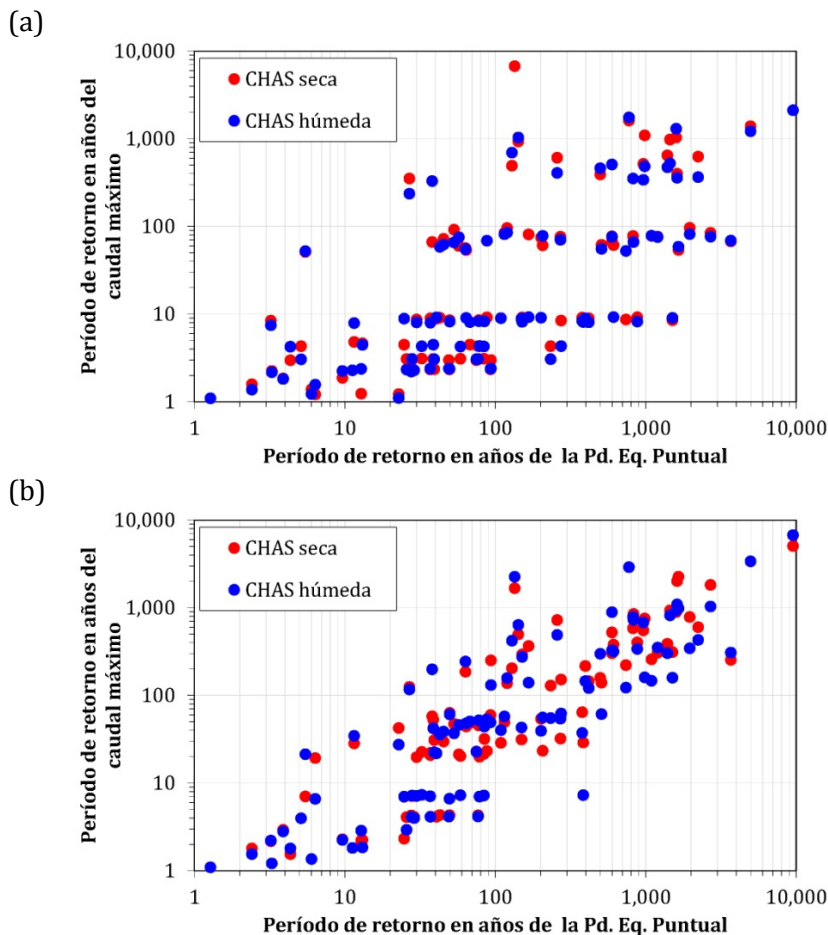


Figura 6-3. Comparación de los períodos de retorno de las tormentas sintéticas y de sus caudales máximos generados en la Rambla del Poyo en: (a) estación de aforos; (b) en V-31 (Pista de Silla).

6.1.1.2. Factores influenciando la estimación de la magnitud de las inundaciones

Como se había mencionado en el capítulo 4, el tratamiento del MDT en la modelación hidrodinámica es una tarea clave, principalmente en zonas con alta influencia antropogénica. Las conclusiones que se delinearon en el mencionado capítulo se han basado en el análisis que se explica a continuación. Se han comparado los resultados obtenidos de las simulaciones sobre tres escalas de MDT (5m, 10m, y 30m), donde cada uno de estos MDT fue utilizado en dos vías: i) del resultado obtenido del paso de formato vectorial a ráster; ii) de este último pero

tratándolo para dar continuidad a las vías de flujo, en caso en que la escala de trabajo la interrumpiera como se aprecia en la Figura 6-4. Para un análisis más detallado se han extraído los estadísticos de la distribución de profundidades (h) para cada categoría de usos del suelo de la Figura 6-5. Este análisis se presenta en las Tablas 6-1 a 6-6, cada una de éstas correspondiendo a una simulación hidrodinámica para cada escala de MDT, con y sin tratar.

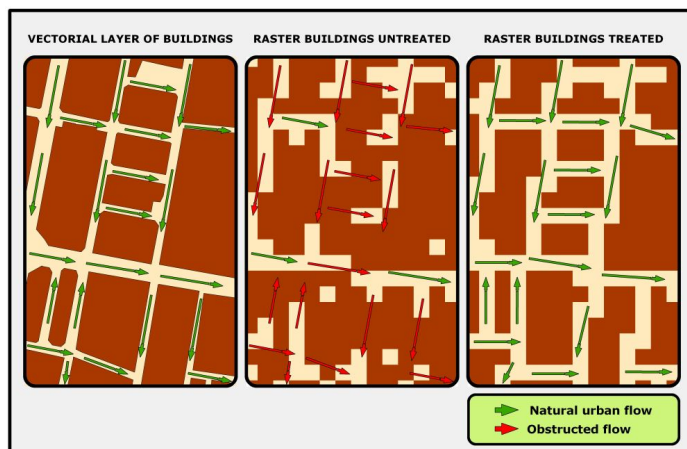


Figura 6-4. Comparación del efecto de diferentes MDTs en la modelación del flujo hidrodinámico bidimensional (HIDROGAIA, 2008).

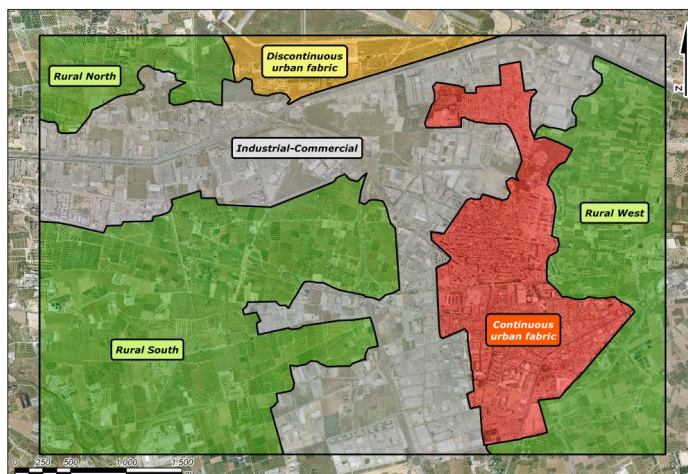


Figura 6-5. Categorías de uso del suelo en la zona de inundación de la Rambla del Poyo (HIDROGAIA, 2008).

Tabla 6-1. MDT de 5m de lado -original- (HIDROGAIA, 2008).

Categoría	Área (m ²)	Min. h (m)	Max. h (m)	Med. h (m)	Std.(m)
Industrial-Comercial	2,202,250	0.00	5.65	0.49	0.53
Rural Sur	1,762,150	0.00	7.02	0.32	0.42
Rural Oeste	1,358,075	0.00	4.96	0.30	0.33
Rural Norte	175,575	0.00	3.69	1.26	1.02
Tejido urb. discontinuo	403,925	0.00	0.79	0.13	0.13
Tejido urb. continuo	952,500	0.00	4.88	0.58	0.54

Tabla 6-2. MDT de 5m de lado -tratado- (HIDROGAIA, 2008).

Categoría	Área (m ²)	Min. h (m)	Max. h (m)	Med. h (m)	Std.(m)
Industrial-Comercial	2,225,375	0.00	5.66	0.49	0.52
Rural Sur	1,764,525	0.00	7.03	0.32	0.42
Rural Oeste	1,383,350	0.00	4.94	0.29	0.33
Rural Norte	175,475	0.00	3.69	1.26	1.02
Tejido urb. discontinuo	403,700	0.00	0.80	0.13	0.13
Tejido urb. continuo	966,775	0.00	4.89	0.58	0.53

Tabla 6-3. MDT de 10m de lado -original- (HIDROGAIA, 2008).

Categoría	Área (m ²)	Min. h (m)	Max. h (m)	Med. h (m)	Std.(m)
Industrial-Comercial	2,528,000	0.00	5.22	0.48	0.51
Rural Sur	1,834,800	0.00	6.32	0.30	0.38
Rural Oeste	1,290,900	0.00	4.54	0.31	0.35
Rural Norte	161,800	0.00	3.56	1.33	0.96
Tejido urb. discontinuo	440,800	0.00	0.60	0.11	0.11
Tejido urb. continuo	1,008,300	0.00	4.77	0.60	0.61

Tabla 6-4. MDT de 10m de lado -tratado- (HIDROGAIA, 2008).

Categoría	Área (m ²)	Min. h (m)	Max. h (m)	Med. h (m)	Std.(m)
Industrial-Comercial	2,642,500	0.00	5.20	0.47	0.50
Rural Sur	1,835,200	0.00	6.32	0.30	0.38
Rural Oeste	1,637,400	0.00	4.51	0.27	0.31
Rural Norte	161,600	0.00	3.56	1.33	0.96
Tejido urb. discontinuo	437,600	0.00	0.59	0.11	0.11
Tejido urb. continuo	1,235,900	0.00	4.71	0.54	0.50

Tabla 6-5. MDT de 30m de lado -original- (HIDROGAIA, 2008).

Categoría	Área (m ²)	Min. h (m)	Max. h (m)	Med. h (m)	Std.(m)
Industrial-Comercial	2,531,700	0.00	4.70	0.54	0.60
Rural Sur	1,801,800	0.00	5.66	0.27	0.41
Rural Oeste	1,287,900	0.00	3.59	0.25	0.37
Rural Norte	188,100	0.00	3.64	1.17	1.05
Tejido urb. discontinuo	496,800	0.00	1.19	0.12	0.12
Tejido urb. continuo	714,600	0.00	4.94	0.74	0.76

Tabla 6-6. MDT de 30m de lado -tratado- (HIDROGAIA, 2008).

Categoría	Área (m2)	Min. h (m)	Max. h (m)	Med. h (m)	Std.(m)
Industrial-Comercial	2,934,900	0.00	4.68	0.44	0.50
Rural Sur	1,771,200	0.00	5.64	0.26	0.40
Rural Oeste	1,734,300	0.00	3.46	0.24	0.29
Rural Norte	198,900	0.00	3.46	1.09	0.98
Tejido urb. discontinuo	507,600	0.00	1.26	0.13	0.12
Tejido urb. continuo	1,431,900	0.00	4.50	0.46	0.47

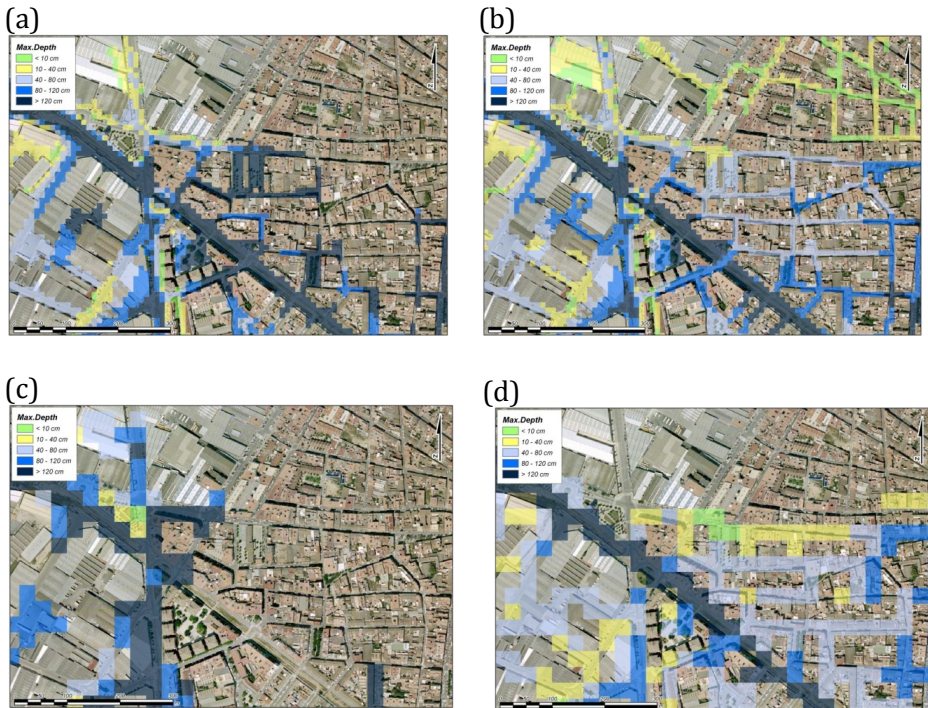


Figura 6-6. Calados obtenidos en áreas de tejido urbano continuo desde las siguientes modelaciones hidrodinámicas: MDT de 10m (a) original; (b) tratado; MDT de 30m (c) original; (d) tratado; (HIDROGAIA, 2008).

Desde los resultados presentados en las Tablas 6-1 a 6-6, se han obtenido varias consideraciones que han sido tenidas en cuenta en la elección de la escala apropiada en la modelación hidrodinámica. Éstas, pueden ser resumidas como sigue.

- a) En zonas de tejido urbano continuo, el tratamiento adecuado del MDT contribuye a disminuir la magnitud de los calados obtenidos, debido a una mejor representación de los flujos por la

zona inundada como se aprecia en la Figura 6-6, sobre todo, para escalas más bajas (Figura 6-6 c y d).

- b) En zonas de tejido urbano discontinuo e industrial-comercial, las variaciones del calado son poco apreciables, y en algunos casos el uso de un MDT tratado puede incrementar la magnitud del calado.
- c) En zonas rurales no se han apreciado cambios significativos en la distribución espacial de los calados (Figura 6-6 a y b), excepto en aquellos lugares donde existen elementos antropogénicos que deben ser introducidos al modelo para evitar acumulaciones de flujo irreales (Figura 6-6c).

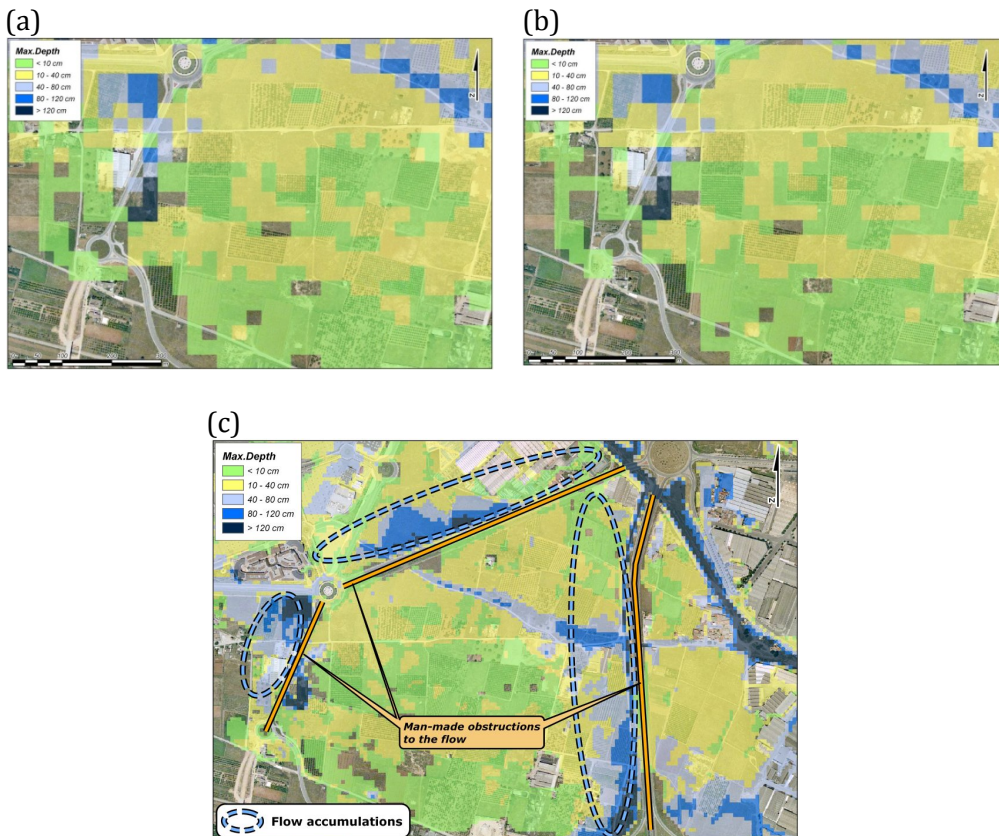


Figura 6-7. Calados obtenidos en áreas rurales desde de las siguientes modelaciones hidrodinámicas: MDT de 30m (a) original; (b) tratado; y (c) efecto de obstrucciones antropogénicas; (HIDROGAIA, 2008).

6.1.2. Vulnerabilidad económica

En el capítulo 4, apartado 4.4, se han presentado los resultados obtenidos para la determinación de la vulnerabilidad económica. En concreto, los daños económicos directos sobre categorías de uso del suelo tales como: residencial (inmuebles, contenidos, vía pública), industrial, comercial, almacenes (cf. EIXIMENIS, 2008) y agrícola (cf. Camarasa et al., 2001). Es necesario resaltar que los daños monetarios han sido expresados en euros referidos a su valor de cambio de 2008 en España, año de referencia en el que fueron obtenidos y procesados todos los datos de daños económicos.

6.1.2.1. Daños en suelo de uso residencial

A partir de los resultados obtenidos para el daño en los bienes muebles (contenidos) de uso residencial, se han podido distinguir algunas características en las formas de las curvas de la Figura 4-44: i) las curvas asociadas a viviendas (unifamiliar o plurifamiliar) sin garaje tienen una pendiente moderada y casi constante hasta llegar a su máximo de daños cuando el calado está por encima de 1.3m; ii) las viviendas con garaje en planta baja, presentan un cambio acusado de pendiente para calados por encima de 0.5m, altura a partir de la cual los daños promedio en los coches empiezan a sumar de manera más importante en la curva; iii) las curvas asociadas a las viviendas con garaje en sótano tienen un salto brusco entre el calado de 0.1m a 0.2m, los cual es explicable por la metodología para estimar el daño de los bienes contenidos en un sótano: se ha considerado que un sótano se inundaba por completo tan pronto como el calado alcanzase el umbral de 0.2m, siendo el daño total para los bienes que contenía; iv) para todos los tipos de vivienda, sus contenidos promedio sufren daños totales por encima de calados entre 1.2-1.3m, teniendo por tanto las curvas una asíntota horizontal.

Del estudio de campo realizado para la elaboración de las curvas en esta categoría de uso del suelo (EIXIMENIS, 2008), el daño máximo potencial ha sido obtenido por tipologías de vivienda, así como también por los metros cuadrados de suelo ocupados por éstas. En este último caso, la información ha sido de gran utilidad para los posteriores cálculos cuantitativos del riesgo. En el primer caso de expresión del daño, es decir de daños por tipologías de vivienda (Figura 6-8) se ha encontrado que: i) las viviendas con garaje presentan mayores daños potenciales,

respecto de las que no lo tienen. Esto se debe evidentemente a la influencia del daño que se pueda producir en el contenido del garaje, el coche, para el cual se ha fijado el valor promedio que las aseguradoras pagan por los daños en este tipo de bien. Sin embargo, es necesario resaltar que no es lo mismo el valor reembolsado por la aseguradora, que el valor que puede costar reemplazar el vehículo; ii) en general, las viviendas de planta baja en edificios plurifamiliares presentan unos daños superiores a los de las viviendas unifamiliares. Esto se puede explicar porque las viviendas en edificios plurifamiliares tienen todas sus habitaciones en planta baja, mientras que las viviendas unifamiliares, de uno o dos pisos, solamente tienen una parte de sus estancias en planta baja, y por tanto tienen menos daños en caso de inundación; iii) dentro de las tipologías de vivienda con garaje, es resaltable la diferencia de daño potencial, entre las que tienen garaje en planta baja, y las que lo tienen en sótano o semisótano; para el calado de 0.1m los daños son mayores para las viviendas con garaje en planta baja (esta diferencia es de 5% en el caso de las viviendas unifamiliares y de 1% en el caso de las plurifamiliares), lo cual es explicable por las respuestas dadas por las personas encuestadas, ya que en ocasiones se han añadido muebles u otros bienes en los garajes situados en planta baja, mientras que solamente han considerado un coche en los garajes situados en el sótano; para calados de 0.2m y mayores, las viviendas con garaje en sótano tienen mayores daños debido a los daños absolutos que suman a partir de este calado, como ya se ha mencionado anteriormente, las diferencias en daños para este calado son de un 67% menores para las viviendas con garaje en planta baja; iv) de la Figura 6-8, la tipología de vivienda con máximos daños potenciales es el edificio plurifamiliar con garaje en sótano (65,709 €/vivienda), mientras la que menor magnitud de daños presenta es la vivienda unifamiliar sin garaje (22,998 €/vivienda).

En el segundo caso de expresión de daños, es decir de daños por metro cuadrado de suelo ocupado por la vivienda, las curvas cambian considerablemente (Figura 4-44). En primer lugar, se ha asumido que una vivienda unifamiliar ocupaba unos 150m² de suelo, con o sin garaje, lo que corresponde al tamaño promedio de las parcelas encontradas para este tipo de viviendas en la zona de estudio. Respecto a las viviendas en edificio plurifamiliar, se ha considerado una superficie-tipo de piso de 100m², en los casos sin garaje y con garaje en sótano, los

cuales se ven incrementados en 20m^2 por la ocupación de suelo en el caso de garaje en planta baja. Como consecuencia de estas hipótesis, se puede resaltar que: i) las viviendas que presentan más daños unitarios son las plurifamiliares, por encima de las unifamiliares; ii) el tipo que más daños presenta es la vivienda plurifamiliar con garaje en sótano (657 €/m^2) y el que menos daños tiene la vivienda unifamiliar sin garaje (153 €/m^2); iii) estos valores de daños por metro cuadrado de suelo, a la vez que han sido útiles para el objetivo de este trabajo en la estimación del riesgo, también ha permitido hacer una comparación con los datos utilizados en el PATRICOVA. Por ejemplo, el daño potencial definido en el PATRICOVA como porcentaje del valor del tipo “residencial de muy alta densidad” tiene un valor máximo de 82 €/m^2 de suelo, valor que está muy por debajo de su homologado presentado en este estudio (plurifamiliar con garaje en sótano), el cual como se menciono anteriormente es como máximo 657 €/m^2 , es decir, 8.4 veces mayor que el señalado en el PATRICOVA. Lo anterior se puede explicar, debido a que el PATRICOVA calcula estos valores basándose en el precio del mercado del metro cuadrado de suelo, por uso y densidad, valoración que introduce más incertidumbre debido a que, el valor comercial de la propiedad está asociado con la demanda del mercado, más no necesariamente con los daños potenciales, al igual que, la información disponible del valor de la propiedad no suele incluir el valor de sus bienes muebles (Messner et al., 2007).

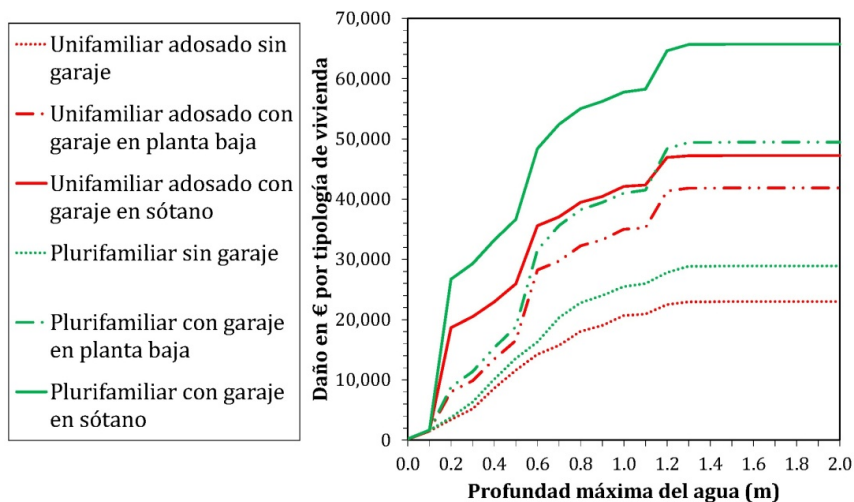


Figura 6-8. Funciones de daño absolutas en bienes muebles por tipología de vivienda; (EIXIMENIS, 2008).

De acuerdo con Smith (1994), el inconveniente de las curvas sintéticas (como las realizadas en este estudio) es que están basadas en valoraciones relativamente subjetivas, no tienen en cuenta las posibles heterogeneidades dentro de cada hipotética categoría o clase adoptada, además de no permitir la valoración de las medidas preventivas que la población tome en un evento, de acuerdo con su experiencia previa. Respecto a la subjetividad, ésta quizá puede ser la crítica más fuerte del método utilizado. En primer lugar, respecto al diseño de encuesta realizado, se parte de las hipótesis que los encuestados tienen una opinión clara sobre la cuestión planteada, y además, que esta opinión tiende hacia una evaluación correcta del problema; si estas dos condiciones están verificadas, es posible suponer que la multiplicación de los puntos de vista recogidos por la encuesta permiten evaluar los daños de una forma adecuada. A nivel práctico, se necesita que los encuestados contesten con cuidado y buena voluntad la encuesta, situación que se valoró a posteriori, excluyendo aquellas encuestas donde se encontraron incongruencias. Por otro lado, se ha calculado el tamaño de la muestra en función del margen de precisión deseado para los resultados, sin embargo, los resultados se deben interpretar de manera relativa ya que se podría elevar el tamaño de la muestra para una mayor fiabilidad. Finalmente, otra fuente de imprecisión a señalar puede ser la discretización de la variable “calado”, ya que se han considerado puntos separados por un intervalo de 0.1m para la obtención de la funciones de daño, sin embargo, dadas las fluctuaciones que se pueden dar en la lámina de agua, esta discretización puede considerarse como adecuada. Respecto al segundo inconveniente, heterogeneidades dentro de cada hipotética categoría de uso residencial, se ha mostrado que es posible agrupar, de acuerdo a las observaciones in situ, seis tipologías de vivienda representativas de la realidad socioeconómica de la zona inundable. Dicha representatividad es válida, ya que las asimetrías en la estructura social de la zona de estudio no mostraron ser importantes en el momento de realización del estudio, sin embargo, esta consideración debe ser continuamente revisada y actualizada en la medida en que la estructura socioeconómica es cambiante. Respecto al tercer inconveniente, este estudio ha demostrado que el método de “encuestas de valoración” para el establecimiento de las curvas sintéticas si ha permitido valorar el efecto de el uso de medidas preventivas utilizadas por la población expuesta en la zona inundable. Como se ilustró en la Figura 4-41, la

población de la zona suele utilizar como medida preventiva, la instalación de guías de metal contra las paredes en el umbral de las puertas de entrada y/o de garaje, para permitir la inserción de tablonces de metal o de madera en caso de una inundación inminente, impermeabilizando luego la superficie de contacto entre los tablonces y el suelo. A pesar que no se ha valorado en este estudio, es necesario reseñar que otras prácticas preventivas se han encontrado en la zona, de éstas: la elevación de la cota de la planta baja, yendo ésta, desde la altura de algunos escalones hasta alturas de 1.2m, o también, la impermeabilización de las aperturas con cinta aislante o elementos similares. Del primer caso de medida preventiva afectando el indicador “susceptibilidad”, la cual se ha denominado como “barreras”, se han podido construir las curvas que se muestran en la Figura 6-9, en la cual se refleja el efecto de la anulación del daño hasta el calado de 0.7m, umbral que una vez sobrepasado, el agua que ingresa a la vivienda queda al mismo nivel que el del exterior, siendo por tanto muy similares las curvas en estos tramos, con (Figura 6-9), y sin (Figura 4-44), estas medidas preventivas denominadas “barreras”.

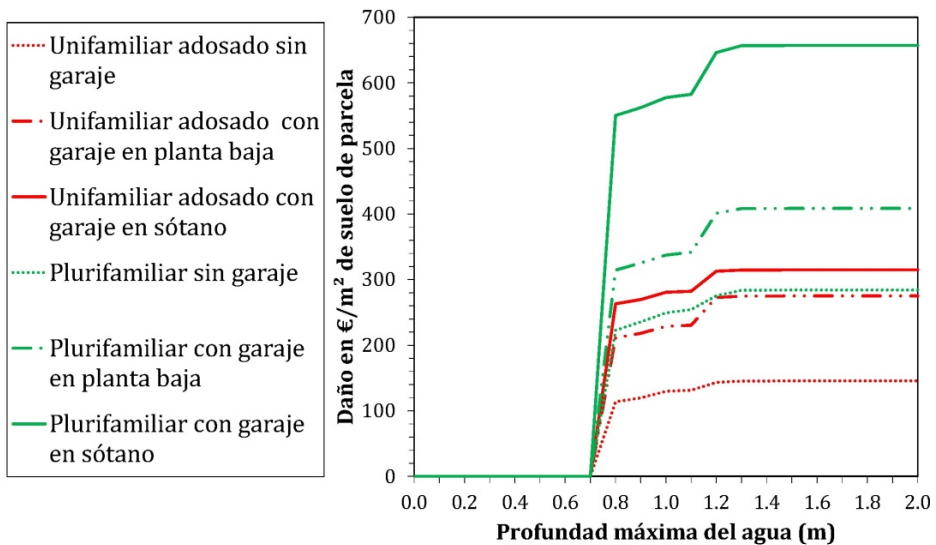


Figura 6-9. Curvas calado-daño por suelo ocupado de tipología de vivienda con medidas preventivas del tipo “barreras” (datos desde EIXIMENIS, 2008).

Respecto a la consideración del efecto de las medidas preventivas previamente descrito, es decir del uso de barreras, los resultados son muy útiles en el contexto de la evaluación de la capacidad de respuesta

de la población dentro de la valoración del riesgo de inundaciones. Sin embargo, es necesario señalar las hipótesis sobre las que se han construido las curvas en este estudio para no perder de vista su nivel de incertidumbre en posteriores análisis. Se supone que los tabloneros están efectivamente instalados cuando el agua llega a la vivienda, lo cual implica que los habitantes han sido informados a tiempo sobre el inminente episodio y por tanto han reaccionado con eficacia. Lo anterior se basa en variables que involucran tanto al funcionamiento de los sistemas de alerta como al comportamiento de los habitantes. Desde el punto de vista estrictamente físico, se supone que los dispositivos son perfectamente impermeables y lo bastante resistentes como para soportar las fuerzas de presión del agua.

6.1.2.2. Daños en la vía pública

En este estudio sólo se han tenido en cuenta daños en la vía pública relacionados con dos aspectos: i) costes generados por limpieza, de los sedimentos en las calles, y en los supuestos en que fuese necesario en el sistema de alcantarillado (calado mayor a 0.3m); y ii) daños en los coches aparcados en áreas urbanizadas. Respecto a los costes de limpieza, este valor fijo expresado monetariamente para su valor de referencia en 2008, fue estimado sobre la base de cuantías y procedimientos existentes para estos casos; si bien es un valor aproximado bastante fiable, no hay que olvidar que su posterior uso debe ser actualizado por lo menos al valor del año al que sea transferido, investigando además en la medida de lo posible, si existen nuevos procedimientos y sus costes. Respecto al daño en coches, las estimaciones se hicieron sobre el promedio observado de coches aparcados en el área de inundación y posteriores consultas a expertos mecánicos sobre los daños potenciales a diferentes calados y para diferentes mecanismos (diesel o gasolina). Este aspecto es importante ya que tiene en cuenta la realidad de la zona de estudio, disminuyendo así niveles de incertidumbre que se pueden introducir al importar datos de otros estudios. Por ejemplo, en el modelo HAZUS (Scawthorn et al., 2006) se identificaron tres modelos genéricos de curvas de automotores a tener en cuenta (automóviles, carga ligera y carga pesada). Mientras en dicho estudio los daños totales se dan en calados de 3m, las curvas diseñadas para el contexto de esta tesis dan un daño total para calado de 1m. Respecto al carácter determinístico de las curvas de coches considerado para este estudio, es decir, que se ha

considerado un valor promedio fijo de número de coches en área urbanizada, es una estimación bastante aproximada basada en lo observado. Sin embargo, en función de la hora de presentación de un evento y de la misma reacción de la población frente a ello, el número promedio asumido puede variar ostensiblemente. En tal sentido, sería más conveniente introducir un enfoque probabilístico donde se asuman diferentes probabilidades de presencia de coches en el viario público, como fue introducido por Huttenlau et al. (2010), quienes asumieron valores de 10, 20 y 30% aplicados para diferentes enfoques metodológicos y escenarios.

Si bien los daños cuantificados en este apartado son representativos del potencial de daños que puede ocurrir con mayor probabilidad en zonas inundables, existen otros daños que deben ser tenidos en cuenta en análisis más detallados. Por ejemplo, los daños que pueden ocurrir a la infraestructura urbana, como ha sido cuantificado en otros estudios. Referencias al respecto pueden ser: Dutta et al. (2003), quienes hicieron una clasificación por sistemas e interrupción de servicios o de movilidad; Scawthorn et al. (2006) introdujeron infraestructuras vitales como puentes, sistemas de acueducto y alcantarillado, sistemas de energía eléctrica, comunicaciones, gas natural y gaseoductos, así como también edificios de interés como hospitales, colegios y estaciones de bomberos; Camarasa et al. (2011) introdujeron, para el análisis de exposición, infraestructuras públicas de utilidad como administraciones públicas, cementerios, instalaciones culturales y educativas, hospitales, dependencias policiales, entre otros.

6.1.2.3. Daños en suelo de usos industrial, comercial y almacenes

Las curvas de daño para estos usos del suelo, han sido obtenidas directamente de las cuantías pagadas por el Consorcio de Compensación de Seguros para estas categorías en las inundaciones del año 2000. Estos datos son bastante aproximados para la aplicación a la escala de trabajo. Sin embargo, estudios con mayor detalle, como los llevados a cabo en los suelos de uso residencial, podrían elevar la fiabilidad de estas curvas. Ejemplos de ello puede ser la metodología implementada por: Seifert et al. (2010), quienes introdujeron sesenta tipologías de actividades económicas en Alemania; o Kreibich et al. (2010), quienes hicieron una separación por sectores (servicios

públicos y privados, industria productiva, corporaciones, negocios) y el tamaño de la compañía por número de empleados (1-10, 11-100, >100).

6.1.2.4. Daño en suelo de uso agrícola

En este estudio se han introducido los daños máximos potenciales encontrados, en el trabajo de Camarasa et al. (2011), donde se tuvieron en cuenta cinco tipologías de usos agrícolas típicos del área de estudio (cítricos, cultivos irrigados, cultivos de secano, bosque y pastizales/barbecho), y los precios están basados en el valor de mercado por hectárea de cultivo, el cual fue contrastado con el de las poblaciones de la zona para luego ser promediado. Estos valores han sido muy útiles, ya que no se contaba con análisis previos de daños para este tipo de uso de suelo, siendo a su vez realista, ya que los valores se basan en observaciones para la realidad socioeconómica del caso de estudio. Es necesario resaltar que en suelos de uso agrícola, otros estudios han señalado que además del calado, el factor más importante para la estimación de daños es la duración de la inundación, debido a la anoxia de los cultivos (Merz et al., 2010b), debiéndose utilizar curvas duración-daño como fueron presentadas por Dutta et al. (2003) para un caso de estudio en Japón. Dependiendo de cada caso (no en este estudio, dado su carácter torrencial), esta variable debería ser tomada en cuenta, ya que es fácil obtenerla desde la modelación hidrodinámica, exigiendo a su vez otra metodología en la estimación de las funciones de daño. Al respecto puede verse también, la metodología aplicada por Förster et al. (2008), para el análisis del riesgo en un tramo del río Elba en Alemania.

6.1.3. Riesgo

6.1.3.1. Análisis de sensibilidad

Debido a que el cálculo cuantitativo del riesgo depende de un conjunto de variables, se ha realizado un análisis de sensibilidad para determinar la relativa importancia de factores tales como: i) el umbral de daño; ii) el caudal máximo; iii) el calado máximo. Estos factores son representativos de los resultados obtenidos en cada una de las fases de análisis de las variables que componen el riesgo.

En primer lugar, el método escogido para resolver la integral probabilística que define el riesgo, requiere un umbral a partir del cual se empiezan a generar los daños. Se ha asumido por conocimiento a

priori de la zona de estudio, que el valor del umbral es para los eventos con período de retorno de 5 años, es decir, se ha considerado que avenidas con períodos de retorno menores a este valor no generan inundaciones, y por ende no se producen daños en ningún elemento del territorio estudiado. El daño anual esperado (DAE) para esta definición de la integral totaliza la cantidad de 5,700,575.88€/año. Sobre esta base, se ha analizado el grado de sensibilidad en la estimación, variando el valor de este umbral para períodos de retorno de 10 y 25 años, y recalculando la expresión discreta (Ecuación 4-18). Estos umbrales se han tomado a manera de ejemplo. Los resultados de dichos cálculos se presentan de manera gráfica en la Figura 6-10. Como se aprecia en dicha Figura, el DAE por inundaciones en la zona de estudio, cambia considerablemente dependiendo del umbral que se defina para la solución de la Ecuación 4-18. Estas diferencias equivalen a porcentajes inferiores al de referencia (5 años de período de retorno), de -11% y -31% respectivamente. Dicha diferencia relativa equivale a estimaciones a la baja en millones de euros (0.6 y 1.7 millones de €/año, respectivamente), lo cual puede influenciar, tanto las percepciones sobre la gravedad del riesgo, como también la toma de decisiones en análisis costo/beneficio o similares.

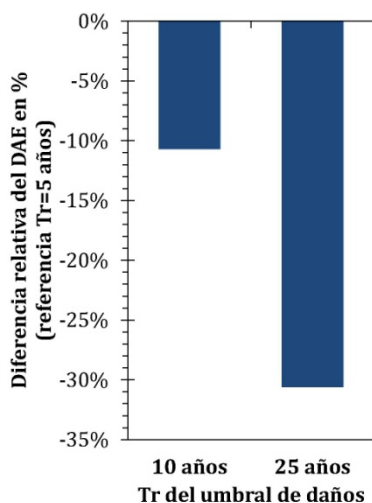


Figura 6-10. Sensibilidad del cálculo del DAE al período de retorno (Tr) del umbral de daño.

También se ha analizado la sensibilidad que tiene el cálculo cuantitativo del riesgo, a los resultados provenientes del análisis de frecuencia y el

de magnitud. En el primer caso, se han ejemplificado variaciones de $\pm 20\%$ en el valor del caudal máximo obtenido de las simulaciones hidrológicas, resultado que afectaría las estimaciones de la curva de frecuencia derivada. En el segundo caso, también se han ejemplificado variaciones de $\pm 20\%$ en el valor de los calados máximos obtenidos de las simulaciones hidrodinámicas. Los resultados obtenidos se han utilizado para recalcular la Ecuación 4-18, obteniéndose las diferencias que se muestran en la Figura 6-11, tomando como referencia los valores originales del DAE en la zona de estudio. Como se aprecia en la Figura 6-11, las diferencias en porcentaje son significativas respecto a los valores de referencia, diferencias de +20 en las magnitudes de caudales y calados máximos representan aumentos en el DAE en torno a 35% y 25%, respectivamente. En el caso inverso, es decir diferencias de -20% en las magnitudes de caudales y calados máximos, representan descensos en el DAE en torno a -25% y -16%, respectivamente. El anterior análisis muestra que los resultados del riesgo cuantitativo son más sensibles a los resultados provenientes del análisis de frecuencia, que los de magnitud, señalando que es deseable el mayor nivel de precisión en los análisis hidrológicos. Como ya se había referenciado, Marco (2006) mencionó que siempre es la hidrología la que determina el margen de error final en la construcción del mapa de riesgo cuantitativo.

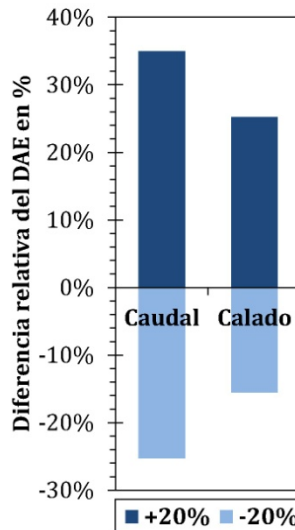


Figura 6-11. Sensibilidad del cálculo del DAE a variaciones de $\pm 20\%$ de los caudales y calados máximos.

6.1.3.2. Daños estimados en la zona inundable

Tomando como referencia, las condiciones sintéticas mínimas a tener en cuenta en el análisis de riesgo, es decir, las condiciones de alta, media y baja probabilidad de presentación de un evento de inundación en la zona de estudio, se han analizado los resultados de los daños estimados para estas condiciones, con tres ejemplos representativos: períodos de retorno de 10, 100 y 500 años, respectivamente. Los resultados encontrados para estas tres condiciones se presentan en las Figuras 6-12, 6-13 y 6-14, respectivamente. En éstas se ha representado, tanto el grado de daño como el de exposición, los cuales son relativos al total cuantificado para cada categoría analizada de calificación del planeamiento urbanístico (CITMA, 2012), es decir, residencial, industrial, terciario y agrícola. Las barras han sido representadas con el mismo color presentado en los mapas de riesgo. El ancho de las barras es variable en función del número de poblaciones que aparecen expuestas, en tal sentido, a mayor número de poblaciones expuestas, menor es el ancho de las barras respectivas por población.

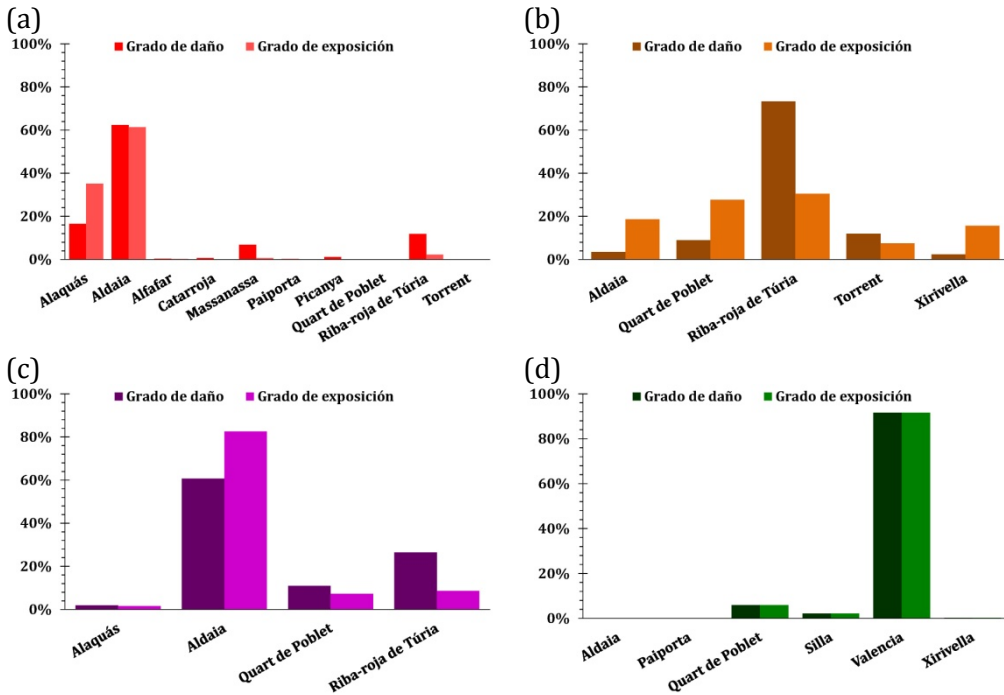


Figura 6-12. Grado de daño y exposición esperados para alta probabilidad por inundación ($Tr= 10$ años) en los municipios de la Rambla del Poyo para la calificación: a) residencial; b) industrial; c) terciario; y d) agrícola.

La Figura 6-12 presenta los daños y exposición relativos a los totales de la condición de alta probabilidad por inundación ($Tr=10$ años) de la zona de estudio consignados en la Tabla 6-7.

Tabla 6-7. Total de daños y superficie afectada para alta probabilidad por inundación ($Tr=10$ años) en la Rambla del Poyo.

Calificación	Daños (€)	Superficie afectada (m ²)
Residencial	4,342,170.48	223,300
Industrial	10,169,970.17	1,027,600
Terciario	710,693.13	395,600
Agrícola	1,342,666.22	741,000
Total	16,565,500.00	2,387,500

La Figura 6-13 presenta los daños y exposición relativos a los totales de la condición de media probabilidad por inundación ($Tr=100$ años) en la zona de estudio consignados en la Tabla 6-8.

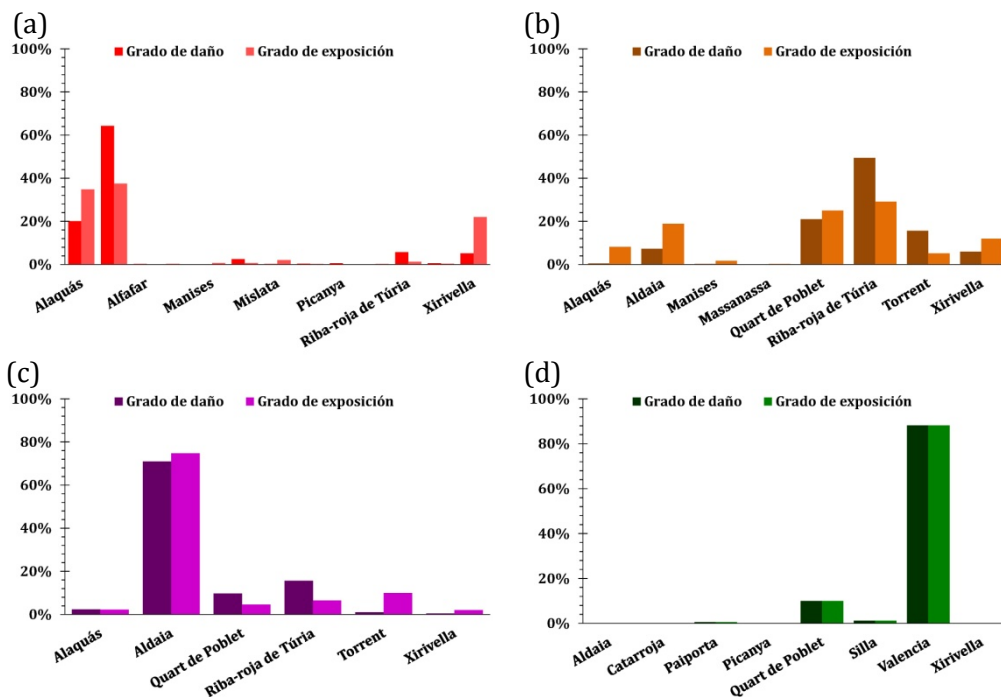


Figura 6-13. Grado de daño y exposición esperados para la condición de media probabilidad por inundación ($Tr= 100$ años) en los municipios de la Rambla del Poyo para la calificación: a) residencial; b) industrial; c) terciario; y d) agrícola.

Tabla 6-8. Total de daños y superficie afectada para media probabilidad por inundación($Tr=100$ años) en la Rambla del Poyo.

Calificación	Daños (€)	Superficie afectada (m ²)
Residencial	27,592,516.27	991,900
Industrial	35,586,500.41	1,994,100
Terciario	9,777,582.67	455,600
Agrícola	1,284,139.04	1,338,900
Total	74,240,738.39	4,780,500

La Figura 6-14 presenta los daños y exposición relativos a los totales de la condición de baja probabilidad por inundación ($Tr=500$ años) en la zona de estudio consignados en la Tabla 6-9.

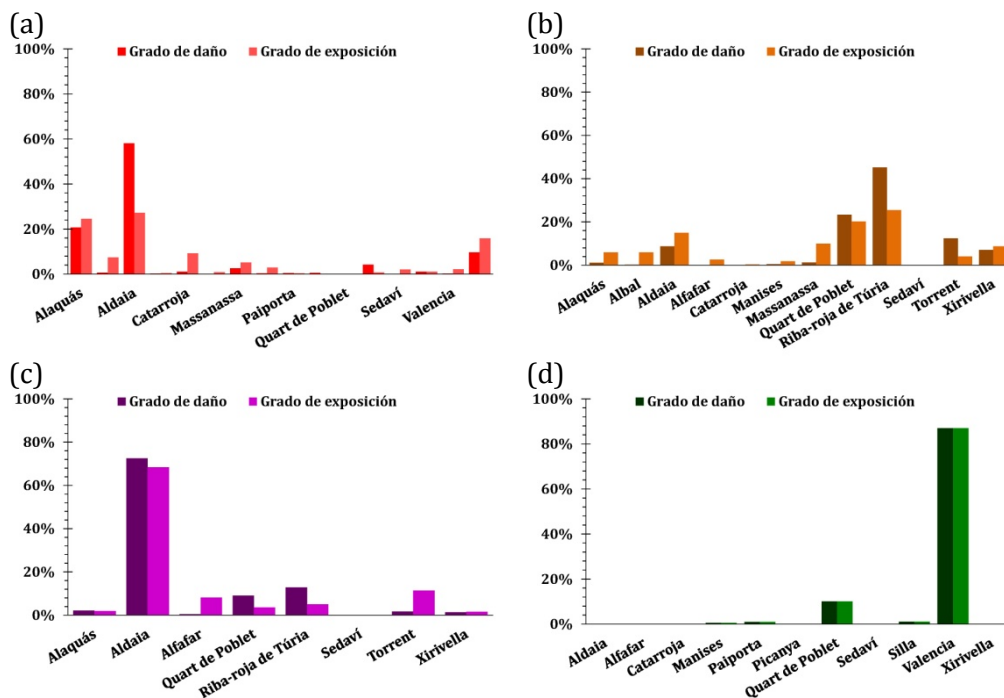


Figura 6-14. Grado de daño y exposición esperados para la condición de baja probabilidad por inundación ($Tr= 500$ años) en los municipios de la Rambla del Poyo para la calificación: a) residencial; b) industrial; c) terciario; y d) agrícola.

Tabla 6-9. Total de daños y superficie afectada para baja probabilidad por inundación ($Tr=500$ años) en la Rambla del Poyo.

Calificación	Daños (€)	Superficie afectada (m ²)
Residencial	48,533,950.61	1,635,900
Industrial	52,895,856.24	3,071,600
Terciario	16,820,971.13	608,300
Agrícola	1,467,135.33	1,529,700
Total	119,717,913.31	6,845,500

Finalmente, se presentan los totales cuantificados para el daño anual esperado en la zona inundable del caso de estudio (Tabla 6-10).

Tabla 6-10. Total de daños y superficie afectada para el DAE en la zona inundable de la Rambla del Poyo

Calificación	Daños (€/año)	Superficie afectada (m ²)
Residencial	1,658,012.99	1,635,900
Industrial	3,335,840.78	3,071,600
Terciario	561,722.09	608,300
Agrícola	145,000.02	1,529,700
Total	5,700,575.88	6,845,500

Una comparación entre, las poblaciones expuestas al riesgo por inundación encontradas en este estudio con las referenciadas en la memoria del PATRICOVA (COPUT, 2002), indica una casi completa coincidencia. Mientras el PATRICOVA referencia poblaciones afectadas como las de Alaquás, Aldaia, Picanya, Quart de Poblet, Riba-roja de Túria, Valencia, Xirivella, Albal, Alfafar, Catarroja, Chiva, Massanassa, Paiporta y Silla, en este estudio se han encontrado las anteriores, además de las poblaciones de Torrent, Manises, Mislata y Sedaví. Sin embargo, las diferencias en superficie afectada y daños estimados son sustanciales. Mientras en este estudio se ha encontrado una superficie afectada de 6.8km², en el PATRICOVA se ha totalizado una superficie afectada de 22.9km². Mientras en este estudio se ha encontrado un DAE de 5,700,575.88€/año, las unidades de impacto del PATRICOVA de la zona de estudio totalizan 1,622,042ud, las cuales convertidas a daños anuales totalizan 1,330,074.44€/año. Dicho valor del PATRICOVA debe ser actualizado al valor adquisitivo del año de referencia utilizado en este trabajo (2008) para poder realizar una comparación real. Dicha

actualización se puede realizar mediante la utilización de los índices de precios del consumidor (IPC) actualizados a enero de cada año por el Instituto Nacional de Estadística, tanto a nivel del Estado como a nivel Autonómico²⁵. Con la metodología del IPC (base 2011) los daños anuales del PATRICOVA (COPUT, 2002) actualizados a 2008 se ven incrementados en un 18.8%, es decir, un DAE de 1,580,128.43€/año (apenas el 28% del valor calculado en esta tesis). Lo anterior refleja como principal posible causa de estas diferencias, la escala de trabajo a la cual se han realizado las estimaciones del riesgo, lo cual se ve reflejado en las valoraciones de los elementos expuestos a este nivel. Las diferencias son apenas lógicas, mientras el PATRICOVA está concebido para el análisis a escala regional, esta metodología aumenta el nivel de detalle para el análisis a escala de zona inundable, es decir, aquellas zonas que los estudios regionales, como el PATRICOVA o las recientes ARPIS, han delimitado como prioritarias para el análisis de detalle. A pesar de las diferencias de escala, en ambos estudios es coincidente que la parte de la zona inundable con mayor riesgo es la relacionada con el Barranco de la Saleta o Pozalet (superficies de los municipios Alaquás, Aldaia, Picanya, Quart de Poblet, Raba-roja de Turia, Valencia y Xirivella, ver Figuras 6-12, 6-13, y 6-14).

Los resultados del Daño Anual Esperado (DAE), obtenidos con esta metodología (Tabla 6-10), se han comparado con los datos de siniestralidades obtenidos desde el Consorcio de Compensación de Seguros para el período 1995-2007 (CCS, 2008). De estos datos, se ha obtenido que en los trece años, el CCS ha pagado en la zona de inundación de la Rambla del Poyo 80,099,500.29€ para el rango de eventos ocurridos en dicho período, es decir, 6,161,500.02€/año. El dato del CCS (2008) podría tener algunas fuentes de incertidumbre. Por ejemplo, los registros de caudales máximos de la única estación de aforos existente en la zona de estudio, además de sus problemas inherentes, cubren sólo los caudales circulantes del cauce principal de la Rambla del Poyo, en tal sentido, los caudales circulantes por el Barranco la Saleta o de Pozalet (zona inundable con mayor peso específico en el riesgo) no están registrados. Igualmente, se supone que la base de datos, desde la cual se están basando los cálculos, sólo tiene en cuenta siniestralidades por inundaciones, atendiendo a que los

²⁵ www.ine.es

daños directos producidos por lluvia, pedrisco y nieve, están catalogadas desde 1987 dentro de la categoría de “Tempestad Ciclónica Atípica” (CCS, 2011). A pesar de lo anterior, la cuantía del CCS (2008) puede servir de indicativo de la magnitud del daño anual promedio pagado en la zona de estudio. El DAE obtenido de esta serie (6,161,500.02€/año), sólo está un 7% por encima del valor encontrado con la metodología aplicada en esta tesis (5,700,575.88€/año). Como se aprecia, la diferencia en magnitud no es sustancial, considerando los niveles de incertidumbre existentes en los dos datos (referencia y calculado), además de introducir otras tipologías de daños que no se tienen en cuenta en las cuantías pagadas por el CCS (ej. daños en uso agrícola, limpieza de calles y alcantarillado). Igualmente, ya se ha demostrado que las cuantías calculadas para el evento de octubre de 2000, están un 9% por encima del valor de referencia de cuantías pagadas por el CCS para este evento (CCS, 2008). Como último proceso de validación de toda la metodología de cálculo, se ha proyectado el evento de octubre dentro de la curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo (Figura 4-47). De acuerdo con la curva de frecuencia derivada obtenida en este trabajo en la autovía V-31 (Figura 4-32), el evento de Octubre de 2000 corresponde a un evento con período de retorno de 88 años. Dicho valor, ingresado en la curva daño-frecuencia (Figura 4-47), da un daño estimado de 69,848,573.68€ (18% por encima de las cuantías pagadas por el CCS para dicho evento). Teniendo en cuenta que las estimaciones de la curva se han realizado con la calificación de usos de la cobertura actual del planeamiento municipal (CITMA, 2012), en la cual también se estiman otro tipo de daños, es justificable esta diferencia de más daños estimados que los daños tasados por el CCS para dicho evento. En las cuantías de referencia (CCS, 2008), sólo hay registros de daños en usos residencial, industrial y terciario. Esta validación permite reflejar, que a pesar del gran nivel de incertidumbre que existe en todo el proceso de cálculo, las estimaciones realizadas en esta tesis tienen magnitudes adecuadas para las diferentes variables calculadas. Lo anterior pone de relieve que la metodología planteada tiene un nivel de validez que puede ser aceptable dentro de un análisis con las características planteadas en el problema de investigación de esta tesis (cf. Hall et al., 2003).

De los datos del CCS (2008), también es apreciable que sólo el evento de octubre de 2000 es responsable del 74% de las cuantías pagadas en la

serie 1995-2007. Este dato es interesante en la medida que permite visualizar cuantitativamente como a pesar de que el DAE es un indicativo del grado de daño, los daños de los eventos de baja frecuencia/alta magnitud juegan un papel importante en el análisis de reducción del riesgo, como lo han señalado Merz et al. (2009) en su estudio. En esta tesis, mientras el DAE es 5,700,575.88€/año, el daño esperado para un evento de media probabilidad por inundación ($Tr=100$ años) es de 74,240,738.39€, o éste es de 119,717,913.3€ para baja probabilidad por inundación ($Tr= 500$ años).

Finalmente, hay que señalar que los cálculos de daños económicos directos se han realizado sobre la base del valor adquisitivo del año 2008. Dichas estimaciones pueden ser actualizadas para tener en cuenta la variación de los precios de los bienes valorados, siguiendo la misma metodología utilizada en la actualización de los daños valorados por el PATRICOVA, aplicándose en este caso la variación del IPC (base 2011) para el período Diciembre de 2008-Diciembre de 2012 para la Comunitat Valenciana. En tal sentido, los valores de daños expresados en esta tesis deben ser incrementados en un 9.0%.

6.2. Reducción del riesgo en condiciones futuras (C_f)

6.2.1. *Análisis de la reducción del riesgo*

En esta primera parte, se discute sobre la metodología implementada para el análisis del riesgo en una condición futura (C_f), es decir, sobre escenarios que están reflejando la introducción de medidas de reducción del riesgo de tipo preventivo, las cuales están enmarcadas dentro del concepto de “retención de agua en el territorio”. Respecto del precedente apartado, el elemento diferencial para esta discusión es como se han reflejado los cambios producidos por las medidas de reducción del riesgo, es decir, la discusión se ha enfocado exclusivamente a la modelación hidrológica. En tal sentido, los aspectos relacionados con los demás cálculos dentro de la metodología no son tratados. Éstos son comunes con los del análisis de riesgo en la condición de referencia (C_0) o de la situación actual.

La implementación de los escenarios, dentro del modelo hidrológico distribuido TETIS, ha sido relativamente fácil debido a la estructura y conceptualización del modelo. La diferencia básica, entre las medidas introducidas, ha sido la tipología de procesos afectados por éstas. Mientras los escenarios de reforestación afectaron los procesos de generación de escorrentía, los escenarios de embalses (distribuidos o único equivalente) afectaron los procesos de propagación. La segunda tipología de medidas no tiene un nivel de incertidumbre relevante, en la medida en que el proceso de laminación en embalses está soportado por teoría hidráulica ampliamente probada. Por otro lado, el reflejo dentro del modelo hidrológico de los cambios introducidos por la reforestación es una cuestión abierta en las ciencias hidrológicas debido a la dificultad de proyectar con cierto nivel de precisión condiciones futuras desconocidas, dentro de las dificultades existentes entre el reflejo de la variabilidad espacio-temporal de los procesos hidrológicos y las escalas de trabajo. Como se analizó en los respectivos capítulos anteriores (3 y 5), la literatura científica sobre este aspecto es amplia, lo cual ha permitido identificar evidencias sobre las cuales se han realizado las hipótesis para el desarrollo de esta tarea. Éstas fueron explicadas en el apartado denominado "Parametrización de los escenarios". El método introducido en el mencionado apartado no está exento de un nivel de incertidumbre importante, principalmente debido a que el análisis se ha generalizado para unidades homogéneas de usos del suelo, con lo cual se puede estar perdiendo representatividad, en la variabilidad de las características de los suelos, dentro de cada una de estas unidades. Sin embargo, para la escala de trabajo y los datos disponibles sobre la variabilidad espacial de las características de los suelos en el caso de estudio, el método propuesto es una aproximación empírica que se soporta en la base física que soporta los respectivos parámetros del modelo alterados. La validez de dichos parámetros ha sido analizada en la fase de evaluación del modelo para las condiciones actuales y para un período temporal de referencia. En tal sentido, el modelo hidrológico establecido para la Rambla del Poyo es adecuado para representar los principales procesos hidrológicos preponderantes en la cuenca. Los ajustes del modelo fueron satisfactorios con respecto a las observaciones de caudales registradas en la estación de aforos, sin embargo, respecto a los cambios analizados para el escenario de reforestación, estos ajustes sólo pueden ser valorados cualitativamente debido a la ausencia de períodos temporales en los que se pudiesen

analizar relaciones causa-efecto producidas por cambios de cobertura temporal como la reforestación. Se ha asumido entonces que el modelo es capaz de ajustarse a proyecciones, basadas sobre las características prevalentes en la cuenca reflejadas con la estructura separada de parámetros, y que los cambios en los parámetros para el análisis de escenarios de reforestación son válidos. Debido a la ausencia de datos para la comprobación de la anterior hipótesis, queda abierta la cuestión relativa al análisis de sensibilidad e incertidumbre del modelo a los cambios introducidos en los parámetros. Si bien esta cuestión está fuera de los alcances de esta tesis, es necesario resaltar que debe ser introducida en posteriores análisis. Para ello, existe un compendio importante de literatura de la cual se dan algunos ejemplos aquí. Nandakumar y Mein (1997) cuantificaron los niveles de incertidumbre de las predicciones de modelos precipitación-escorrentía debido a errores en los datos hidrometeorológicos, considerando a su vez los efectos de cambios en las coberturas de los suelos. Eckhardt et al. (2003), presentaron un enfoque para cuantificar los efectos de diferentes coberturas del suelo sobre los resultados de un modelo hidrológicos. Actualmente, el estándar de análisis de predicciones de cambios climáticos denominado “ensamble” ha sido transferido al análisis de cambios en coberturas del suelo, en esa dirección, se han dado proyectos como el LUCHEM (“Land Use Change on Hydrology by Ensemble Modeling”) donde se han ensamblado diez modelos hidrológicos para un mismo juego de escenarios de cambios de usos del suelo (ver Huisman et al., 2009).

6.2.2. Efectividad de las medidas

Como ya se ha introducido, la “efectividad” expresa la consecución del efecto deseado de reducción del riesgo de inundaciones. En tal sentido, la reducción puede darse mediante la afectación de las variables que componen el riesgo, es decir, sobre la peligrosidad y/o la vulnerabilidad. Las medidas aquí introducidas, afectan sólo la peligrosidad, en la medida en que se están alterando únicamente los procesos de generación y propagación de la escorrentía, más no se está alterando, ni la susceptibilidad ni la exposición de los elementos expuestos en la zona inundable. Teniendo en cuenta esta consideración, un primer indicador para analizar la efectividad de las medidas propuestas es la cuantificación de la reducción del caudal pico, la cual brinda una noción del grado de efectividad que pueden tener las

alternativas analizadas. Sobre este análisis, se pueden escoger un conjunto de alternativas para su posterior análisis detallado, donde se evalúa integralmente la reducción del riesgo. Con este procedimiento se facilita y se agiliza el proceso de análisis de alternativas, principalmente debido al costo computacional que conlleva el análisis hidrodinámico bidimensional en áreas inundables como la de la Rambla del Poyo.

Para realizar un análisis comparativo homogéneo de la efectividad de las diferentes medidas propuestas, se ha introducido en esta tesis el indicador “MAISC” (“Mean Areal Increase of Storage Capacity”) presentado en Salazar et al. (2012). Como se presenta en la Ecuación 6-1, el índice MAISC expresado en mm, es la relación entre el incremento de capacidad de retención de agua, que se ha introducido mediante una medida dada, y la superficie de la cuenca que se tenga en cuenta en el análisis.

$$\text{MAISC} = \left(\frac{S_i - S_0}{A} \right) \cdot 1,000 \quad 6-1$$

donde,

S_0 es la capacidad de almacenamiento de la condición de referencia en m^3 ,

S_i es la capacidad de almacenamiento introducida por un escenario en m^3 ,

A , es la superficie de la cuenca en m^2 .

A partir del anterior índice propuesto, fue posible identificar escenarios con similares incrementos de capacidad de retención respecto del área analizada. Para ello, se han presentado tres puntos geográficos distintos, sobre el cauce principal de la Rambla del Poyo, los cuales han permitido visualizar de manera conjunta, la influencia de la distribución espacial de las medidas y de la respuesta en la cuenca para diferentes condiciones. Estos puntos de control han sido, Rambla del Poyo en la estación de aforos (184.11km^2), Rambla del Poyo en Autovía A-7 (190.14km^2), y Rambla del Poyo en Autovía V-31 o Pista de Silla (389.01km^2). El índice MAISC se ha calculado para todos los escenarios como se resume en las Tablas 6-11 a 6-13. En el caso de los escenarios de reforestación (Tabla 6-11), el incremento en la capacidad de retención en la cuenca se ha calculado a partir del mapa del parámetro H_u correspondiente a la situación actual (S_0) y a cada escenario (S_i).

Para este tipo de medida, las afectaciones en la superficie dependen del tipo de cobertura vegetal sujeta al cambio, por ello, el incremento en la capacidad de retención en la cuenca es variable en función del punto de control que analicemos (como también el índice MAISC). En el caso de los embalses distribuidos (Tabla 6-12) y el embalse único equivalente (Tabla 6-13), el incremento de la capacidad de retención en la cuenca (S_i) es calculado a partir de la capacidad total de almacenamiento de los embalses. Como se aprecia en las Tablas 6-11 a 6-13, los cambios de MAISC entre los puntos de control, estación de Aforo y Autovía A-7, no son muy significativos. Se ha decidido entonces, presentar los resultados en dos puntos de control: Rambla del Poyo en la A-7 y en la V-31. Éstos son representativos del inicio y finalización de la zona de inundable.

Tabla 6-11. Incremento areal de la capacidad de retención debido a los escenarios de reforestación.

Escenario	S_i (m^3)			MAISC (mm)		
	Aforo	A-7	V-31	Aforo	A-7	V-31
Refor. 1	683,919	685,369	1,010,459	4	4	3
Refor. 2	457,695	464,273	1,716,596	2	2	4
Refor. 3	1,466,733	1,468,348	1,856,772	8	8	5
Refor. 4	2,608,347	2,617,991	4,583,827	14	14	12

Tabla 6-12. Incremento areal de la capacidad de retención debido a los escenarios de embalses distribuidos.

Escenario	S_i (m^3)	MAISC (mm)		
		Aforo	A-7	V-31
184 embalses	15,870,783	86	83	41
138 embalses	12,945,351	70	68	33
92 embalses	7,267,197	39	38	19
46 embalses	4,326,074	23	23	11
16(a) embalses	2,334,000	13	12	6
16(b) embalses	1,945,000	11	10	5
11 embalses	1,167,000	6	6	3

Tabla 6-13. Incremento areal de la capacidad de retención debido a los escenarios de embalse único equivalente.

Escenario	S _i (m ³)	MAISC (mm)		
		Aforo	A-7	V-31
Cheste 1	15,770,579	86	83	41
Cheste 2	12,748,698	69	67	33
Cheste 3	7,594,991	41	40	20
Cheste 4	4,120,021	22	22	11
Cheste 5	2,343,693	13	12	6
Cheste 6	2,030,357	11	11	5
Cheste 7	1,107,213	6	6	3

6.2.2.1. Reducción del caudal máximo

La efectividad de las medidas propuestas, cuantificada a través de la reducción del caudal máximo, denominada Q_r y expresada en porcentaje, se ha estimado siguiendo la Ecuación 6-2.

$$Q_r = \frac{Q_0 - Q_i}{Q_0} \cdot 100\% \quad 6-2$$

donde,

Q_0 es el caudal máximo simulado en la situación actual en m³/s,

Q_i es el caudal máximo simulado en cada escenario m³/s.

a) Efectividad de la reforestación

Los resultados de la reducción del caudal máximo, de los cien eventos simulados para CHAS “secas” y CHAS “húmedas”, son presentados en las Tablas 6-14 y 6-15 para dos puntos de control de la Rambla del Poyo: en la Autovía A-7 y en la V-31, respectivamente. Los resultados han mostrado que la efectividad en cuanto a la reducción del pico de la avenida es: i) en promedio mayor para los eventos con CHAS “seca” que con “húmeda”, ii) va disminuyendo a medida que la superficie de la cuenca es mayor, pero proporcionalmente con respecto al incremento de la capacidad de retención, es decir, a mayor MAISC mayor efectividad fue observada; iii) igualmente es apreciable como la efectividad disminuye a medida que aumenta la magnitud de los eventos.

Tabla 6-14. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS "seca" (S) y "húmeda" (H) en los escenarios de reforestación.

Valor de Q_r	Refor. 1		Refor. 2		Refor. 3		Refor. 4	
	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0
1er cuartil	4	1	1	0	7	1	23	3
2do cuartil	7	1	2	1	13	4	43	8
3er cuartil	17	4	4	2	30	10	53	17
Máximo	29	24	12	11	72	53	73	62
Promedio	10	3	3	1	19	7	39	13
Desv. Estándar	8	4	2	2	17	9	19	15

Tabla 6-15. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS "seca" (S) y "húmeda" (H) en los escenarios de reforestación.

Valor de Q_r	Refor. 1		Refor. 2		Refor. 3		Refor. 4	
	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	2	0	0	0	1	0	4	0
1er cuartil	6	1	4	1	5	1	27	5
2do cuartil	9	3	10	3	8	3	40	12
3er cuartil	16	6	22	6	12	6	50	23
Máximo	25	17	42	31	49	22	63	52
Promedio	11	4	13	5	10	4	38	15
Desv. Estándar	6	4	11	6	8	4	14	13

El comportamiento observado en esta tesis, ha sido referenciado en otros trabajos. Como concluyeron López-Moreno et al. (2006) de sus observaciones, el significativo descenso en la frecuencia e intensidad de las avenidas, principalmente de las más frecuentes, pudo ser atribuible al efecto diferenciado de la cobertura vegetal en eventos de baja y gran intensidad; en el primer caso, las reducciones en el caudal pico pueden ser esperadas debido al efecto de la interceptación y la mayor capacidad de infiltración por las condiciones más secas de la humedad antecedente del suelo; sin embargo, en el caso de las tormentas de gran intensidad, los efectos no son notorios debido a que la capacidad de infiltración puede ser rápidamente saturada. Igualmente, Rieger et al. (2010) concluyeron que: ii) los cambios de usos del suelo pueden ser

medidas efectivas para el control de avenidas, sólo si éstas representan un porcentaje importante del total de la superficie de la cuenca (es decir mayor MAISC); ii) para eventos con condiciones de humedad antecedente del suelo cercanas a la saturación, las medidas muestran tener poca significancia en la reducción de los caudales pico. La explicación de, por qué a mayor MAISC mayor efectividad de la reforestación, se debe al efecto de la superficie relativa ocupada por la cobertura forestal, donde a menores valores de ésta (es decir menor MAISC) mayor favorecimiento en el incremento de áreas de saturación aguas abajo, como fue observado por Latron et al. (2008).

b) Efectividad de los embalses distribuidos

Los resultados de la reducción del caudal máximo, de los cien eventos simulados para CHAS “secas” y CHAS “húmedas”, son presentados en las Tablas 6-16 y 6-17 para los dos puntos de control de la Rambla del Poyo. Los resultados han mostrado que la efectividad, en cuanto a la reducción del pico de la avenida, es: i) a mayores valores del índice MAISC, mayor efectividad fue observada, donde, a mayor distancia aguas abajo de la influencia de los embalses, menores efectos se han observado; ii) va disminuyendo a medida que aumenta la magnitud de los eventos. Los anteriores comportamientos son coherentes con los resultados encontrados en anteriores trabajos. Leopold y Maddock (1954), demostraron que los embalses son efectivos en el control de inundaciones, pero su función disminuye rápidamente aguas abajo, a medida que el cauce se aleja de la presa. Este efecto se debe a la respuesta hidrológica aguas abajo de la influencia de esta tipología de medidas. Como se puede apreciar en las Tablas 6-16 y 6-17, las diferencias son sustanciales entre los puntos de control de la Rambla del Poyo en la A-7 y en la V-31. Batalla et al. (2004), observaron como el efecto de los embalses se diluye aguas abajo, siendo estas medidas en varios casos, más efectivas para los cuantiles de alta frecuencia que para los de media frecuencia. En la misma dirección, Montaldo et al. (2004) mostraron que la atenuación del caudal pico fue menor a medida que incrementaba el área de aportación y el estado de almacenamiento del embalse.

Respecto al efecto de las CHAS, se ha observado que las diferencias entre las dos condiciones analizadas en este estudio no son tan relevantes. En los escenarios de mayor capacidad de retención, esta

medida muestra ser más efectiva para eventos con CHAS “húmeda” debido a que logra laminar eventos de mayor magnitud. Adicionalmente, se ha observado que las diferencias en los rangos intercuartiles son acusadas para las dos CHAS, principalmente entre el tercer cuartil y el máximo simulado, lo cual muestra una alta dispersión producto del condicionamiento de las características diferenciadas de las tormentas y la respuesta hidrológica. Es decir, depende de factores tales como: la distribución espacio-temporal de las tormentas, las CHAS, la variación espacial de las características físicas de los suelos y su ocupación. Las características anteriormente señaladas, sugieren que el origen de las avenidas es un factor determinante en la efectividad de estas medidas, como fue comprobado por Lammersen et al. (2002).

Tabla 6-16. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios de embalses distribuidos.

Valor de Q_r	184 emb.		138 emb.		92 emb.		46 emb.		16(a) emb.		16(b) emb.		11 emb.	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1er cuartil	3	8	0	6	0	3	0	1	0	1	0	0	0	0
2do cuartil	18	22	15	18	8	11	5	6	2	2	1	2	1	2
3er cuartil	45	46	42	37	20	22	17	14	9	7	5	4	4	4
Máximo	90	86	88	86	75	64	68	58	53	46	26	24	25	24
Promedio	26	28	23	24	15	15	12	10	7	6	3	3	3	3
Desv. Estándar	26	23	25	21	19	15	16	12	12	8	5	5	5	5

Tabla 6-17. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios de embalses distribuidos.

Valor de Q_r	184 emb.		138 emb.		92 emb.		46 emb.		16(a) emb.		16(b) emb.		11 emb.	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1er cuartil	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2do cuartil	1	7	1	5	0	3	0	2	0	1	0	0	0	0
3er cuartil	9	14	8	13	6	7	4	4	2	3	1	1	1	1
Máximo	81	72	81	69	54	36	47	35	25	19	19	16	19	16
Promedio	8	11	7	10	5	6	3	4	2	2	1	1	1	1
Desv. Estándar	14	14	13	13	9	8	7	6	4	3	3	2	3	2

c) *Efectividad del embalse único equivalente*

Los resultados de la reducción del caudal máximo de los cien eventos simulados para CHAS “secas” y CHAS “húmedas”, son presentados en las Tablas 6-18 a 6-20. Además de los dos puntos de control analizados en las anteriores medidas, en este caso ha sido posible evaluar la influencia del origen de las avenidas sobre su efectividad, debido a que se pueden comparar, los resultados de la laminación del hidrograma de cada evento tras su paso por el embalse, con el hidrograma respectivo aguas abajo en los puntos de control. En primer lugar, se ha comparado el hidrograma de entrada y el de salida del embalse (Tabla 6-18). La cuenca de aportación, de los escenarios de embalse único equivalente hasta la presa, es de 157.08km², en consecuencia, el valor del índice MAISC aumenta proporcionalmente en comparación con los otros puntos de control. Como se aprecia en la distribución de cuartiles y los valores promedio en la Tabla 6-18, la efectividad, de los escenarios de embalse único equivalente, es en general mayor para los eventos con CHAS “seca” que con la “húmeda”. Este efecto se debe a que los eventos con CHAS “seca” son en su mayoría de pequeña y mediana magnitud, en los cuales el embalse logra almacenar, en ocasiones, hasta la totalidad del caudal proveniente de la cabecera de la cuenca. Igualmente, es apreciable que este efecto es más pronunciado para los escenarios con mayor índice MAISC. Por ejemplo, Cheste 1 y 2 tienen reducciones del 100% a partir de la mediana, mientras en los correlativos escenarios esta efectividad va disminuyendo hasta llegar a reducciones de 19%, para este mismo cuartil, en el escenario Cheste 7.

Tabla 6-18. Reducción del caudal máximo (Q_0) a la salida del embalse para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios de embalse único equivalente.

Valor de Q_r	Cheste 1		Cheste 2		Cheste 3		Cheste 4		Cheste 5		Cheste 6		Cheste 7	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	18	10	14	8	6	6	3	3	1	1	1	1	1	0
1er cuartil	81	54	68	46	48	30	27	16	13	7	10	6	8	3
2do cuartil	100	91	100	80	94	56	64	31	33	18	27	15	19	10
3er cuartil	100	100	100	100	100	94	100	57	75	35	70	30	38	21
Máximo	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Promedio	88	78	85	72	75	58	60	42	44	27	41	25	28	17
Desv. Estándar	22	26	25	28	30	31	35	31	35	28	35	28	28	22

Por otro lado, al comparar los resultados de la efectividad a la salida del embalse (Tabla 6-18), con los puntos de control aguas abajo (Tabla 6-19 y Tabla 6-20), se observa que la influencia de las CHAS va perdiendo relativa importancia, debido al efecto de la respuesta hidrológica aguas abajo de la presa para la diversidad de tormentas sintéticas simuladas.

Tabla 6-19. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios de embalse único equivalente.

Valor de Q_r	Ceste 1		Ceste 2		Ceste 3		Ceste 4		Ceste 5		Ceste 6		Ceste 7	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	13	13	13	13	6	8	3	0	0	0	0	0	0	0
1er cuartil	41	44	39	37	33	28	21	13	12	6	9	5	6	3
2do cuartil	54	60	52	53	45	45	35	28	27	17	25	14	17	10
3er cuartil	74	75	73	71	67	60	52	46	45	33	44	28	29	19
Máximo	99	99	99	99	99	93	93	85	90	85	90	85	84	63
Promedio	56	59	54	55	49	44	39	32	30	21	28	19	21	13
Desv. Estándar	22	21	22	21	22	22	22	21	21	18	20	18	17	13

Tabla 6-20. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios de embalse único equivalente.

Valor de Q_r	Ceste 1		Ceste 2		Ceste 3		Ceste 4		Ceste 5		Ceste 6		Ceste 7	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1er cuartil	6	11	6	10	5	6	4	5	3	2	3	2	2	1
2do cuartil	15	22	14	20	14	16	9	10	6	6	6	5	4	4
3er cuartil	27	37	25	33	22	25	17	18	12	14	11	12	8	8
Máximo	87	93	87	93	87	83	87	49	56	36	49	36	26	27
Promedio	20	25	19	23	16	18	12	13	9	9	8	8	6	6
Desv. Estándar	19	18	18	17	14	14	12	11	9	8	9	7	6	6

El efecto observado de mayor laminación a la salida del embalse, sobre los eventos con CHAS “seca”, se va diluyendo llegando a invertir. Esto se debe a que aguas abajo de la influencia de la presa confluyen diferentes factores que influyen la efectividad de esta medida, entre otros, la influencia de la magnitud y distribución espacio-temporal de la tormenta y sus CHAS, la variabilidad espacial de la topografía, los suelos y sus usos, así como la capacidad de almacenamiento del embalse. En primer lugar, se ha observado que para un mismo punto de control, a

mayor MAISC, mayor efectividad, lo cual es explicable por la mayor capacidad de retención del embalse. En tal sentido, se han analizado en detalle, los 100 eventos simulados en cada CHAS para el escenario de mayor MAISC (Cheste 1). El objetivo, observar el efecto de la variabilidad espacial de la respuesta hidrológica en la efectividad del embalse. De dicho análisis, se ha observado que en 72 de los 100 eventos, la efectividad del único embalse se muestra mayor con CHAS "húmeda" que en la "seca", en el punto de control de la Rambla del Poyo en la V-31. Un análisis de los hidrogramas de estos eventos muestra que, en general son eventos largos, de múltiples caudales pico y en los que la cuenca está produciendo en su conjunto, en función de la distribución espacial de la tormenta, es decir, que hay importantes aportes no sólo en cabecera, sino también de las subcuencas tributarias (principalmente de los Barrancos Gallego y Horteta). Para estos eventos con CHAS "seca", el embalse logra laminar el caudal proveniente de cabecera, sin embargo, el caudal máximo de la avenida se produce por la respuesta hidrológica en la parte no afectada por el embalse, principalmente de los barrancos tributarios al cauce principal. En el caso de los eventos con CHAS "húmeda", se ha observado un similar comportamiento pero más acusado, debido a que el embalse logra laminar el aporte proveniente de cabecera, el cual contribuiría en la formación (en la situación actual sin embalse) de un caudal pico con una diferencia en magnitud importante a los demás picos del hidrograma producidos en las áreas no afectadas por el embalse. En las Figuras 6-15 a 6-17 se ejemplifica, con tres eventos de diferente magnitud, este comportamiento típico para las cien tormentas analizadas.

Finalmente, en todos los casos se ha mostrado que existe una clara correspondencia entre la magnitud del evento y la capacidad de almacenamiento del embalse. A mayor MAISC, mayor efectividad. A mayor magnitud del evento, menor efectividad. Estas observaciones son similares a las encontradas en los escenarios distribuidos, lo cual es coherente debido a que son medidas que están afectando un área similar de la cuenca de aportación.

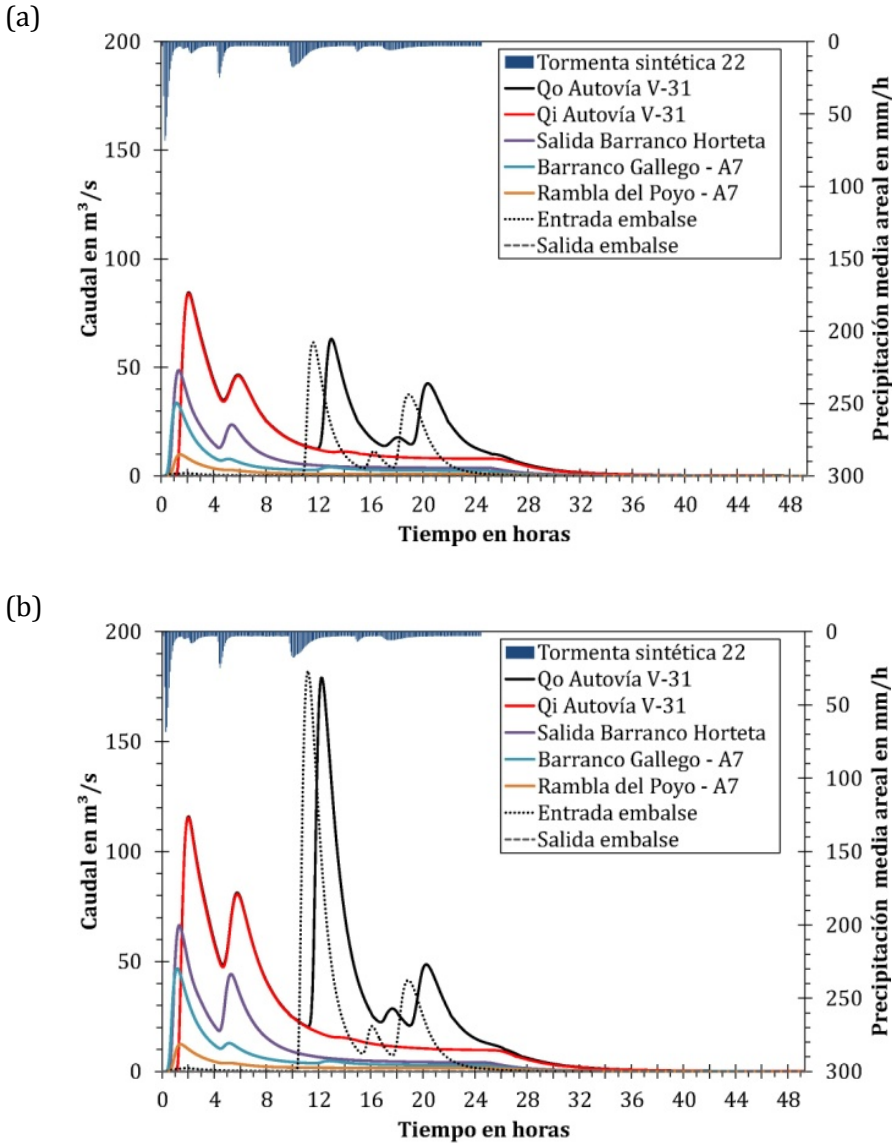


Figura 6-15. Hidrograma representativo de un evento de baja magnitud (evento 022 con $P_d = 103.2\text{mm}$) en la Rambla del Poyo en la V-31 para: (a) CHAS "seca"; y (b) CHAS "húmeda".

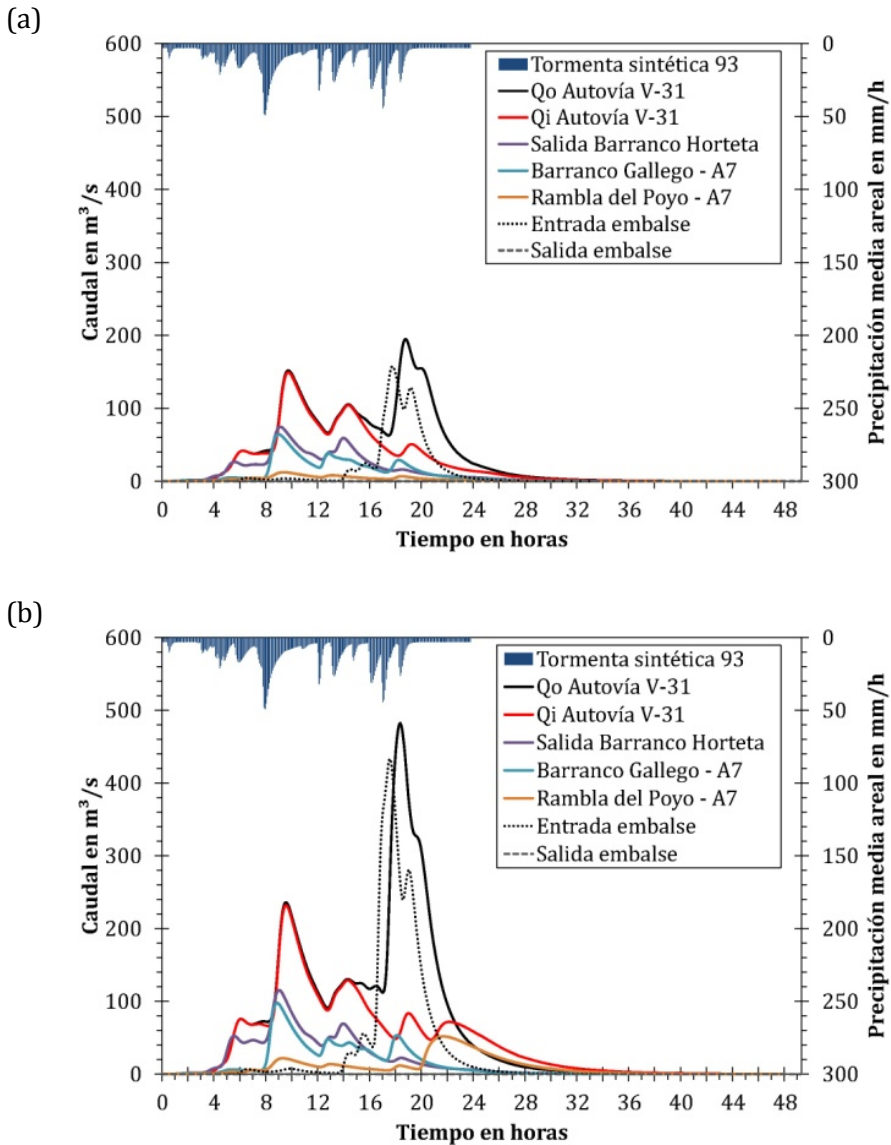


Figura 6-16. Hidrograma representativo de un evento de media magnitud (evento 093 con $P_d=194.9\text{mm}$) en la Rambla del Poyo en la V- 31 para: (a) CHAS “seca”; y (b) CHAS “húmeda”.

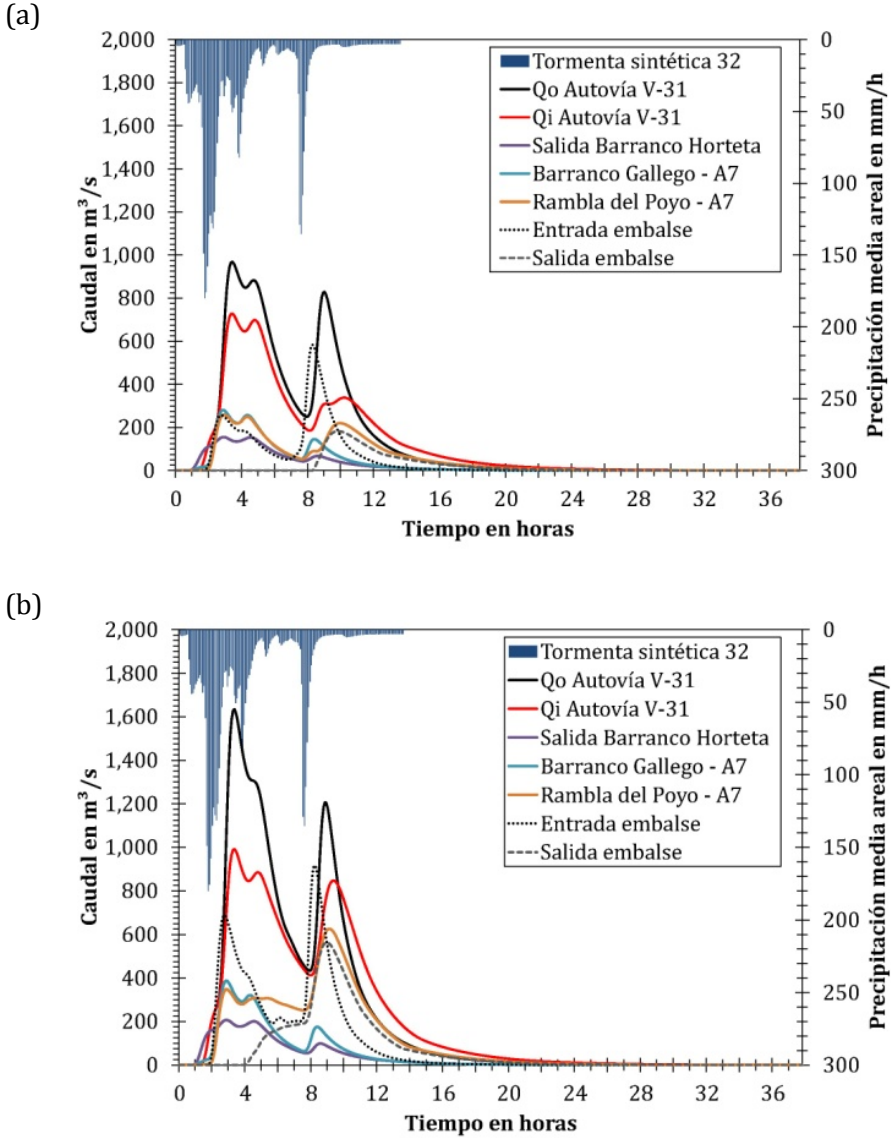


Figura 6-17. Hidrograma representativo de un evento de alta magnitud (evento 032 con $P_d = 359.1\text{mm}$) en la Rambla del Poyo en la V-31 para: (a) CHAS "seca"; y (b) CHAS "húmeda".

d) Análisis comparativo de la efectividad de los escenarios con similar MAISC

Teniendo en cuenta los datos de las Tablas 6-11 a 6-13, se han comparado los escenarios con un similar valor del índice MAISC, es decir, los escenarios con MAISC igual a 3mm y 5mm en el punto de control a la salida de la zona inundable: Rambla del Poyo en la Autovía V-31. Éstos corresponden respectivamente a los escenarios: Refor. 1 y 3; 11 y 16(b) embalses; Cheste 7 y 6. Esta comparación ha permitido evaluar el efecto de laminación producido por dos formas distintas de retención: en ladera (reforestación) y en cauces (embalses).

En las Tablas 6-21 y 6-22, se han presentado los resultados de la efectividad de los escenarios con MAISC igual a 3mm y 5mm, respectivamente. En general para los dos casos, la reforestación tiende a ser más efectiva en los eventos con CHAS “seca” que en el caso del escenario de embalse único, situación inversa en el caso de los eventos con CHAS “húmeda”. En cualquier caso, el escenario de embalses distribuidos es menos efectivo que los otros dos, siendo su reducción promedio prácticamente nula. El efecto de las CHAS, en la efectividad de la reforestación y el embalse único equivalente, se ha explicado en el respectivo apartado de cada medida. Mientras la reforestación es relativamente efectiva en condiciones en las que el suelo está seco, pero hasta su capacidad de saturación, el embalse único equivalente logra laminar magnitudes importantes producidas en la cabecera de la cuenca en los eventos con CHAS “húmedas”, siendo por tanto más efectivas. A lo anterior hay que añadir, que a diferencia de los embalses, la reforestación afecta otras áreas distintas de la cabecera del principal colector, lo que puede contribuir con esta diferencia.

Tabla 6-21. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H) en los escenarios con MAISC=3mm

Valor de Q_r	Refor. 1		11 emb.		Cheste 7	
	S	H	S	H	S	H
Mínimo	2	0	0	0	0	0
1er cuartil	6	1	0	0	2	1
2do cuartil	9	3	0	0	4	4
3er cuartil	16	6	1	1	8	8
Máximo	25	17	19	16	26	27
Promedio	11	4	1	1	6	6
Desv. Estándar	6	4	3	2	6	6

Tabla 6-22. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS "seca" (S) y "húmeda" (H) en los escenarios con MAISC=5mm

Valor de Q_r	Refor. 3		16(b) emb.		Cheste 6	
	S	H	S	H	S	H
Mínimo	1	0	0	0	0	0
1er cuartil	5	1	0	0	3	2
2do cuartil	8	3	0	0	6	5
3er cuartil	12	6	1	1	11	12
Máximo	49	22	19	16	49	36
Promedio	10	4	1	1	8	8
Desv. Estándar	8	4	3	2	9	7

Adicionalmente, en el caso de los escenarios de las medidas de embalses distribuidos y de embalse único equivalente, se ha podido apreciar que sus valores de índice MAISC son similares entre escenarios con similar capacidad de retención total para los respectivos puntos de control. En este tipo de medidas de retención en cauces, se ha visto que su efectividad está influenciada por similares factores. Sin embargo, se ha apreciado que en todos los casos, para un mismo valor de MAISC, el embalse único equivalente es más efectivo que su homólogo de embalses distribuidos. Esto se debe al efecto de la distribución espacial de las tormentas y a la ubicación del embalse único equivalente. El embalse logra laminar el caudal proveniente de la respuesta hidrológica en las áreas más próximas a la presa, lo cual no es afectado por los embalses distribuidos que están ubicados en los cauces secundarios de cabecera. En esta dirección, Leopold y Maddock (1954) señalaron que series de pequeñas presas en cabecera fueron inefectivas para las avenidas producidas en cuencas de aportación de gran tamaño. En Salazar et al. (2012) se ha demostrado que la ubicación de los embalses distribuidos es un factor determinante de la efectividad de esta tipología de medidas. En dicha publicación se mostro que para diferentes juegos de embalses distribuidos con similar MAISC, pero diferentes localizaciones, los juegos con localizaciones más meridionales fueron más efectivos que sus homólogos con localizaciones en cabecera.

Tabla 6-23. Diferencia, en la reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H), entre los escenarios, de embalse único equivalente y embalses distribuidos, con similar MAISC.

Valor de Q_r	Ceste 1-184 emb.		Ceste 2-138 emb.		Ceste 3-92 emb.		Ceste 4-46 emb.		Ceste 5-16(a) emb.		Ceste 6-16(b) emb.		Ceste 7-11 emb.	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	13	13	13	13	6	8	3	0	0	0	0	0	0	0
1er cuartil	39	36	39	31	33	24	21	12	12	6	9	5	6	3
2do cuartil	36	39	36	35	37	34	30	22	26	15	24	12	17	9
3er cuartil	28	29	31	34	47	38	35	32	36	26	40	23	24	15
Máximo	9	13	10	13	24	29	25	27	37	39	65	61	59	40
Promedio	31	31	32	31	34	29	28	22	23	16	24	16	18	10

Tabla 6-24. Diferencia, en la reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “seca” (S) y “húmeda” (H), entre los escenarios, de embalse único equivalente y embalses distribuidos, con similar MAISC.

Valor de Q_r	Ceste 1-184 emb.		Ceste 2-138 emb.		Ceste 3-92 emb.		Ceste 4-46 emb.		Ceste 5-16(a) emb.		Ceste 6-16(b) emb.		Ceste 7-11 emb.	
	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H	S	H
Mínimo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1er cuartil	6	9	6	9	5	6	4	4	3	2	3	2	2	1
2do cuartil	14	15	14	15	14	13	9	8	6	6	6	5	4	4
3er cuartil	18	22	18	20	16	18	14	14	10	11	10	10	8	7
Máximo	6	21	7	24	33	47	41	13	31	16	29	20	7	12
Promedio	12	14	12	13	11	12	8	9	7	7	7	6	5	4

e) Análisis comparativo de la efectividad de los escenarios con máximo MAISC

Como análisis final de la reducción de los caudales máximos, se han discutido los escenarios extremos con máximos incrementos en la capacidad de retención en la cuenca, es decir, con máximos valores posibles de MAISC (Tablas 6-25 y 6-26). En el caso de las medidas de retención en cauce, su índice MAISC es similar (83mm en la A-7 y 41mm en la V-31), sin embargo, en el caso de la reforestación éste es bastante menor (14mm en la A-7 y 12mm en la V-31). En primer lugar, en el punto de control de la A-7 se ha observado un comportamiento similar al ya discutido en los anteriores apartados, es decir: i) para un mismo valor de índice MAISC, es más efectivo el embalse único equivalente que los embalses distribuidos; ii) a mayor MAISC, mayor efectividad. Como

se puede observar, el escenario Cheste 1 (MAISC=83mm) se muestra más efectivo que el escenario Refor. 4 (MAISC=14mm).

Tabla 6-25. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía A-7 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios con máximo MAISC.

Valor de Q_r	Refor. 4		184 emb.		Cheste 1	
	S	H	S	H	S	H
Mínimo	0	0	0	0	13	13
1er cuartil	23	3	3	8	41	44
2do cuartil	43	8	18	22	54	60
3er cuartil	53	17	45	46	74	75
Máximo	73	62	90	86	99	99
Promedio	39	13	26	28	56	59
Desv. Estándar	19	15	26	23	22	21

Tabla 6-26. Reducción del caudal máximo (Q_0) en la Autovía V-31 para eventos con CHAS “secas” (S) y “húmedas” (H) en los escenarios con máximo MAISC.

Valor de Q_r	Refor. 4		184 emb.		Cheste 1	
	S	H	S	H	S	H
Mínimo	4	0	0	0	0	0
1er cuartil	27	5	0	1	6	11
2do cuartil	40	12	1	7	15	22
3er cuartil	50	23	9	14	27	37
Máximo	63	52	81	72	87	93
Promedio	38	15	8	11	20	25
Desv. Estándar	14	13	14	14	19	18

Por otro lado, en el punto de control de la V-31 se ha observado que el escenario de reforestación, a pesar de tener menor valor de MAISC (12mm), ha mostrado ser más efectivo que el escenario de embalse único con mayor MAISC (41mm). Este comportamiento se debe a la influencia espacial que tiene la reforestación en áreas produciendo escorrentía, las cuales no son influenciadas por el embalse. Lo anterior pone de relieve la importancia de la localización espacial de las medidas de “retención de agua en el territorio”, en función de las áreas de la cuenca con mayor capacidad de producción de escorrentía. En este caso, la reforestación podría ser más efectiva y menos impactante desde el punto de vista de la afectación medioambiental. Igualmente, la

reforestación puede cumplir otros objetivos, como es el de disminuir el impacto de la lluvia en los procesos de erosión (Jewitt, 2005), especialmente en laderas abruptas. Sin embargo, estos efectos pueden depender, tanto del sitio, como de la tipología de eventos productores de las avenidas (Calder and Aylward, 2006).

6.2.2.2. Reducción del riesgo

Para el análisis de efectividad (expresada como reducción del riesgo), se ha contado sólo con los escenarios potenciales máximos, es decir, los escenarios denominados: Reforestación 4, 184 embalses y Cheste 1. Estos escenarios tienen valores del índice MAISC (referenciados al área cubierta hasta la Autovía V-31) iguales a 12, 41 y 41 mm, respectivamente.

El cálculo de daños se ha realizado de la misma manera que en la situación actual, encontrándose las curvas Daño-Frecuencia mostradas en la Figura 6-18. En ésta, se ha presentado nuevamente la curva homologa en situación actual (Figura 4-47), lo cual brinda una primera percepción del grado de cambio del riesgo, es decir, la efectividad de las medidas analizadas. En este caso, la efectividad de los escenarios analizados, cuantificada a través de la reducción del riesgo, denominada R_r y expresada en porcentaje, se ha estimado siguiendo la Ecuación 6-3.

$$R_r = \frac{R_0 - R_i}{R_0} \cdot 100\% \quad 6-3$$

donde,

R_0 es el riesgo estimado en la condición actual, expresado como DAE en €/año,

R_i es el riesgo estimado en cada escenario, expresado como DAE en €/año.

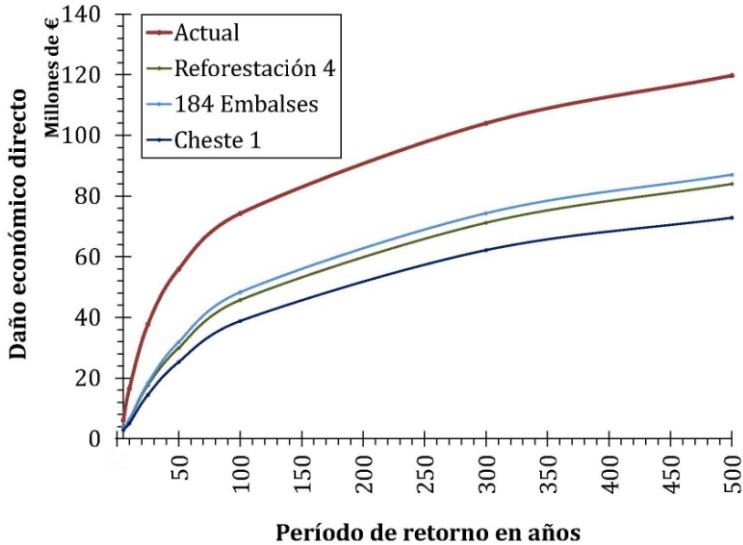


Figura 6-18. Curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo para escenarios máximos de "retención de agua en el territorio".

La cuantificación de la efectividad se presenta en la Figura 6-19. En ésta, se aprecia que para alta probabilidad por inundación (períodos de retorno menores a los 100 años) la pérdida de efectividad disminuye a una tasa mayor (20% aprox.) que para las condiciones de media y baja probabilidad (10% aprox). Esta disminución en la efectividad, con el aumento de la magnitud de la inundación, es coincidente con los resultados encontrados en el anterior apartado. En la Figura 6-19(a) se aprecia que, el embalse único equivalente muestra ser más efectivo que el escenario de reforestación y el de 184 embalses, respectivamente en su orden. Igualmente, se ha constatado que el escenario de 184 embalses es el menos efectivo en la disminución del riesgo de inundación, para cualquier probabilidad de presentación. El efecto anteriormente expresado se refleja en la efectividad sobre el DAE: el escenario de embalse único equivalente (Cheste 1) logra reducir éste en un 58%, mientras el escenario de reforestación lo hace en un 48% y el de embalses distribuidos (184 embalses) lo hace en un 47%. La anterior comparación no resulta justa en la medida en que los escenarios comparados introducen diferentes incrementos en la capacidad de retención hídrica en la cuenca. Para ello, el uso de la relación efectividad (R_r)-MAISC puede servir de ayuda, como se aprecia en la Figura 6-19(b). En ésta, se aprecia que el orden de mayor efectividad cambia, mostrándose la reforestación como la medida más efectiva. Este

resultado se debe al efecto sobre el origen de la avenida (o afectación espacial de la medida introducida), lo cual le confiere una mayor efectividad en la reducción de los caudales máximos a la reforestación, en los eventos de baja magnitud. Reducciones en la magnitud para frecuencias altas e inefectividad en las bajas, puede traducirse en reducciones significativas del riesgo, es decir, mayor efectividad en la reducción del riesgo de inundaciones.

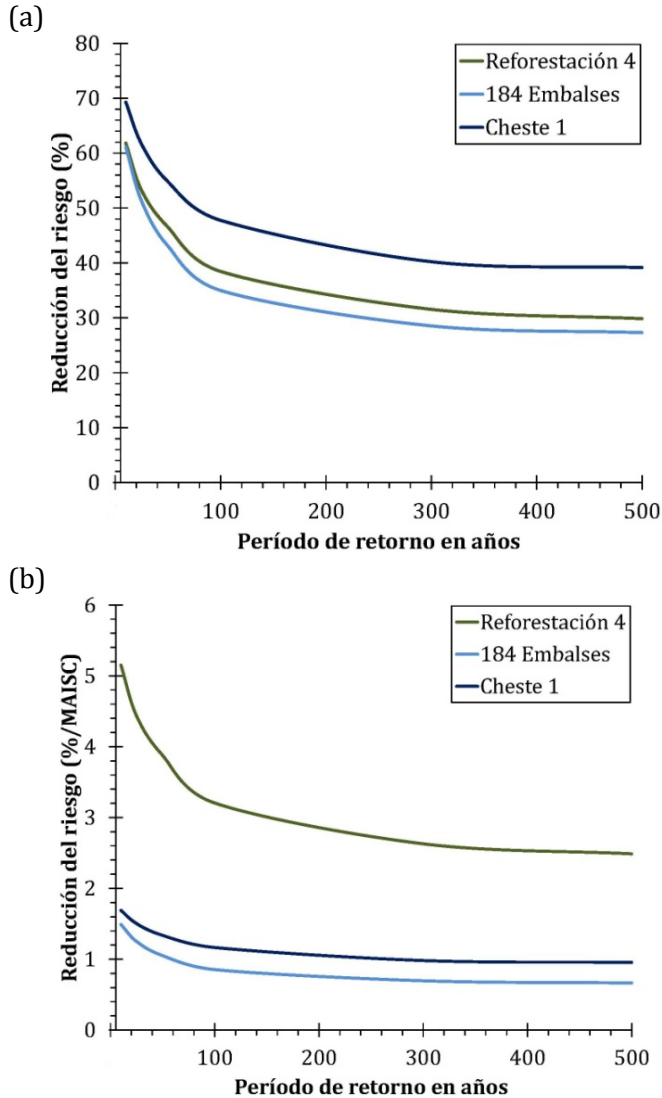


Figura 6-19. Efectividad en la reducción del riesgo para los escenarios máximos de “retención de agua en el territorio”: (a) reducción absoluta; (b) reducción relativa al MAISC.

A pesar de lograrse reducir en promedio la mitad del DAE, con la implementación de esta tipología de estrategia para la reducción del riesgo, el DAE se mantiene en una magnitud considerable. Este resultado pone de relieve que la intervención exclusiva de la variable peligrosidad no es suficiente para la reducción del riesgo, inclusive para escenarios que conllevan grandes inversiones económicas e impactos ambientales, como los que podrían producir esta tipología de medidas.

Finalmente, se ha analizado a título comparativo, el efecto de la intervención en la variable vulnerabilidad, mediante el uso de las funciones de daño obtenidas en la zona de estudio cuando se usan “barreras” desmontables (Figura 6-9), es decir, afectando el indicador de la susceptibilidad. Con este análisis se ha querido comprobar el grado de efectividad que se produce, alterando esta otra componente del riesgo. En la Figura 6-20 se presenta la curva Daño-Frecuencia de este escenario de uso de “barreras” desmontables en las áreas de uso residencial.

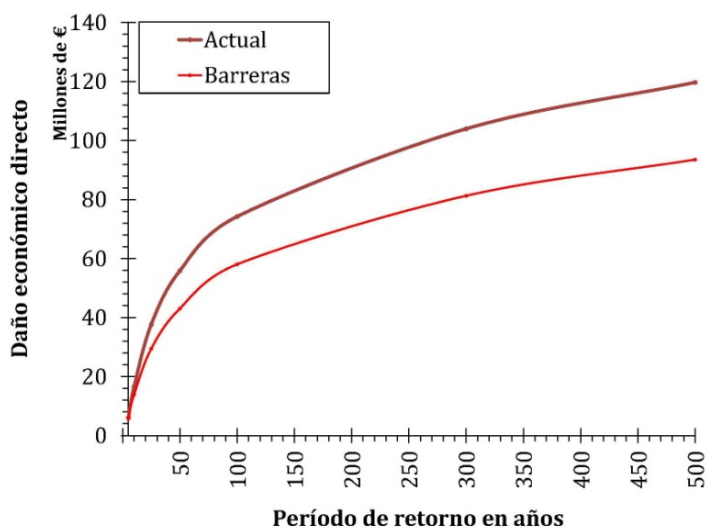


Figura 6-20. Curva Daño-Frecuencia de la zona inundable de la Rambla del Poyo en un escenario de uso de barreras desmontables.

Al igual que con los escenarios de “retención de agua en el territorio”, en la Figura 6-20 se ha presentado la curva homologa para la situación actual, como una forma de visualizar el grado de efectividad de una

acción como ésta, típica de las zonas históricamente expuestas a inundaciones, como lo es el caso de estudio. El cálculo del DAE para el escenario de uso de barreras desmontables da como resultado un valor de 4,678,081.42€/año, es decir, una efectividad del 18% (-1,022,494.46€/año). Este cálculo muestra como una intervención tan sencilla como el uso de barreras contribuye en la reducción del riesgo. Sin embargo, al igual que con la implementación de medidas que afectan la peligrosidad, la alteración de un indicador de la vulnerabilidad como la susceptibilidad, tampoco tiene un grado de efectividad significativo en la reducción de los daños esperados por inundación. En ambos casos de medidas de mitigación, la exposición se muestra como un indicador determinante del riesgo en un sistema-zona inundable. En este caso, se pone de relieve la necesidad de estudiar estrategias conjuntas que afecten las dos componentes del riesgo, peligrosidad y vulnerabilidad. Igualmente, el indicador “capacidad de respuesta” podría jugar un importante rol en el análisis de la reducción del riesgo.

7. CONCLUSIONES

En el primer apartado de este capítulo, se presentan las conclusiones encontradas a partir de la discusión de los resultados dada en el capítulo anterior. Estas conclusiones se presentan agrupadas en cada una de las dos hipótesis básicas de partida, las cuales se han cumplido: i) la posibilidad de establecer una metodología de análisis del riesgo de inundaciones en las actuales condiciones de un caso de estudio; y ii) la posibilidad de analizar, sobre la base de la metodología propuesta y su adaptación, la efectividad de un conjunto de medidas de reducción del riesgo de inundaciones de carácter preventivo, las cuales son representativas de una posible condición futura y se enmarcan dentro del concepto de “mejora de la retención de aguas”, denominado en este trabajo como “retención de agua en el territorio”. En el segundo apartado, se resumen las recomendaciones y líneas de actuación futuras, las cuales han surgido de los requerimientos no cubiertos en esta tesis doctoral.

7.1. Conclusiones sobre la metodología de análisis del riesgo de inundaciones

La metodología ha mostrado ser efectiva en cuanto a requerimiento de datos, tiempo computacional y credibilidad de los resultados. Sin embargo, en condiciones en las que existan más y mejores datos, es deseable un refinamiento de los métodos así como una comparación de sus resultados con los que aquí se exponen. Lo anterior, en la perspectiva de brindar conclusiones que redunden en la elección de las mejores herramientas de cálculo, sin que ello conlleve a mayores costos operacionales. En un estudio de diferentes niveles de detalle de métodos en Alemania, desde interpolación lineal hasta modelación hidrodinámica en dos dimensiones para el caso de la peligrosidad, y desde simples funciones de daño hasta modelos de daños en la micro-escala para la vulnerabilidad, Apel et al. (2009) encontraron que el mejor resultado, en términos de requerimientos de datos, tiempo computacional y fiabilidad de los resultados, fue la combinación intermedia, es decir, entre un modelo hidrodinámico acoplado 1/D-2D y

unas funciones de daño basadas en las reglas del modelo FLEMops (“Flood Loss Estimation Model for the private sector”), el cual se basa en la estimación de pérdidas desde datos estadísticos recabados a posteriori de la inundación de Agosto de 2002 y adaptadas al caso de estudio. En la investigación aplicada en esta tesis doctoral, se ha demostrado que los resultados han sido satisfactorios en cada una de las fases de aplicación, para un enfoque similar al resultado óptimo encontrado por Apel et al. (2009). A pesar de los niveles de incertidumbre existentes en cada una de las estimaciones, la comparación entre, los daños producidos por el máximo evento histórico ocurrido en la zona (Octubre de 2000) y los anuales esperados (DAE), obtenidos con la metodología propuesta en esta tesis, y los daños pagados por el consorcio de compensación de seguros en la zona inundable (CCS, 2008) han arrojado diferencias del 9% y 7%, respectivamente. Lo anterior ha dado un nivel de fiabilidad aceptable en la metodología propuesta. En análisis en los que se requiera mayor detalle, como pueden ser los pasos para la selección del mejor proyecto a realizar, la cuantificación de la incertidumbre puede ser una herramienta importante en la toma de decisiones.

El uso acoplado de la modelación estocástica de tormentas con la modelación hidrológica distribuida ha mostrado tener un gran potencial en la estimación de la frecuencia de avenidas a partir de la concepción de la física de los procesos. El mismo espectro de eventos analizados con estas herramientas no ha podido ser analizado en el análisis hidrodinámico debido a los costes computacionales y económicos. Los costes computacionales son un requerimiento que cada día viene teniendo respuesta desde los avances tecnológicos, lo cual indica que con mucha probabilidad, éste no sea un mayor inconveniente. Respecto al coste económico del modelo usado, afortunadamente se encuentran en curso sendos proyectos de modelos robustos y de uso libre como el caso del modelo hidrodinámico IBER, el cual viene siendo utilizado recientemente con éxito en aplicaciones para diferentes contextos geográficos²⁶. El levantamiento en campo, de datos sobre los daños producidos por inundaciones históricas en el área de estudio, ha mostrado ser un soporte fiable en la construcción de las

²⁶ Ver presentación y divulgación de resultados en <http://www.iberaula.es>

funciones calado-daño para la estimación de los daños directos tangibles.

7.2. Conclusiones sobre la efectividad de las medidas de reducción del riesgo de inundaciones

La efectividad de las medidas de mitigación del riesgo de la inundación, enmarcadas dentro del concepto “retención de agua en el territorio”, se muestra condicionada por varios factores, entre ellos: la variabilidad espacio-temporal de las tormentas, estado de humedad antecedente del suelo (CHAS), afectación espacial y magnitud de la afectación en los procesos de producción o propagación de la escorrentía (medida de mitigación adoptada) y la magnitud de la avenida.

En términos generales, se ha observado que la efectividad de las medidas sobre la reducción del caudal máximo, tanto de retención en ladera (reforestación) como en cauces (embalses distribuidos y embalse único equivalente), va disminuyendo a medida que aumenta la magnitud de la avenida. Estas medidas pueden ser efectivas para eventos con magnitudes medias a bajas, sin embargo, para eventos de gran magnitud (baja frecuencia) esta tipología de medidas han mostrado ser inefectivas. Igualmente, para mayores aumentos en la capacidad de retención en la cuenca expresadas con el índice MAISC, mayor efectividad es observada. Sin embargo, al comparar entre medidas, este efecto depende del área de aportación de escorrentía afectada, siendo la reforestación más efectiva en la reducción de las avenidas que un embalse único, pero para magnitudes medias-bajas. Respecto al efecto de la CHAS, se ha encontrado un efecto diferenciado en la comparación entre medidas. Mientras para los escenarios de reforestación, los resultados han mostrado que la efectividad en cuanto a la reducción del pico de la avenida es en promedio mayor para los eventos con CHAS “seca” que con “húmeda”, en el caso de los escenarios de embalses este comportamiento depende del área afectada por el embalse. El efecto de mayor laminación observado a la salida del embalse sobre los eventos con CHAS “seca”, se va diluyendo llegándose a invertir, lo cual se debe a factores como: la distribución espacio-temporal de las tormentas, las diferentes CHAS y la variación espacial

de las características físicas de los suelos y su ocupación, es decir, a la respuesta hidrológica de las áreas no afectadas por el o los embalses. Este comportamiento pone de relieve la importancia del análisis del origen de la avenida como factor determinante de la efectividad de cualquier medida de retención de avenidas (Lammersen et al., 2002), es decir, la importancia de la localización espacial de las medidas “retención de agua en el territorio” en función de las áreas de la cuenca con mayor capacidad de producción de escorrentía. En este caso, la reforestación podría ser más efectiva y menos impactante desde el punto de vista de la afectación medioambiental. Igualmente, la reforestación puede cumplir otros objetivos, como el de disminuir el impacto de la lluvia en los procesos de erosión (Jewitt, 2005), especialmente en laderas abruptas. Sin embargo, hay que tener en cuenta que estos efectos pueden depender tanto del sitio, como de la tipología de eventos productores de las avenidas (Calder and Aylward, 2006).

Respecto a la efectividad en la reducción del riesgo, de las medidas de “retención de agua en el territorio”, se ha notado claramente el traslado del efecto de la reducción de la peligrosidad en la reducción del riesgo. Reducciones en la magnitud para frecuencias altas e ineffectividad en bajas, puede traducirse en reducciones significativas del riesgo, es decir, mayor efectividad. Un análisis comparativo de los máximos escenarios posibles de cada medida ha mostrado el siguiente orden de mayor efectividad: embalse único equivalente, reforestación y embalses distribuidos. Debido a que estos escenarios tienen diferentes incrementos en las capacidades de retención en la cuenca, una comparación justa, asumiendo la relación efectividad y el índice MAISC, ha mostrado una mayor efectividad de la reforestación debido a que esta medida logra reducir en mayor grado los eventos de menor magnitud y alta probabilidad, lo cual influye directamente en la curva daño-frecuencia. Alternativamente a las medidas de “retención de agua en el territorio” (las cuales sólo afectan la peligrosidad), el análisis de la introducción de medidas preventivas como barreras físicas en las puertas de las viviendas (las cuales afectan las susceptibilidad) ha mostrado tener una relativa significancia en la reducción del riesgo.

Finalmente, el análisis de la efectividad sobre el riesgo ha brindado una mejor herramienta de análisis que sólo sobre el caudal máximo (o

peligrosidad), debido a que se ha podido cuantificar el grado de reducción del riesgo de cada una de las medidas analizadas en la zona inundable. Este resultado puede ser de gran utilidad en una posterior evaluación de alternativas eficientes en el ciclo de gestión del riesgo, como pueden ser las tareas de valoración del riesgo o análisis coste-beneficio.

7.3. Recomendaciones y líneas de investigación futuras

En esta tesis doctoral se han abordado, principalmente, las fases del ciclo de gestión denominadas como *análisis y reducción*. Sin embargo, los resultados de estas fases serán soporte para la fase de *valoración*, en la cual se deben tomar decisiones sobre la pertinencia de las estrategias de reducción analizadas y su posibilidad de materialización. Dicha fase debe ser analizada en su máxima amplitud, principalmente debido a que los factores social y ecológico juegan un papel importante dentro del análisis. Aquí entran en juego dos enfoques de estudio, percepción del riesgo y ponderación del riesgo (ver Schanze, 2006). En Escuder-Bueno et al. (2012) puede verse un ejemplo de integración de un análisis cuantitativo del riesgo de inundación (pluvial y fluvial), la percepción de la población respecto del riesgo y la valoración de la implementación de medidas de tipo no-estructural para la toma de decisiones. En términos generales, una revisión sobre la cuestión de la gobernanza y la reducción del riesgo de desastres para una multiplicidad de actores y escalas de trabajo, puede verse en Djalante (2012).

En esta tesis doctoral se ha abordado exclusivamente la dimensión económica de la vulnerabilidad, estableciendo cuantitativamente los daños directos tangibles como expresión de la susceptibilidad de los receptores expuestos a la inundación en la zona de estudio. Teniendo en cuenta que la vulnerabilidad indudablemente tiene otras dimensiones, es necesario continuar con una futura línea de investigación que permita integrar a la dimensión económica (daños tangibles), las dimensiones social y ecológica (daños intangibles), así como indicadores de daños tanto directos como indirectos. Ver al respecto por ejemplo, Simonovic (1999) quien establece criterios sociales para la

evaluación de medidas de control de inundaciones, Werritty et al. (2007) sobre una revisión del estado del arte sobre impactos sociales, Jonkman et al. (2008a) sobre una revisión de métodos para la cuantificación de pérdidas de vidas humanas, Brouwer y van Ek (2004) y Kubal et al. (2009) sobre una evaluación integrada de impactos sociales, ecológicos y económicos. Finalmente, respecto a métodos para cuantificar daños intangibles se pueden referenciar un par de trabajos, en Markantonis et al. (2012) puede verse una revisión del estado del arte sobre métodos de cuantificación de consecuencias intangibles de amenazas naturales; en Lekuthai y Vongvisessomjai (2001) puede verse una propuesta de cuantificación de daños tangibles e intangibles producidos por inundaciones.

Es necesario realizar una validación de diferentes metodologías de análisis del riesgo de inundación para comprobar la sensibilidad del resultado a variaciones en los parámetros que caracterizan tanto la peligrosidad como los de la vulnerabilidad. Por ejemplo, la consideración del transporte de materia sólida en la estimación de la peligrosidad o el uso de curvas duración-daño para la estimación del daño en uso de suelo agrícola. Lo anterior, en la perspectiva de establecer un balance entre disponibilidad de datos, consumo de recursos y fiabilidad de los resultados. Un ejemplo de referencia puede ser el estudio de Apel et al. (2009).

En el análisis de escenarios, quizá el método más complejo por su grado de incertidumbre, es el reflejo en el modelo hidrológico de los cambios producidos por una medida de mitigación como la reforestación. Los cambios establecidos en los parámetros del modelo pueden ser soportados por el uso de relaciones físicas o empíricas, así como también de análisis de incertidumbre (Wagener, 2007). Una vía para demostrar la transferibilidad del modelo en estas condiciones cambiantes puede ser el uso de la metodología conocida como “ensamble” (que se puede traducir como “conjunto” de modelos), como fue utilizada por Huisman et al. (2009), quienes utilizaron un conjunto de modelos hidrológicos para analizar el mismo juego de escenarios de cambios de uso del suelo. La utilización de un análisis comparativo de la mismas medidas, para diferentes modelos y regiones hidroclimáticas, también puede aportar en esta dirección (cf. Salazar et al., 2012). También es necesario realizar una revisión de resultados

experimentales relativos a aspectos como la infiltración y las conductividades hidráulicas de los suelos, en función de estado del bosque, desarrollo y edad. Para ello, una serie de experimentos de campo pueden ser considerados para agregar más datos relacionados con la respuesta de estos parámetros en la modelación hidrológica. Igualmente, debido a la multiplicidad de factores y complejidad de interacciones entre procesos que pueden ser afectados por cambios en el uso del suelo como la reforestación a la escala de cuenca (Calder and Aylward, 2006), se requieren datos de estudios experimentales a esta escala como los que se están conduciendo en el Reino Unido en el proyecto “Flood Risk Management Research Consortium” (FRMRC, 2012), además del uso de diferentes fuentes de datos (ver Bulygina et al., 2012). También pueden explorarse métodos alternativos (cf. Peel y Blöschl, 2011).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahern, M., Kovats, R. S., Wilkinson, P., Few, R. y Matthies, F. : Global health impacts of floods: epidemiologic evidence, *Epidemiol.Rev.*, 27, 36-46, (2005).
- Ahmad, S. y Simonovic, S. P. : System dynamics modeling of reservoir operations for flood management, *J.Comput.Civ.Eng.*, 14, 190-198, (2000).
- Altarejos, L. : Contribución a la estimación de la probabilidad de fallo de presas de hormigón en el contexto del análisis de riesgos, Tesis Doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, (2009).
- Anderson, M. y McDonnell, J. J. (Eds.): *Encyclopedia of hydrological sciences*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England, (2005).
- Andréassian, V. : Waters and forests: from historical controversy to scientific debate, *J.Hydrol.* , 291, 1-27, (2004).
- Anselmo, V., Galeati, G., Palmieri, S., Rossi, U. y Todini, E. : Flood risk assessment using an integrated hydrological and hydraulic modelling approach: a case study, *J.Hydrol.* , 175, 533-554, (1996).
- Apel, H., Thieken, A. H., Merz, B. y Blöschl, G. : Flood risk assessment and associated uncertainty, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 4, 295-308, (2004).
- Archer, D. : Scale effects on the hydrological impact of upland afforestation and drainage using indices of flow variability: the River Irthing, England, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 7, 325-338, (2003).
- Archer, D. R. : The use of flow variability analysis to assess the impact of land use change on the paired Plynlimon catchments, mid-Wales, *J.Hydrol.*, 347, 487-496, (2007).
- Aronica, G., Hankin, B. y Beven, K. : Uncertainty and equifinality in calibrating distributed roughness coefficients in a flood propagation model with limited data, *Adv.Water Resour.*, 22, 349-365, (1998).
- Aronica, G. y Candela, A. : Derivation of flood frequency curves in poorly gauged Mediterranean catchments using a simple stochastic hydrological rainfall-runoff model, *J.Hydrol.* , 347, 132-142, (2007).
- Asselman, N., Bates, P., Woodhead, T., Fewtrell, T., Soares-Frazão, S., Zech, Y., Velickovic, M., de Wit, A., ter Maat, J., Verhoeven, G. y Lhomme, J.: *Flood Inundation Modelling – Model Choice and Proper Application*, FLOODsite Consortium, T08-09-03/3_3_P01, www.floodsite.net, (2009).
- Avakyan, A. y Iakovleva, V. : Status of global reservoirs: The position in the late twentieth century, *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 3, 45-52, (1998).
- Ayala, F. J. : El sofisma de la imprevisibilidad de las inundaciones y la responsabilidad social de los expertos: un análisis del caso español y sus alternativas, *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*, 79-92, (2002).
- Baker, V. R. : Paleoflood hydrology: Origin, progress, prospects, *Geomorphology*, 101, 1-13, (2008).
- Bales, J. y Wagner, C. : Sources of uncertainty in flood inundation maps, *J. Flood Risk Management*, 2, 139-147, (2009).
- Barredo, J. I. : Major flood disasters in Europe: 1950-2005, *Nat.Hazards*, 42, 125-148, (2007).

- Barredo, J. : Normalised flood losses in Europe: 1970-2006, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 9, 97-104, (2009).
- Barredo, J., Saurí, D. y Llasat, M. : Assessing trends in insured losses from floods in Spain 1971-2008, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 12, 1723-1729, (2012).
- Barroca, B., Bernardara, P., Mouchel, J. M. y Hubert, G. : Indicators for identification of urban flooding vulnerability, *Natural Hazards and Earth System Science*, 6, 553-561, (2006).
- Batalla, R. J., Gomez, C. M. y Kondolf, G. M. : Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain), *J.Hydrol.*, 290, 117-136, (2004).
- Bates, P. D. : Remote sensing and flood inundation modelling, *Hydrol.Process.*, 18, 2593-2597, (2004).
- Bates, P. y De Roo, A. : A simple raster-based model for flood inundation simulation, *J.Hydrol.*, 236, 54-77, (2000).
- Bates, P., Marks, K. y Horritt, M. : Optimal use of high-resolution topographic data in flood inundation models, *Hydrol.Process.*, 17, 537-557, doi: 10.1002/hyp.1113 (2003).
- Bellot, J., Bonet, A., Sanchez, J. y Chirino, E. : Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model, *Landscape Urban Plann.*, 55, 41-53, (2001).
- Benito, G. y Thorndycraft, V. : Palaeoflood hydrology and its role in applied hydrological sciences, *J.Hydrol.*, 313, 3-15, (2005).
- Benito, G., Barriendos, M., Llasat, C., Machado, M. y Thorndycraft, V. : Impactos sobre los riesgos naturales de origen climático, *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del Cambio Climático*, 527-548, (2005).
- Benito, G., Lang, M., Barriendos, M., Llasat, M. C., Francés, F., Ouarda, T., Thorndycraft, V., Enzel, Y., Bardossy, A. y Coeur, D. : Use of systematic, palaeoflood and historical data for the improvement of flood risk estimation. Review of scientific methods, *Nat.Hazards*, 31, 623-643, (2004).
- Beven, K. : Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling, *Adv.Water Resour.*, 16, 41-51, (1993).
- Beven, K. J.: *Rainfall-Runoff Modelling – The Primer*, Wiley, Chichester, 372 pp., (2001).
- Birkmann, J. : Risk and vulnerability indicators at different scales: Applicability, usefulness and policy implications, *Environ. Hazards*, 7, 20-31, (2007).
- Birkmann, J. y Fernando, N. : Measuring revealed and emergent vulnerabilities of coastal communities to tsunami in Sri Lanka, *Disasters*, 32, 82-105, (2008).
- Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I. y Wisner, B. : *At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters*, Routledge, New York, 464 pp., (1994).
- Blazkova, S. y Beven, K. : Flood frequency prediction for data limited catchments in the Czech Republic using a stochastic rainfall model and TOPMODEL, *J.Hydrol.*, 195, 256-278, (1997).
- Blong, R. : A new damage index, *Nat.Hazards*, 30, 1-23, (2003).
- Blöschl, G. y Montanari, A. : Climate change impacts- throwing the dice? *Hydrol.Process.*, 24, 374-381, (2010).
- Blöschl, G., Reszler, C. y Komma, J. : A spatially distributed flash flood forecasting model, *Environ. Model. Soft.*, 23, 464-478, (2008).

- Blöschl, G., Ardoin-Bardin, S., Bonell, M., Dorninger, M., Goodrich, D., Gutknecht, D., Matamoros, D., Merz, B., Shand, P. y Szolgay, J. : At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrol.Process.*, 21, 1241-1247, doi: 10.1002/hyp.6669, (2007).
- Böhm, H. R., Haupter, B., Heiland, P. y Dapp, K. : Implementation of flood risk management measures into spatial plans and policies, *River Research and Applications*, 20, 255-267, doi: 10.1002/rra.776, (2004).
- Bonacci, O. y Ljubenkovic, I. : Changes in flow conveyance and implication for flood protection, Sava River, Zagreb, *Hydrol.Process.*, 22, 1189-1196, (2008).
- Bormann, H., Pinter, N. y Elfert, S. : Hydrological signatures of flood trends on German rivers: Flood frequencies, flood heights and specific stages, *J.Hydrol.*, 404, 50-66, doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.04.019, (2011).
- Borras, G., Godé, L. X., Gomà, J. L., Gracia, A. y Martínez, J. : Delimitación de zonas inundables en el ámbito autonómico: Cataluña, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 73-88, (2006).
- Botero, B. y Francés, F. : Estimation of high return period flood quantiles using additional non-systematic information with upper bounded statistical models, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 14, 2617-2628, (2010).
- Boughton, W. y Droop, O. : Continuous simulation for design flood estimation—a review, *Environ. Model. Soft.*, 18, 309-318, (2003).
- Bouma, J. J., François, D. y Troch, P. : Risk assessment and water management, *Environ. Model. Soft.*, 20, 141-151, (2005).
- Brázdil, R., Kundzewicz, Z. W. Y Benito, G. : Historical hydrology for studying flood risk in Europe, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 51, 739-764, doi: 10.1623/hysj.51.5.739, (2006).
- Bright, E. y Bhaduri, B. : Characterizing High-Resolution Population Distributions: a LandScan Experience, European Forum for Geostatistics 2010, Tallin, Estonia, 5-7 de Octubre de 2010, (2010).
- Bronstert, A. : Rainfall-runoff modelling for assessing impacts of climate and land-use change, *Hydrol.Process.*, 18, 567-570, (2004).
- Bronstert, A., Niehoff, D. y Bürger, G. : Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities, *Hydrol.Process.*, 16, 509-529, (2002).
- Bronstert, A., Bárdossy, A., Bismuth, C., Buiteveld, H., Disse, M., Engel, H., Fritsch, U., Hundecha, Y., Lammersen, R. y Niehoff, D. : Multi-scale modelling of land-use change and river training effects on floods in the Rhine basin, *River Research and Applications*, 23, 1102-1125, (2007).
- Bronstert, A. y Bárdossy, A. : The role of spatial variability of soil moisture for modelling surface runoff generation at the small catchment scale, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 3, 505-516, (1999).
- Bronstert, A. y Bárdossy, A. : Uncertainty of runoff modelling at the hillslope scale due to temporal variations of rainfall intensity, *Phys.Chem.Earth*, 28, 283-288, (2003).
- Brouwer, R. y Van Ek, R. : Integrated ecological, economic and social impact assessment of alternative flood control policies in the Netherlands, *Ecol.Econ.*, 50, 1-21, (2004).

- Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W. y Vertessy, R. A. : A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation, *J.Hydrol.*, 310, 28-61, (2005).
- Bruijn, K. M. D., Green, C., Johnson, C. y McFadden, L. : Evolving Concepts in Flood Risk Management: Searching for a Common Language, en: Begum, S., Stive, M. J. F. y Hall, J. W., *Flood Risk Management in Europe*, Springer, 61-75 , doi: 10.1007/978-1-4020-4200-3_4, (2007).
- Bubeck, P., de Moel, H., Bouwer, L. y Aerts, J. : How reliable are projections of future flood damage, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci*, 11, 3293-3306, (2011).
- Büchle, B., Kreibich, H., Kron, A., Thielen, A., Ihringer, J., Oberle, P., Merz, B. y Nestmann, F. : Flood-risk mapping: contributions towards an enhanced assessment of extreme events and associated risks, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 6, 485-503, (2006).
- Bulygina, N., McIntyre, N. y Wheeler, H. : Conditioning rainfall-runoff model parameters for ungauged catchments and land management impacts analysis, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13, 893-904, (2009).
- Burman, R. y Pochop, L.O. : Evaporation, Evapotranspiration and Climatic Data, *Developments in Atmospheric Science*, 22, Elsevier Science B. V., Amsterdam, Cap. 5, 105-171, (1994).
- Burn, D. H. : An appraisal of the "region of influence" approach to flood frequency analysis, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 35, 149-165, (1990).
- Calder, I. R. y Aylward, B. : Forest and floods: Moving to an evidence-based approach to watershed and integrated flood management, *Water Int.*, 31, 87-99, (2006).
- Camarasa, A. M. : Génesis de avenidas en pequeñas cuencas semiáridas: la rambla del Poyo (València), *Cuadernos de geografía*, 81-104, (1990).
- Camarasa, A. M. y Segura, F. : Flood events in Mediterranean ephemeral streams (ramblas) in Valencia region, Spain, *Catena*, 45, 229-249, (2001).
- Camarasa, A. M. y Tilford, K. A. : Rainfall-runoff modelling of ephemeral streams in the Valencia region (eastern Spain), *Hydrol.Process.*, 16, 3329-3344, (2002).
- Camarasa, A. y Soriano, J. : Flood risk assessment and mapping in peri-urban Mediterranean environments using hydrogeomorphology. Application to ephemeral streams in the Valencia region (eastern Spain), *Landscape Urban Plann.*, 104, 189- 200, (2012).
- Camarasa, A. M., López, M. J. y Soriano, J. : Mapping temporally-variable exposure to flooding in small Mediterranean basins using land-use indicators, *Appl.Geogr.*, 31, 136-145, (2011).
- Capel, J. J. : Génesis de las inundaciones de Octubre de 1973 en el Sureste de la Península Ibérica, *Cuadernos geográficos de la Universidad de Granada*, 149-166, (1974).
- Carmona, P. : Análisis geomorfológico de abanicos aluviales y procesos de desbordamiento en el litoral de Valencia, *Cuadernos de geografía*, 17-34, (1995).
- Casas, A., Benito, G., Thorndycraft, V. R. y Rico, M. : Efectos de las fuentes cartográficas en los resultados de la modelación hidráulica de crecidas, *Ingeniería del agua*, 2005, 12, 4, (2005).
- Castellarin, A., Kohnova, S., Gaal, L., Fleig, A., Salinas, J., Toumazis, A., Kjeldsen, T. y Macdonald, N. : Review of applied-statistical methods for flood-frequency analysis in Europe, (2012).

- Castillo, J. : Flood Risk Management Integrating Pluvial and River Flooding and Structural Collapse, Trabajo de Fin de Máster, Máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, (2012).
- CCS : Daños tasados por inundaciones en Valencia y su área metropolitana, Serie 1995-2007, Consorcio de Compensación de Seguros, Inédito, datos cedidos por EIXIMENIS, (2008).
- CCS : Estadística Riesgos Extraordinarios, Serie 1971-2010, Consorcio de Compensación de Seguros, Ministerio de Economía y Hacienda, Madrid, 157 pp., (2011).
- CEDEX : Mapa de caudales máximos, Memoria técnica, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, 67 pp., (2011).
- Cerdà, A. : Seasonal changes of the infiltration rates in a Mediterranean scrubland on limestone, *J.Hydrol.* , 198, 209-225, (1997).
- Chen, K., McAneney, J., Blong, R., Leigh, R., Hunter, L. y Magill, C. : Defining area at risk and its effect in catastrophe loss estimation: a dasymetric mapping approach, *Appl.Geogr.*, 24, 97-117, (2004).
- Chow, V. T. : Hidráulica de canales abiertos, McGraw-Hill, Bogotá, 667 pp., (1994).
- CNPC-MOPU : Las inundaciones en la España Peninsular, Informe de Síntesis, Comisión Nacional de Protección Civil, Dirección General de Obras Hidráulicas, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, 62 pp., (1988).
- Cognard-Plancq, A. L., Marc, V., Didon-Lescot, J. F. y Normand, M. : The role of forest cover on streamflow down sub-Mediterranean mountain watersheds: a modelling approach, *J.Hydrol.* , 254, 229-243, (2001).
- Compés, R. y García J.M. : La reforma de la PAC y la agricultura española: alternativas y oportunidades para España, Observatorio de Política Exterior española -OPEX-, Fundación Alternativas, Documento de Trabajo 40/2009, 92 pp., (2009).
- COPUT : El planeamiento urbanístico en la Comunidad Valenciana, Consellería de Obras públicas, Urbanismo y Transporte, serie publicaciones de divulgación técnica, (1999).
- COPUT : Plan de Acción Territorial de carácter sectorial sobre prevención del Riesgo de Inundación en la Comunidad Valenciana -PATRICOVA-, Consellería de Obras públicas, Urbanismo y Transporte, Dirección General de Urbanismo y Ordenación Territorial, Octubre, (2002).
- Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J. F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N. y Richard, D. : The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of french research, *J.Hydrol.* , 301, 235-249, (2005).
- Cunnane, C. : Unbiased plotting positions—a review, *J. Hydrol.*, 37, 205-222, (1978).
- Cunnane, C.: Review of statistical models for flood frequency estimation, en: Singh, V. P. (Ed.), *Hydrologic Frequency Modeling*, D. Reidel Publishing Company, 49-95, (1987).
- Cunnane, C. : Methods and merits of regional flood frequency analysis, *J. Hydrol.*, 100, 269– 290, doi:10.1016/0022-1694(88)90188-6, (1988).
- Cutter, S. L. : Vulnerability to environmental hazards, *Prog.Hum.Geogr.*, 20, 529-539, (1996).

- Daniel, E. B., Camp, J. V., LeBoeuf, E. J., Penrod, J. R., Dobbins, J. P. y Abkowitz, M. D. : Watershed modeling and its applications: A state-of-the-art review, *Open Hydrology Journal*, 5, 26-50, (2011).
- De Michele, C. y Salvadori, G. : On the derived flood frequency distribution: analytical formulation and the influence of antecedent soil moisture condition, *J.Hydrol.* , 262, 245-258, (2002).
- de Moel, H., Aerts, J. C. J. H. y Koomen, E. : Development of flood exposure in the Netherlands during the 20th and 21st century, *Global Environ.Change*, 21, 620-627, (2011).
- de Moel, H., Van Alphen, J. y Aerts, J. : Flood maps in Europe—methods, availability and use, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 9, 289-301, (2009).
- De Roo, A., Schmuck, G., Perdigao, V. y Thielen, J. : The influence of historic land use changes and future planned land use scenarios on floods in the Oder catchment, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 28, 1291-1300, (2003).
- De Roo, A., Barredo, J., Lavalle, C., Bodis, K. y Bonk, R. : Potential Flood Hazard and Risk Mapping at Pan-European Scale, *Digital Terrain Modelling*, 183-202, (2007).
- DGC-MF : Máximas lluvias diarias en la España Peninsular Dirección General de Carreteras - Ministerio de Fomento, Serie Monografías, (1999).
- Di Baldassarre, G., Laio, F. y Montanari, A. : Design flood estimation using model selection criteria, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 34, 606-611, (2009a).
- Di Baldassarre, G., Castellarin, A., Montanari, A. y Brath, A. : Probability-weighted hazard maps for comparing different flood risk management strategies: a case study, *Nat.Hazards*, 50, 479-496, (2009b).
- Díez, A., Laín, L. y Llorente, M. (Eds.): Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos N.º 7, 230 pp., (2006).
- Díez, A., Ballesteros, J. A., Bodoque, J., Eguíbar, M., Fernández, J., Génova, M., Laín, L., Llorente, M., Rubiales, J. y Stoffel, M. : Mejoras en la estimación de la frecuencia y magnitud de avenidas torrenciales mediante técnicas dendrogeomorfológicas, *Boletín Geológico y Minero*, 118, 789-802, (2007).
- Díez, A., Garrote, J., Bañlo, R., Laín, L., Mancebo, J. M. y Pérez, F. : Análisis del riesgo de inundación para planes autonómicos de protección civil: RICAM, en: Galindo, I., Laín, L. y Llorente, M. (Eds.). El estudio y la gestión de los riesgos geológicos, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos N.º 12, 53-70, Madrid, (2008a).
- Díez, A., Laín, L. y Llorente, M. : Mapas de peligrosidad por avenidas e inundaciones: Guía metodológica para su elaboración, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Riesgos Geológicos/Geotecnia N.º 1, (2008b)
- DIHMA : Delimitación de Riesgos de Inundabilidad a Escala Regional en la Comunitat Valenciana, Informe para la Generalitat Valenciana, 401 pp., (1996).
- DIHMA : Implementación del modelo distribuido de simulación hidrológica TETIS v. 6 en la cuenca del Barranco de Torrent (Valencia), Reporte, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2004).

- DIHMA : Estudio de inundabilidad y análisis de las actuaciones propuestas en la Rambla del Poyo y Barranco del Pozalet (Valencia), Reporte, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Valencia, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2006).
- Djalante, R : Adaptive governance and resilience: the role of multi-stakeholder platforms in disaster risk reduction, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12, 2923–2942, (2012).
- Disse, M. y Engel, H. : Flood events in the Rhine Basin: Genesis, influences and mitigation, *Nat.Hazards*, 23, 271-290, (2001).
- DNRM : Guidance on the Assessment of Tangible Flood Damages, Department of Natural Resources and Mines, Queensland Government, (2002).
- Duan, Q., Sorooshian, S. y Gupta, V. K. : Optimal use of the SCE-UA global optimization method for calibrating watershed models, *J.Hydrol.* , 158, 265-284, (1994).
- Dutta, D., Herath, S. y Musiak, K. : A mathematical model for flood loss estimation, *J.Hydrol.* , 277, 24-49, (2003).
- Eagleson, P. S. : Dynamics of flood frequency, *Water Resour.Res.*, 8, 878-898, (1972).
- Eeles, C. y Blackie, J. : Land-use changes in the Balquhidder catchments simulated by a daily streamflow model, *J.Hydrol.* , 145, 315-336, (1993).
- Eisenbies, M. H., Aust, W. M., Burger, J. A. y Adams, M.B. : Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians-- A review, *For.Ecol.Manage.*, 242, 77-98, (2007a).
- Eisenbies, M. H., Adams, M. B., Aust, W. M. y Burger, J. A. : Bibliography of forest water yields, flooding issues, and the hydrologic modeling of extreme flood events. Gen. Tech. Rep. NRS- 8. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 40 pp., (2007b).
- EIXIMENIS : Vulnerability's analysis, Informe interno para el CRUE Research Report No I-6: Efficiency of non-structural flood mitigation measures: "room for the river" and "retaining water in the landscape", Grupo de Investigación en Modelación Hidrológica y Ambiental, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2008).
- El Adlouni, S., Bobée, B. y Ouarda, T. : On the tails of extreme event distributions in hydrology, *J.Hydrol.* , 355, 16-33, (2008).
- EM-DAT : EM-DAT: The OFDA/CRED International Disaster Database, Université Catholique de Louvain - Brussels - Belgium, Data version: v12.07, www.emdat.be, (2012).
- Escuder-Bueno, I., Castillo-Rodríguez, J., Zechner, S., Jöbstl, C., Perales-Momparler, S. y Petaccia, G. : A quantitative flood risk analysis methodology for urban areas with integration of social research data, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci*, 12, 2843-2863, (2012).
- Estrela, T. y Quintas, L. : Use of GIS in the modelling of flows on floodplains, en: White, H.R. y Watts, J. (Eds.), *Proceedings of the 2nd International conference on river flood hydraulics*, John Wiley and Sons, Chichester; UK, 177-189, (1994).
- Estrela, T., Menéndez, M., Dimas, M., Leonard, J., Ovesen, I. O. W. N. B., Fehér, N. J. y Consult, V.: *Sustainable water use in Europe*, Office for Official Publications of the European Communities, (2001).
- Etoh, T., Murota, A. y Nakanishi, M. : SQRT-Exponential Type Distribution of Maximum, Hydrologic Frequency Modelling, *Proceedings of the International Symposium on*

- Flood Frequency and Risk Analyses, Louisiana State University, USA, 14-17 May 1986, (1987).
- EXCIMAP : Handbook on good practices for flood mapping in Europe, Prepared by EXCIMAP (a European exchange circle on flood mapping), Endorsed by Water Directors, 29-30 November 2007, 57 pp.,(2007).
- Ferrer, F. J. : El programa de cartografía de riesgo de inundación en la Ribera del Júcar y su papel en la coordinación de actuaciones no estructurales de diferentes administraciones, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 195-201, (2006).
- Ferrer, F. y Ardiles, L. : Análisis estadístico de las series anuales de máximas lluvias diarias en España, Ingeniería Civil, 95, 87-100, (1994).
- Few, R. : Flooding, vulnerability and coping strategies: local responses to a global threat, Progress in Development Studies, 3, 43-58, (2003).
- Feyen, L., Dankers, R., Bódis, K., Salamon, P. y Barredo, J. I. : Fluvial flood risk in Europe in present and future climates, Clim.Change, 112, 47-62, doi: 10.1007/s10584-011-0339-7, (2012).
- Fiorentino, M. y Iacobellis, V. : New insights about the climatic and geologic control on the probability distribution of floods, Water Resour.Res., 37, 721-730, (2001).
- FOREST EUROPE, UNECE y FAO: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe, Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, (2011).
- Förster, S., Kuhlmann, B., Lindenschmidt, K. E. y Bronstert, A. : Assessing flood risk for a rural detention area, Natural Hazards and Earth System Science, 8, 311-322, (2008).
- Francés, F. : Using the TCEV distribution function with systematic and non-systematic data in a regional flood frequency analysis, Stochastic Hydrology and Hydraulics, 12, 267-283, (1998).
- Francés, F. y Botero, B. : Flood Frequency Analysis for Extreme Events, en: Ashley, R., Garvin, S., Pasche, E., Vassilopoulos, A. y Zevenbergen, C. (Eds.), Advances in Urban Flood Management, Taylor & Francis/Balkema, 123-138, (2007).
- Francés, F., Salas, J. D. y Boes, D. C. : Flood frequency analysis with systematic and historical or paleoflood data based on the two-parameter general extreme value models, Water Resour.Res., 30, 1653-1664, (1994).
- Francés, F., Marco, J. B. y Cayuela, A. : Regional flood-risk mapping and its use in land-use planning: the Region of Valencia case study, en: Mariño, M. y Simonovic, S., IAHS Publication Nº 272, 311-318, (2001).
- Francés, F., Vélez, J. I. y Vélez, J. J. : Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models, J.Hydrol., 332, 226-240, doi: 10.1016/j.jhydrol.2006.06.032, (2007).
- Francés, F., Vélez, J. J., Múnera, J. C., Medici, C. y Bussi, G. : Descripción del modelo conceptual distribuido de simulación hidrológica TETIS v.8, <http://lluvia.dihma.upv.es/>, (2012).
- Francés, F., Garcia-Bartual, R., Ortiz, E., Salazar, S., Blöschl, G., Komma, J., Haberer, C., Bronstert, A. y Blume, T. : CRUE Research Report No I-6: Efficiency of non-structural flood mitigation measures: "room for the river" and "retaining water in

- the landscape", CRUE Funding Initiative on Flood Risk Management Research, <http://www.crue-eranet.net/>, (2008).
- Gallart, F., Latron, J., Llorens, P. y Rabadà, D. : Hydrological functioning of Mediterranean mountain basins in Vallcebre, Catalonia: some challenges for hydrological modelling, *Hydrol.Process.*, 11, 1263-1272, (1997).
- Gallego, J. y Peedell, S. : Using CORINE Land Cover to map population density, Towards Agri-environmental indicators, Topic report, 6, 92-103, (2001).
- Garcia-Bartual, R. y Marco, J. : A stochastic model of the internal structure of convective precipitation in time at a raingauge site, *J.Hydrol.*, 118, 129-142, (1990).
- Garcia-Bartual, R. y Salinas, J. L. : Stochastic modelling of extreme storms of convective type, Informe interno para el CRUE Research Report No I-6: Efficiency of non-structural flood mitigation measures: "room for the river" and "retaining water in the landscape", Grupo de Investigación en Modelación Hidrológica y Ambiental, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2008).
- Gardiner, J. : Environmental impact of floods, en: Rossi, G., Harmancioglu, N. B. y Yevjevich, V. M. (Eds.), *Copying with Floods*, NATO ASI Series E Applied Sciences, 257, 529-548, (1994).
- Gaume, E., Bain, V., Bernardara, P., Newinger, O., Barbuc, M., Bateman, A., Blaskovicová, L., Blöschl, G., Borga, M. y Dumitrescu, A. : A compilation of data on European flash floods, *J.Hydrol.*, 367, 70-78, (2009).
- Gendreau, N. y Gilard, O. : Structural and non-structural measures implementation : choice's arguments provided by inondabilite method, 10 pp., (1997).
- Goerlich, F. y Cantarino, I. : Cartografía y Demografía: una grid de población para la Comunitat Valenciana, *Estadística Española*, 53, 127-161, (2011).
- Goerlich, F. y Cantarino, I. : Una grid de densidad de población para España, Versión (R2): Marzo/2012, Fundación BBVA, (2012).
- González-Sanchis, M., Murillo, J., Latorre, B., Comín, F. y García-Navarro, P. : Transient Two-Dimensional Simulation of Real Flood Events in a Mediterranean Floodplain, *J.Hydraul.Eng.*, 138, 629-641, (2012).
- Gotway, C. A. y Young, L. J. : Combining Incompatible Spatial Data, *Journal of the American Statistical Association*, 97, 632-648, doi: 10.1198/016214502760047140, (2002).
- Gouldby, B. y Kingston, G. : Uncertainty and sensitivity analysis method for flood risk analysis, FLOODsite Consortium, T024-10-07/1_0, www.floodsite.com, (2007).
- Grigg, N. S. y Helweg, O. J. : State-Of-The-Art of estimating flood damage in urban areas, *Journal of the American Water Resources Association*, 11, 379-390, (1975).
- Gruntfest, E. : Long term social and economic impacts of extreme floods, US-Italy Research Workshop on the Hydrometeorology, Impacts, and Management of Extreme Floods, Perugia, Italy, (1995).
- Guichard, D. : Influencia de la variabilidad espacio-temporal de la intensidad de lluvia en la respuesta hidrológica durante episodios de crecida, Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, (2005).
- Guichard-Romero, D., Dominguez-Mora, R., Frances-Garcia, F. y Garcia-Bartual, R. : Gauge density analysis in connective rain zones. The Spanish Mediterranean case, *Ingeniería Hidráulica en México*, 24, 35-49, (2009).

- Haase, D. : Participatory modelling of vulnerability and adaptive capacity in flood risk management, *Nat.Hazards*, , 1-21, doi: 10.1007/s11069-010-9704-5, (2011).
- Haberlandt, U. : Interpolation of Precipitation for Flood Modelling, en: Schumann, A.H. (Ed.), *Flood Risk Assessment and Management*, DOI 10.1007/978-90-481-9917-4_3, Springer Science+Business Media B.V., Capítulo 3, 35-52, (2011).
- Haberlandt, U., Hundecha, Y., Pahlow, M. y Schumann, A. H. : Rainfall Generators for Application in Flood Studies, en: Schumann, A.H. (Ed.), *Flood Risk Assessment and Management*, DOI 10.1007/978-90-481-9917-4_7, Springer Science+Business Media B.V., Capítulo 7, 117-147, (2011).
- Hagemeyer-Klose, M. y Wagner, K. : Evaluation of flood hazard maps in print and web mapping services as information tools in flood risk communication. *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 9, 563-574, (2009).
- Hajat, S., Ebi, K., Kovats, R., Menne, B., Edwards, S. y Haines, A. : The human health consequences of flooding in Europe: a review, *Extreme Weather Events and Public Health Responses*, 185-196, (2005).
- Hall, J. y Solomatine, D. : A framework for uncertainty analysis in flood risk management decisions, *International Journal of River Basin Management*, 6, 85-98, (2008).
- Hall, J. W., Meadowcroft, I. C., Sayers, P. B. y Bramley, M. E. : Integrated flood risk management in England and Wales, *Nat.Hazards Rev.*, 4, 126-135, (2003).
- Hansson, K., Danielson, M. y Ekenberg, L. : A framework for evaluation of flood management strategies, *J. Environ. Management*, 86, 465-480, (2008).
- Hardy, R., Bates, P. y Anderson, M. : The importance of spatial resolution in hydraulic models for floodplain environments, *J.Hydrol.* , 216, 124-136, (1999).
- Hargreaves, G. H. y Samani, Z. A. : Reference crop evapotranspiration from ambient air temperature, *American Society of Agricultural Engineers*, (1985).
- Hashimoto, T., Loucks, D. y Stedinger, J. : Reliability, resiliency and vulnerability criteria for water resources systems, *Water Resour.Res.*, 18, 14-20, (1982).
- Herrera, S. : Desarrollo, validación y aplicaciones de Spain02: Una rejilla de alta resolución de observaciones interpoladas para precipitación y temperatura en España, Departamento de Matemática Aplicada y Ciencias de la Computación, Universidad de Cantabria, 129 pp., (2011).
- Herrera, S., Gutiérrez, J. M., Ancell, R., Pons, M., Frías, M. y Fernández, J. : Development and analysis of a 50-year high-resolution daily gridded precipitation dataset over Spain (Spain02), *Int.J.Climatol.*, 32, 74-85, (2012).
- HIDROGAIA : Flood Plain Hydraulic Model: Case Study Poyo Creek, Informe interno para el CRUE Research Report No I-6: Efficiency of non-structural flood mitigation measures: "room for the river" and "retaining water in the landscape", Grupo de Investigación en Modelación Hidrológica y Ambiental, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2008).
- Higgs, G. y Petts, G. : Hydrological changes and river regulation in the UK, *Regul.Rivers: Res.Manage.*, 2, 349-368, doi: 10.1002/rrr.3450020312, (1988).
- Hofstetter, C. y Herzog, A. : Day Time Population of the Canton of Zurich, *European Forum for Geostatistics 2011*, Lisbon, Portugal, 12-14 de Octubre de 2011, (2011).
- Hooijer, A., Klijn, F., Pedroli, G. B. M. y Van Os, A. G. : Towards sustainable flood risk management in the Rhine and Meuse river basins: synopsis of the findings of IRMA-SPONGE, *River Research and Applications*, 20, 343-357, (2004).

- Hörmann, G., Horn, A. y Fohrer, N. : The evaluation of land-use options in mesoscale catchments: Prospects and limitations of eco-hydrological models, *Ecol.Model.*, 187, 3-14, (2005).
- Horritt, M. y Bates, P. : Evaluation of 1D and 2D numerical models for predicting river flood inundation, *J.Hydrol.*, 268, 87-99, (2002).
- Hundecha, Y. y Bardossy, A. : Modeling of the effect of land use changes on the runoff generation of a river basin through parameter regionalization of a watershed model, *J.Hydrol.*, 292, 281-295, (2004).
- Hunter, N. M., Bates, P. D., Horritt, M. S. y Wilson, M. D. : Simple spatially-distributed models for predicting flood inundation: a review, *Geomorphology*, 90, 208-225, (2007).
- Huntington, T. G. : Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis, *J.Hydrol.*, 319, 83-95, (2006).
- Huttenlau, M., Stötter, J. y Stiefelmeyer, H. : Risk-based damage potential and loss estimation of extreme flooding scenarios in the Austrian Federal Province of Tyrol, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 10, 2451-2473, (2010).
- Hutter, G. : Strategies for flood risk management—A process perspective, en: Schanze, J., Zeman, E. y Maršálek, J. (Eds.), *Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures*, NATO Science Series IV, 67, Springer, 229-246, (2006).
- Iritz, L., Johansson, B. y Lundin, L. : Impacts of forest drainage on floods, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 39, 637-662, (1994).
- Jackson, B., Wheeler, H., McIntyre, N., Chell, J., Francis, O., Frogbrook, Z., Marshall, M., Reynolds, B. y Solloway, I. : The impact of upland land management on flooding: insights from a multiscale experimental and modelling programme, *J. Flood Risk Management*, 1, 71-80, (2008).
- Jewitt, G. : Water and forests, en: Anderson, M. G. y McDonnell, J. J. (Eds.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, John Wiley & Sons Ltd, England, 2897-2909, (2005).
- Jiménez, A., Estrela, T., Ferrer, J., García, C. y Villaverde, J. : Escalas de trabajo y elementos en la cartografía de riesgo de inundación en la Ribera del Júcar, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): *Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación*, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 105-122, (2006).
- Jonkman, S., Bočkarjova, M., Kok, M. y Bernardini, P. : Integrated hydrodynamic and economic modelling of flood damage in the Netherlands, *Ecol.Econ.*, 66, 77-90, (2008a).
- Jonkman, S., Vrijling, J. y Vrouwenvelder, A. C. W. M. : Methods for the estimation of loss of life due to floods: A literature review and a proposal for a new method, *Nat.Hazards*, 46, 353-389, (2008b).
- Jürgens, C. : Application of a hydrological model with integration of remote sensing and GIS techniques for the analysis of land-use change effects upon river discharge, *Remote Sensing and Hydrology 2000*, Proceeding of a symposium held at Santa Fe, New Mexico, USA, april 2000, IAHS Publ. no 267, 598-600, (2001).
- Kidson, R. y Richards, K. : Flood frequency analysis: assumptions and alternatives, *Prog.Phys.Geogr.*, 29, 392-410, (2005).
- Kirby, C., Newson, M. y Gilman, K. (Eds.): *Plynlimon research: the first two decades*, Institute of Hydrology, (1991).

- Klemeš, V. : Probability of extreme hydrometeorological events—a different approach, en: Kundzewicz, Z. W., Rosbjerg, D., Simonovic, S. P. y Takeuchi, K. (Eds.), *Extreme Hydrological Events: Precipitation, Floods and Droughts (Proceedings of the Yokohama Symposium)*, Yokohama, 20-23 July 1993, IAHS Publication N° 213, 167-176, (1993).
- Klemeš, V. : Operational testing of hydrological simulation models/Vérification, en conditions réelles, des modèles de simulation hydrologique, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 31, 13-24, (1986).
- Klijn, F., Samuels, P. y Van Os, A. : Towards flood risk management in the EU: State of affairs with examples from various European countries, *International Journal of River Basin Management*, 6, 307-321, (2008).
- Klöcking, B. y Haberlandt, U. : Impact of land use changes on water dynamics—a case study in temperate meso and macroscale river basins, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 27, 619-629, (2002).
- Koutsoyiannis, D. : Statistics of extremes and estimation of extreme rainfall: I. Theoretical investigation, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 49, 575-590, (2004).
- Koutsoyiannis, D., Zarkadoulas, N., Angelakis, A. y Tchobanoglous, G. : Urban water management in ancient Greece: legacies and lessons, *J.Water Resour.Plann.Manage.*, 134, 45-54, (2008).
- Kreibich, H., Seifert, I., Merz, B. y Thielen, A. H. : Development of FLEMOcs—a new model for the estimation of flood losses in the commercial sector, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 55, 1302-1314, (2010).
- Kreibich, H., Thielen, A. H., Petrow, T., Müller, M. y Merz, B. : Flood loss reduction of private households due to building precautionary measures—lessons learned from the Elbe flood in August 2002, *Natural Hazards and Earth System Science*, 5, 117-126, (2005).
- Kreibich, H., Piroth, K., Seifert, I., Maiwald, H., Kunert, U., Schwarz, J., Merz, B. y Thielen, A. : Is flow velocity a significant parameter in flood damage modelling, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 9, 1679-1692, (2009).
- Krug, E. G., Kresnow, M., Peddicord, J. P., Dahlberg, L. L., Powell, K. E., Crosby, A. E. y Annett, J. L. : Suicide after natural disasters, *N.Engl.J.Med.*, 338, 373-378, (1998).
- Kubal, C., Haase, D., Meyer, V. y Scheuer, S. : Integrated urban flood risk assessment—adapting a multicriteria approach to a city, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 9, 1881-1898, (2009).
- Kundzewicz, Z. W. y Robson, A. J. : Change detection in hydrological records—a review of the methodology/Revue méthodologique de la détection de changements dans les chroniques hydrologiques, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 49, 7-19, (2004).
- Kundzewicz, Z. W. y Takeuchi, K. : Flood protection and management: quo vadimus?, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 44, 417-432, (1999).
- Kundzewicz, Z., Luger, N., Dankers, R., Hirabayashi, Y., Döll, P., Pińskwar, I., Dysarz, T., Hochrainer, S. y Matczak, P. : Assessing river flood risk and adaptation in Europe—review of projections for the future, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15, 641-656, doi: 10.1007/s11027-010-9213-6, (2010).
- Kundzewicz, Z. W., Graczyk, D., Maurer, T., Pińskwar, I., Radziejewski, M., Svensson, C. y Szwed, M. : Trend detection in river flow series: 1. Annual maximum flow, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 50, doi: 10.1623/hysj.2005.50.5.797, (2005).

- Laio, F., Di Baldassarre, G. y Montanari, A. : Model selection techniques for the frequency analysis of hydrological extremes, *Water Resour.Res.*, 45, W07416, (2009).
- Lammersen, R., Engel, H., Van de Langemheen, W. y Buiteveld, H. : Impact of river training and retention measures on flood peaks along the Rhine, *J.Hydrol.* , 267, 115-124, (2002).
- Lane, S. N. : Hydraulic modelling in hydrology and geomorphology: a review of high resolution approaches, *Hydrol.Process.*, 12, 1131-1150, (1998).
- Lang, M., Ouarda, T. y Bobée, B. : Towards operational guidelines for over-threshold modeling, *J.Hydrol.* , 225, 103-117, (1999).
- Lastra, J., Fernández, E., Díez-Herrero, A. y Marquínez, J. : Flood hazard delineation combining geomorphological and hydrological methods: an example in the Northern Iberian Peninsula, *Nat.Hazards*, 45, 277-293, (2008).
- Latron, J., Soler, M., Llorens, P. y Gallart, F. : Spatial and temporal variability of the hydrological response in a small Mediterranean research catchment (Vallcebre, Eastern Pyrenees), *Hydrol.Process.*, 22, 775-787, (2008).
- Lekuthai, A. y Vongvisessomjai, S. : Intangible Flood Damage Quantification, *Water Resources Management*, 15, 343-362, (2001).
- Leopold, L. B. y Maddock, T. J. : The Flood Control Controversy, *Soil Sci.*, 78, (1954).
- Levy, J. K. y Hall, J. : Advances in flood risk management under uncertainty, *Stochastic Environ. Research and Risk Assessment*, 19, 375-377, (2005).
- Liu, Y., De Smedt, F., Hoffmann, L. y Pfister, L. : Assessing land use impacts on flood processes in complex terrain by using GIS and modeling approach, *Environ. Modeling and Assessment*, 9, 227-235, (2004).
- Llorente, M., Díez, A. y Lain, L. : La experiencia del IGME en cartografía de peligrosidad de avenidas torrenciales e inundaciones: de Casiano de Prado a PRIEGO, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): *Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación*, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 41-63, (2006).
- López-Moreno, J. I., Beguería, S. y García-Ruiz, J. M. : Influence of the Yesa reservoir on floods of the Aragón River, central Spanish Pyrenees, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 6, 753-762, (2002).
- López-Moreno, J. I., Beguería, S. y García-Ruiz, J. M. : Trends in high flows in the central Spanish Pyrenees: response to climatic factors or to land-use change?, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 51, 1039-1050, (2006).
- Luino, F., Cirio, C., Biddoccu, M., Agangi, A., Giulietto, W., Godone, F. y Nigrelli, G. : Application of a model to the evaluation of flood damage, *GeoInformatica*, 13, 339-353, (2009).
- Madriñán, C. y Francés, F. : Metodología de asignación de probabilidad a los eventos sintéticos generados en la cuenca vertiente a la Albufera de Valencia, *DIHMA*, Valencia, 32 pp., (2004).
- Madsen, H., Rasmussen, P. F. y Rosbjerg, D. : Comparison of annual maximum series and partial duration series methods for modeling extreme hydrologic events: 1. At-site modeling, *Water Resour.Res.*, 33, 747-757, (1997).
- Marco, J. B. : Flood risk mapping, en: Rossi, G., Harmancioglu, N. B. y Yevjevich, V. M. (Eds.), *Copying with Floods*, NATO ASI Series E Applied Sciences, 257, 353-374, (1994).

- Marco, J. B. : Hydrometeorological and hydraulic factors and problems related to floods in arid regions of Spain, U.S.- Italy Research Workshop on the Hydrometeorology, Impacts, and Management of Extreme Floods, Perugia (Italy), November 1995, 11 pp., (1995).
- Marco, J. B. : Los mapas de riesgo de crecidas en España. Algunas reflexiones sobre 25 años cruciales, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 11-15, (2006).
- Markantonis, V., Meyer, V. y Schwarze, R. : Valuating the intangible effects of natural hazards—review and analysis of the costing methods, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci*, 12, 1633-1640, (2012).
- Markart, G., Kohl, B., Kirnbauer, R., Pirkl, H., Bertle, H., Stern, R., Reiterer, A. y Zanetti, P. : Surface runoff in a torrent catchment area in Middle Europe and its prevention, *Geotech.Geol.Eng.*, 24, 1403-1424, (2006).
- Marks, K. y Bates, P. : Integration of high-resolution topographic data with floodplain flow models, *Hydrol.Process.*, 14, 2109-2122, (2000).
- MARM : Guía Metodológica para el desarrollo del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Gobierno de España, 349pp., (2011).
- Marquínez, J., Lastra, J. y Fernández, E. : Metodología utilizada para cartografiar la peligrosidad de inundaciones en las cuencas del Norte, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 125-141, (2006).
- Marsalek, J. : Overview of flood issues in contemporary water management, en: Marsalek, J., Ed Watt, W., Zeman, E. y Sieker, F. (Eds.), *Flood Issues in Contemporary Water Management*, NATO Sciences Series 2, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 1-16, (2000).
- Marshall, M. R., Francis, O. J., Frogbrook, Z. L., Jackson, B. M., McIntyre, N., Reynolds, B., Solloway, I., Wheeler, H. S. y Chell, J. : The impact of upland land management on flooding: results from an improved pasture hillslope, *Hydrol.Process.*, 23, 464-475, (2009).
- Martin, D. : Progress report: 24-hours gridded population models, Tallin, Estonia, 5-7 de Octubre de 2010, (2010).
- Mateu, J. F. : Avenidas y riesgos de inundación en los sistemas fluviales mediterráneos de la Península Ibérica, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 45-86, (1990).
- Matgen, P., Schumann, G., Henry, J. B., Hoffmann, L. y Pfister, L. : Integration of SAR-derived river inundation areas, high-precision topographic data and a river flow model toward near real-time flood management, *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 9, 247-263, (2007).
- Mazzorana, B., Levaggi, L., Keiler, M. y Fuchs, S. : Towards dynamics in flood risk assessment, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci*, 12, 3571-3587, (2012).
- McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J. y White, K. S. (. (Eds.): *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability*, Cambridge University Press, New York. , 1032 pp., (2001).

- Merta, M., Seidler, C., Bianchin, S., Heilmeier, H. y Richert, E. : Analysis of Land Use Change in the Eastern Ore Mts. Regarding Both Nature Protection and Flood Prevention, *Soil and Water Research*, 3, (Special Issue 1): S105-S115, (2008).
- Merwade, V., Olivera, F., Arabi, M. y Edleman, S. : Uncertainty in flood inundation mapping: current issues and future directions, *J.Hydrol.Eng.*, 13, 608-620, (2008).
- Merz, B. y Thielen, A. H. : Separating natural and epistemic uncertainty in flood frequency analysis, *J.Hydrol.* , 309, 114-132, (2005).
- Merz, B. y Thielen, A. H. : Flood risk curves and uncertainty bounds, *Nat.Hazards*, 51, 437-458, (2009).
- Merz, B., Thielen, A. y Gocht, M. : Flood risk mapping at the local scale: concepts and challenges, *Flood risk management in Europe*, 231-251, (2007).
- Merz, B., Kreibich, H. y Apel, H. : Flood risk analysis: uncertainties and validation, *Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft*, 60, 89-94, (2008).
- Merz, B., Elmer, F. y Thielen, A. H. : Significance of “high probability/low damage” versus “low probability/high damage” flood events, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 9, 1033-1046, (2009).
- Merz, B., Kreibich, H., Thielen, A. y Schmidtke, R. : Estimation uncertainty of direct monetary flood damage to buildings, *Natural Hazards and Earth System Science*, 4, 153-163, (2004).
- Merz, B., Hall, J., Disse, M. y Schumann, A. : Fluvial flood risk management in a changing world, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 10, 509-527, (2010a).
- Merz, B., Kreibich, H., Schwarze, R. y Thielen, A. : Assessment of economic flood damage, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 10, 1697-1724, (2010b).
- Merz, R. y Blöschl, G. : Flood frequency regionalisation—spatial proximity vs. catchment attributes, *J.Hydrol.* , 302, 283-306, (2005).
- Merz, R. y Blöschl, G. : Flood frequency hydrology: 1. Temporal, spatial, and causal expansion of information, *Water Resour.Res.*, 44, W08432, (2008).
- Messner, F. y Meyer, V. : Flood damage, vulnerability and risk perception—challenges for flood damage research, en: Schanze, J., Zeman, E. y Maršálek, J. (Eds.), *Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures*, NATO Science Series IV, 67, Springer, 149-167, (2006).
- Messner, F., Penning-Rowsell, E., Green, C., Meyer, V., Tunstall, S. y van der Veen, A.: Evaluating flood damages: guidance and recommendations on principles and methods, T09-06-01/2_2_P44, FLOODsite, www.floodsite.net, (2007).
- Meyer, V., Scheuer, S. y Haase, D. : A multicriteria approach for flood risk mapping exemplified at the Mulde river, Germany, *Nat.Hazards*, 48, 17-39, (2009).
- Meyer, V., Kuhlicke, C., Luther, J., Fuchs, S., Priest, S., Dorner, W., Serrhini, K., Pardoe, J., McCarthy, S. y Seidel, J. : Recommendations for the user-specific enhancement of flood maps, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 12, 1701-1716, (2012).
- Michaud, J. D. y Sorooshian, S. : Effect of rainfall-sampling errors on simulations of desert flash floods, *Water Resour.Res.*, 30, 2765-2775, (1994).
- Millard, S. P. y Neerchal, N. K. (Eds.): *Environmental statistics with S-Plus*, CRC, (2000).
- Montaldo, N., Mancini, M. y Rosso, R. : Flood hydrograph attenuation induced by a reservoir system: analysis with a distributed rainfall-runoff model, *Hydrol.Process.*, 18, 545-563, (2004).

- Montoya, J. J. : Desarrollo de un modelo conceptual de producción, transporte y depósito de sedimentos, Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, (2008).
- Moriasi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R. y Veith, T.: Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations, *Transactions of the ASABE*, 50, 885-900, (2007).
- Mueller, E. N., Francke, T., Batalla, R. J. y Bronstert, A. : Modelling the effects of land-use change on runoff and sediment yield for a meso-scale catchment in the Southern Pyrenees, *Catena*, 79, 288-296, (2009).
- Múnera, J.C. : Código IDL que ajusta una función logarítmica a la relación calado-período de retorno (H vs Tr) en cada celda, basado en los mapas obtenidos de la modelación hidrodinámica, comunicación personal, (2006).
- Naef, F., Scherrer, S. y Weiler, M. : A process based assessment of the potential to reduce flood runoff by land use change, *J.Hydrol.* , 267, 74-79, (2002).
- Nash, J. y Sutcliffe, J. : River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles, *J.Hydrol.* , 10, 282-290, (1970).
- Naulet, R., Lang, M., Ouarda, T. B. M. J., Coeur, D., Bobée, B., Recking, A. y Moussay, D. : Flood frequency analysis on the Ardèche river using French documentary sources from the last two centuries, *J.Hydrol.* , 313, 58-78, (2005).
- Niehoff, D., Fritsch, U. y Bronstert, A. : Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany, *J.Hydrol.* , 267, 80-93, (2002).
- O'Connell, P., Ewen, J., O'Donnell, G. y Quinn, P. : Is there a link between agricultural land-use management and flooding?, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11, 96-107, (2007).
- Olcina, J. : El tratamiento de los riesgos naturales en la planificación territorial de escala regional, *Papeles de Geografía*, 51-52, 223-234, (2010).
- OMM (Ed.): Aspectos jurídicos e institucionales de la gestión integrada de crecidas, Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza, (2006).
- Ortígosa, L. y García-Ruiz, J. : Geomorphological consequences of afforestation at a basin scale, an example from the Central Pyrenees, *Phys.Chem.Earth*, 20, 345-349, (1995).
- Ortiz, E. : Comunicación personal del Estudio Hidrológico Preliminar de la Rambla del Poyo presentado en el informe DIHMA (2006), (2005).
- Ott, B. y Uhlenbrook, S. : Quantifying the impact of land-use changes at the event and seasonal time scale using a process-oriented catchment model, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 8, 62-78, (2004).
- Ouarda, T., Cunderlik, J., St-Hilaire, A., Barbet, M., Bruneau, P. y Bobée, B. : Data-based comparison of seasonality-based regional flood frequency methods, *J.Hydrol.* , 330, 329-339, (2006).
- Papankova, Z., Horvat, O., Hlavcova, K., Szolgay, J. y Kohnova, S. : Scenarios of flood regime changes due to land use change in the Hron river basin, en: Marsalek, J., Stancalie, G. y Balint, G. (Eds.), *Transboundary Floods: Reducing Risks Through Flood Management*, NATO Science Series IV, 72, Springer, The Netherlands, 99-110, (2006).
- Pappenberger, F., Beven, K., Frodsham, K., Romanowicz, R. y Matgen, P. : Grasping the unavoidable subjectivity in calibration of flood inundation models: a vulnerability weighted approach, *J.Hydrol.* , 333, 275-287, (2007).

- Pappenberger, F., Harvey, H., Beven, K., Hall, J., Romanowicz, R. y Smith, P. : Implementation plan for library of tools for uncertainty evaluation, FRMRC Res.Report UR2, (2006).
- Paquier, A. : Los mapas del riesgo de inundación en Francia: usos para la prevención y reglamentación, métodos de análisis y de producción cartográfica, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 17-26, (2006).
- Pascual, J.: Cambios de usos del suelo y régimen hídrico en la rambla de Poyo y el barranc de Carraixet, Tesis doctoral, Departamento de Geografía, Universitat de València, (2002).
- Paté-Cornell, M. E. : Uncertainties in risk analysis: Six levels of treatment, *Reliab.Eng.Syst.Saf.*, 54, 95-111, (1996).
- Peel, M. C. y Blöschl, G. : Hydrological modelling in a changing world, *Progress in Physical Geography*, 35, 249-261, doi: 10.1177/0309133311402550, (2011).
- Penning-Rowsell, E. C. y Chatterton, J. B. (Eds.): The benefits of flood alleviation: A manual of assessment techniques, Saxon House Farnborough, (1977).
- Penning-Rowsell, E., Johnson, C., Tunstall, S., Tapsell, S., Morris, J., Chatterton J., Coker, A. y Green, C. : The Benefits of flood and coastal defence: techniques and data for 2003, Flood Hazard Research Centre, Middlesex University, (2003).
- Pérez, A. : Estado actual de la cartografía de los riesgos de inundación y su aplicación en la ordenación del territorio. El caso de la región de Murcia, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 58, 57-81, (2012).
- Pérez, A. y Gil, S. : La avenida de 22 de octubre de 1948 en la cuenca del Segura. Revisión y análisis, *Estudios Geográficos*, 73, 163-187, (2012).
- Perles, M. J. : Apuntes para la evaluación de la vulnerabilidad social frente al riesgo de inundación, *Baética: Estudios de arte, geografía e historia*, 67-87, (2010).
- Pfister, L., Kwadijk, J., Musy, A., Bronstert, A. y Hoffmann, L. : Climate change, land use change and runoff prediction in the Rhine–Meuse basins, *River research and applications*, 20, 229-241, (2004).
- Pilgrim, D. y Doran, D. : Practical criteria for the choice of method for estimating extreme design floods, en: Kundzewicz, Z. W., Rosbjerg, D., Simonovic, S. P. y Takeuchi, K. (Eds.), *Extreme Hydrological Events: Precipitation, Floods and Droughts*, (Proceedings of the Yokohama Symposium), Yokohama, 20-23 July 1993, IAHS Publication Nº 213, 227-236, (1993).
- Pircher, W. : The contribution of hydropower reservoirs to flood control in the Austrian Alps, en: Sinniger, R. O. y Monbaron, M. : *Hydrology in mountainous regions. II—Artificial reservoirs: water and slopes*, IAHS Publication, Wallingford, UK, 3-10, (1990).
- Pitman, A. : The evolution of, and revolution in, land surface schemes designed for climate models, *Int.J.Climatol.*, 23, 479-510, (2003).
- Plate, E. J. : Flood risk and flood management, *J.Hydrol.*, 267, 2-11, (2002).
- Plate, E. J. : HESS Opinions "Classification of hydrological models for flood management", *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, doi: 10.5194/hess-13-1939-2009, (2009).
- Ponce, V. M. (Ed.): *Engineering hydrology: Principles and practices*, Prentice Hall Englewood Cliffs, New Jersey, USA, (1989).

- Ranzi, R., Bochicchio, M. y Bacchi, B. : Effects on floods of recent afforestation and urbanisation in the Mella River (Italian Alps), *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 6, 239-254, (2002).
- Rieger, W., Winter, F. y Disse, M. : Uncertainties of soil parameterisation in process-based simulation of distributed flood control measures, *Adv.Geosci*, 27, 121-129, (2010).
- Robinson, M. : 30 years of forest hydrology changes at Coalburn: water balance and extreme flows, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2, 233-238, (1998).
- Robinson, M. : Small catchment studies of man's impact on flood flows: agricultural drainage and plantation forestry, *FRIENDS in Hydrology*, 299-308, (1989).
- Robinson, M., Gannon, B. y Schuch, M. : A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry, *Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol.*, 36, 565-577, (1991).
- Robinson, M., Cognard-Plancq, A. L., Cosandey, C., David, J., Durand, P., Führer, H. W., Hall, R., Hendriques, M., Marc, V. y McCarthy, R. : Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European perspective, *For.Ecol.Manage.*, 186, 85-97, (2003).
- Rodríguez, J. y Delgado, J. : Avances en la delimitación de zonas inundables en la Comunidad Autónoma de Andalucía: estudio hidráulico para la ordenación de cuencas del Levante almeriense, en: Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. (Eds.): Mapas de peligrosidad de avenidas e inundaciones: métodos, experiencias y aplicación, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente, Riesgos Geológicos Nº 7, 89-103, (2006).
- Rodríguez-Iturbe, I. : Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics, *Water Resour.Res.*, 36, 3-9, (2000).
- Rodríguez-Iturbe, I. y Eagleson, P. S. : Mathematical models of rainstorm events in space and time, *Water Resour.Res.*, 23, 181-190, (1987).
- Rogger, M., Kohl, B., Pirkl, H., Viglione, A., Komma, J., Kirnbauer, R., Merz, R. y Blöschl, G. : Runoff models and flood frequency statistics for design flood estimation in Austria-do they tell a consistent story?, *J.Hydrol.*, (2012).
- Romanowicz, R., Beven, K.J., : Estimation of flood inundation probabilities as conditioned on event inundation maps, *Water Resour.Res.*, 39, W01073, doi:10.1029/2001WR001056, (2003).
- Rossi, G. : Historical development of flood analysis methods, en: Rossi, G., Harmancioglu, N. B. y Yevjevich, V. M. (Eds.), *Copying with Floods*, NATO ASI Series E Applied Sciences, 257, 11-34, (1994).
- Ruiz, V., Díez, A., Lain, L. y Llorente, M. : Elaboración de Mapas de Peligrosidad de Inundaciones según su ámbito de aplicación y escala: propuesta metodológica, *Geo-Temas* 10, 1567-1572, (2008).
- Salas, L. y Fernández, J. : "In-site" regionalization to estimate an intensity-duration-frequency law: a solution to scarce spatial data in Spain, *Hydrol.Process.*, 21, 3507-3513, (2007).
- Salazar, S., Francés, F., Komma, J., Blöschl, G., Blume, T., Francke, T. y Bronstert, A. : Efficiency of non-structural flood mitigation measures: "room for the river" and "retaining water in the landscape", en: Samuels, P. Huntington, S. Allsop, W. y Harrop, J. (Eds.), *Flood Risk Management: Research and Practice*, Taylor & Francis Group, London, 723-731, (2009).

- Salazar, S., Francés, F., Komma, J., Blume, T., Francke, T., Bronstert, A. y Blöschl, G. : A comparative analysis of the effectiveness of flood management measures based on the concept of "retaining water in the landscape" in different European hydroclimatic regions, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci*, 12, 3287-3306, (2012).
- Salsón, S. y Garcia-Bartual, R. : A space-time rainfall generator for highly convective Mediterranean rainstorms, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci*, 3, 103-114, (2003).
- Samuels, P., Gouldby, B., Klijn, F., Messner, F., van Os, A., Sayers, P., Schanze, J. y Udale-Clarke, H. : *Language of Risk—Project Definitions (Second Edition)*, T32-04-01/5_2_P01, FLOODsite Consortium, www.floodsite.net, (2009).
- Sanders, B. F. : Evaluation of on-line DEMs for flood inundation modeling, *Adv.Water Resour.*, 30, 1831-1843, (2007).
- Savenije, G. : HESS Opinions 'The art of hydrology', *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13, 157-161, (2009).
- Seda, D. y Roca, I. : La prevención de inundaciones en Andalucía, en: Lebrato, J., Pozo, L., Garvi, D., Franco, M., García, M. y Ortega, E., II Congreso Internacional del Agua, Sevilla, 9-10 de julio de 2009, ISBN-13: 978-84-613-5439-9, (2009).
- Scawthorn, C., Flores, P., Blais, N., Seligson, H., Tate, E., Chang, S., Mifflin, E., Thomas, W., Murphy, J. y Jones, C. : HAZUS-MH flood loss estimation methodology. II. Damage and loss assessment, *Nat.Hazards Rev.*, 7, 72-81, (2006).
- Schanze, J. : Flood risk management - A basic framework, en: Schanze, J., Zeman, E. y Maršálek, J. (Eds.), *Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures*, NATO Science Series IV, 67, Springer, 1-20, (2006).
- Schanze, J., Hutter, G., Penning-Rowsell, E., Nachtnebel, H. -, Meyer, V., Werritty, A., Harries, T., Holzmann, H., Jessel, B., Koeniger, P., Kuhlicke, C., Neuhold, C., Olfert, A., Parker, D. y Schildt, A. : Systematisation, evaluation and context conditions of structural and non-structural measures for flood risk reduction, CRUE Research Report No I-1, www.crue-eranet.net, (2008).
- Scheuer, S., Haase, D. y Meyer, V. : Exploring multicriteria flood vulnerability by integrating economic, social and ecological dimensions of flood risk and coping capacity: from a starting point view towards an end point view of vulnerability, *Nat.Hazards*, 58, 731-751, (2011).
- Schumann, A. H. : Introduction—Hydrological Aspects of Risk Management, en: Schumann, A. H. (Ed.), *Flood Risk Assessment and Management*, DOI 10.1007/978-90-481-9917-4_1, Springer Science+Business Media B.V., 1-10, (2011).
- Schumann, G., Bates, P. D., Horritt, M. S., Matgen, P. y Pappenberger, F. : Progress in integration of remote sensing-derived flood extent and stage data and hydraulic models, *Rev.Geophys.*, 47, doi: 10.1029/2008RG000274, (2009).
- Segura, F., Sanjaume, E. y Meyer, M. J. : Repercusiones de un fenómeno extraordinario en la Rambla de Chiva, *Cuadernos de investigación geográfica*, 137-148, (1985).
- Seifert, I., Thieken, A. H., Merz, M., Borst, D. y Werner, U. : Estimation of industrial and commercial asset values for hazard risk assessment, *Nat.Hazards*, 52, 453-479, (2010).
- Serrano-Muela, M. P., Lana-Renault, N., Nadal-Romero, E., Regüés, D., Latron, J., Martí-Bono, C. y García-Ruiz, J. M. : Forests and Their Hydrological Effects in Mediterranean Mountains, *Mountain Research and Development*, 28, 279-285, (2008).

- Simonovic, S. P. : Social criteria for evaluation of flood control measures: Winnipeg case study, *Urban Water*, 1, 167-175, (1999).
- Sivapalan, M. y Wood, E. F. : A multidimensional model of nonstationary space-time rainfall at the catchment scale, *Water Resour.Res.*, 23, 1289-1299, (1987).
- Sivapalan, M., Wood, E. F. y Beven, K. J. : On hydrologic similarity: 3. A dimensionless flood frequency model using a generalized geomorphologic unit hydrograph and partial area runoff generation, *Water Resour.Res.*, 26, 43-58, (1990).
- Sivapalan, M., Blöschl, G., Merz, R. y Gutknecht, D. : Linking flood frequency to long-term water balance: Incorporating effects of seasonality, *Water Resour.Res.*, 41, W06012, (2005).
- Smith, D. : Flood damage estimation- A review of urban stage-damage curves and loss functions, *Water S.A.*, 20, 231-238, (1994).
- Smith, K. y Ward, R. (Eds.): *Floods: physical processes and human impacts*, Wiley Chichester, (1998).
- Srikanthan, R. y McMahon, T. : Stochastic generation of annual, monthly and daily climate data: A review, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 5, 653-670, (2001).
- Stedinger, J., Vogel, R. y Foufoula-Georgiou, E. : Frequency Analysis of Extreme Events, en: Maidment, R. (Ed.), *Handbook of Hydrology*, Chapter 18, Mc Graw-Hill, New York, (1992).
- Tapsell, S. M., Penning-Rowsell, E. C., Tunstall, S. M. y Wilson, T.: Vulnerability to flooding: health and social dimensions, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360, 1511-1525, (2002).
- Tapsell, S., Priest, S., Parker, D., Penning-Rowsell, E., Viavattene, C., Wilson, T., Handmer, J., Wijdeveld, A., Haasnoot, M., Penailillo, R., van den Ende, F., van Noort, P., Messner, F., Meyer, V., Haase, D., Scheuer, S., Schildt, A., Lutoff, C. y Ruin, I. : Socio-economic and ecological evaluation and modelling methodologies, T10-07-13 / 1_5_P10, FLOODsite, www.floodsite.net, (2008).
- Tarolli, P., Borga, M., Morin, E. y Delrieu, G. : Analysis of flash flood regimes in the North-Western and South-Eastern Mediterranean regions, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci*, 12, 1255-1265, (2012).
- Témez, J.R.: Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales, MOPU: Secretaría General Técnica, Servicio de Publicaciones, Madrid, (1978).
- Thampapillai, D. J. y Musgrave, W. F. : Flood Damage Mitigation: A Review of Structural and Nonstructural Measures and Alternative Decision Frameworks, *Water Resour.Res.*, 21, 411-424, (1985).
- Thielen, A., Müller, M., Kleist, L., Seifert, I., Borst, D. y Werner, U. : Regionalisation of asset values for risk analyses, *Nat.Hazards Earth Syst.Sci.*, 6, 167-178, (2006).
- Thielen, A., Ackermann, V., Elmer, F., Kreibich, H., Kuhlmann, B., Kunert, U., Maiwald, H., Merz, B., Müller, M. y Piroth, K. : Methods for the evaluation of direct and indirect flood losses, 4th international symposium on flood defense: managing flood risk, reliability and vulnerability. Toronto, Ontario, Canada, (2008).
- Tobler, W. : Resolution, resampling, and all that, International Geographical Union Global Database Planning Project, Tylney Hall, England, May 9-13, (1988).
- Tucci, C. y Villanueva, A. O. N. : Flood control measures in União da Vitoria and Porto União: structural vs. non-structural measures, *Urban Water*, 1, 177-182, (1999).

- Turner, B. L., Kasperson, R. E., Matson, P. A., McCarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L., Eckley, N., Kasperson, J. X., Luers, A. y Martello, M. L. : A framework for vulnerability analysis in sustainability science, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100, 8074-8079, (2003).
- TYPSA : Descripción del evento de gota fría de octubre de 2000, Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia, 7241-IN_OA-RI1/03/5-001, 14 pp., (2003).
- UNDHA : Internationally agreed glossary of basic terms related to disaster management, UN DHA (United Nations Department of Humanitarian Affairs), Geneva, (1992).
- UNISDR : Terminología sobre reducción del riesgo de desastres, Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres de las Naciones Unidas, <http://www.unisdr.org/we/inform/terminology>, Ginebra, Suiza. (2009).
- UNISDR : Hacia un Marco después del 2015 para la reducción del riesgo de desastres, Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres de las Naciones Unidas, http://www.unisdr.org/files/25129_posthfasp.pdf, 12 pp., (2012).
- Valdes, J. B. y Marco, J. B. : Managing reservoirs for flood control, US-Italy Research Workshop on the Hydrometeorology, Impacts, and Management of Extreme Floods, Perugia (Italy), November 1995, (1995).
- Van Alphen, J., Martini, F., Loat, R., Slomp, R. y Passchier, R. : Flood risk mapping in Europe, experiences and best practices, *J. Flood Risk Management*, 2, 285-292 (2009).
- Van den Berg, M. J., Vandenberghe, S., De Baets, B. y Verhoest, N. E. C. : Copula-based downscaling of spatial rainfall: a proof of concept, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 1445-1457, doi:10.5194/hess-15-1445-2011, (2011).
- Van der Sande, C., De Jong, S. y De Roo, A. : A segmentation and classification approach of IKONOS-2 imagery for land cover mapping to assist flood risk and flood damage assessment, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 4, 217-229, (2003).
- Veerbeek, W. : Flood induced indirect hazard loss estimation models, en: Ashley, R., Garvin, S., Pasche, E., Vassilopoulos, A. y Zevenbergen, C. (Eds.), *Advances in Urban Flood Management*, Taylor & Francis/Balkema, 195-212, (2007).
- Vélez, J. I. : Desarrollo de un modelo hidrológico conceptual y distribuido orientado a la simulación de las crecidas, Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, (2001).
- Vélez, J. J. y Francés, F. : Calibración automática de las condiciones iniciales de humedad para mejorar la predicción de eventos de crecida, *Avances en Recursos Hidráulicos*, 18, 25-36, (2008).
- Verbunt, M., Zwaafink, M. G. y Gurtz, J. : The hydrologic impact of land cover changes and hydropower stations in the Alpine Rhine basin, *Ecol.Model.*, 187, 71-84, (2005).
- Viglione, A., Chirico, G. B., Woods, R. y Blöschl, G. : Generalised synthesis of space-time variability in flood response: An analytical framework, *J.Hydrol.* , 394, 198-212, (2010).
- Wagener, T. : Can we model the hydrological impacts of environmental change? *Hydrol.Process.*, 21, 3233-3236, (2007).

- Wagener, T., Sivapalan, M., Troch, P. A., McGlynn, B. L., Harman, C. J., Gupta, H. V., Kumar, P., Rao, P. S. C., Basu, N. B. y Wilson, J. S. : The future of hydrology: An evolving science for a changing world, *Water Resour.Res.*, 46, W05301, (2010).
- Wahren, A., Feger, K., Schwärzel, K. y Münch, A. : Land-use effects on flood generation-considering soil hydraulic measurements in modelling, *Advances in Geosciences*, 21, 99-107, (2009).
- Wahren, A., Schwärzel, K., Feger, K., Münch, A. y Dittrich, I. : Identification and model based assessment of the potential water retention caused by land-use changes, *Advances in Geosciences*, 11, 49-56, (2007).
- Waylen, K., Aaltonen, J., Bonaiuto, M., Booth, P., Bradford, R., Carrus, G., Cuthbert, A., Langan, S., O'Sullivan, J., Rotko, P., Twigger-Ross, C. y Watson, D. : Understanding uncertainty and risk in communicating about floods, , Second Era-Net CRUE Funding Initiative: Flood resilient communities – managing the consequences of flooding, <http://www.crue-eranet.net>, (2011).
- Waymire, E., Gupta, V. K. y Rodriguez-Iturbe, I. : A spectral theory of rainfall intensity at the meso- β scale, *Water Resour.Res.*, 20, 1453-1465, (1984).
- Wegehenkel, M. : Estimating of the impact of land use changes using the conceptual hydrological model THESEUS--a case study, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 27, 631-640 (2002).
- Werner, M. : Spatial flood extent modelling. A performance based comparison, DUP Science, Delf University Press, The Netherlands, ISBN 90-407-2558-6, 176 pp., (2004).
- Werritty, A., Houston, D., Ball, T., Tavendale, A. y Black, A. (Eds.): Exploring the social impacts of flood risk and flooding in Scotland, *Scottish Executive*, (2007).
- Wheater, H. S. : Progress in and prospects for fluvial flood modelling, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 1409-1431, (2002).
- White, G. F. : Choice of adjustment to floods, *University of Chicago, Chicago, USA*, 150 pp., (1964).
- White, S., García-Ruiz, J. M., Marti, C., Valero, B., Errea, M. P. y Gómez-Villar, A. : The 1996 Biescas campsite disaster in the Central Spanish Pyrenees, and its temporal and spatial context, *Hydrol.Process.*, 11, 1797-1812, (1997).
- Wilby, R. L., Beven, K. J. y Reynard, N. : Climate change and fluvial flood risk in the UK: more of the same? *Hydrol.Process.*, 22, 2511-2523, (2008).
- Willems, P. : Stochastic generation of spatial rainfall for urban drainage areas, *Water science and technology*, 39, 23-30, (1999).
- WL | Delft Hydraulics : SOBEK-Rural, Delft Hydraulics, The Netherlands, (2004).
- Woodhead, S. : Evaluation of Inundation Models, Limits and capabilities of models, T08-07-01/1_7_P15, FLOODsite Consortium, www.floodsite.net, (2007).
- Wünsch, A., Herrmann, U., Kreibich, H. y Thieken, A. H. : The role of disaggregation of asset values in flood loss estimation: a comparison of different modeling approaches at the Mulde River, Germany, *Environ.Manage.*, 44, 524-541 (2009).
- Yevjevich, V. : Floods and society, en: Rossi, G., Harmancioglu, N. B. y Yevjevich, V. M. (Eds.), *Copying with Floods*, NATO ASI Series E Applied Sciences, 257, 3-10, (1994a).
- Yevjevich, V. : Classification and description of flood mitigation measures, en: Rossi, G., Harmancioglu, N. B. y Yevjevich, V. M. (Eds.), *Copying with Floods*, NATO ASI Series E Applied Sciences, 257, 573-584, (1994b).

- Zanchi, G., Thiel, D., Green, T. y Linder, M. : Forest Area Change and Afforestation in Europe: Critical Analysis of Available Data and the Relevance for International Environmental Policies, European Forest Institute Technical Report 24, (2007).
- Zsuffa, I. : Impact of Austrian hydropower plants on the flood control safety of the Hungarian Danube reach, Hydrol.Sci.J./J.Sci.Hydrol., 44, 363 (1999).

Legislación

- Presidencia y Consellerias de la Generalitat Valenciana: LEY 16/2005, de 30 de diciembre, de la Generalitat, Urbanística Valenciana [2005/14692], DOGV 5167, 31 de diciembre de 2005, 41778-41872, (2005).
- Presidencia y Consellerias de la Generalitat Valenciana: DECRETO 67/2006, de 19 de mayo, del Consell, por el que se aprueba el Reglamento de Ordenación y Gestión Territorial y Urbanística [2006/6112], DOGV 5264, 23 de mayo de 2006, 18361-18590, (2006).
- Ministerio de Justicia e Interior: RESOLUCIÓN de 31 de enero de 1995, de la Secretaría de Estado de Interior, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros, por el que se aprueba la Directriz Básica de Planificación de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones, BOE 38, 14 de febrero de 1995, 4846-4858, (1995).
- Ministerio de la Presidencia: REAL DECRETO 9/2008, de 11 de enero, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, BOE 14, 16 de enero de 2008, 3141-3149, (2008).
- Ministerio de Vivienda: REAL DECRETO LEGISLATIVO 2/2008, de 20 de junio, por el que se aprueba el texto refundido de la ley de suelo, BOE 154, 26 de junio de 2008, 28482-28504, (2008).
- Ministerio de la Presidencia: REAL DECRETO 903/2010, de 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgos de inundación, BOE 171, 15 de julio de 2010, 61954-61967, (2010).
- Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino: RESOLUCIÓN de 16 de diciembre de 2011, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto Adecuación ambiental y drenaje de la cuenca del Poyo vertiente a la Albufera, Valencia, BOE 4, 5 de enero de 2012, 776-794, (2012).
- Parlamento Europeo y Consejo de la UE : DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, Diario Oficial de las Comunidades Europeas, L327, 1-73, (2000).
- Parlamento Europeo y Consejo de la UE : DIRECTIVA 2007/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2007 relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, Diario Oficial de la Unión Europea, L288, 27-34, (2007).

Mapas

- EEA : Regiones biogeográficas de Europa 2011, European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-1>, último acceso: 14 de abril de 2012.
- CHJ: Ámbito Territorial/Estaciones de Aforo/Masas Agua Superficial PHJ-EpTI/SubCuencas Hidrográficas, Confederación Hidrográfica del Júcar, Infraestructura de Datos Espaciales, <http://www.chj.es/es-es/medioambiente/sistemasdeinformacion>, último acceso: 14 de abril de 2012.
- CITMA, Planeamiento actualizado_20092012, Calificación y Clasificación urbanística de la Comunidad Valenciana, escalas 1:5,000-1:25,000, Conselleria D'Infraestructures, Territori i Medi Ambient - Generalitat Valenciana, terrasit: IDE de la Comunidad Valenciana, <http://terrasit.gva.es/>, último acceso: 6 de noviembre de 2012.
- CITMA, SIOSE_2009, Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (Comunidad Autónoma de la Comunidad Valenciana) del año 2009, escala 1:25.000, Conselleria D'Infraestructures, Territori i Medi Ambient - Generalitat Valenciana, terrasit: IDE de la Comunidad Valenciana, <http://terrasit.gva.es/>, último acceso: 6 de noviembre de 2012.
- COPUT, Planeamiento, Calificación y Clasificación urbanística de la Comunidad Valenciana de 1998, escalas 1:5,000-1:10,000, Conselleria d'Obres Públiques Urbanisme i Transports - Generalitat Valenciana, obtenido desde DIHMA, 2006.
- DIHMA: Mapas modales de capacidad de percolación del substrato, capacidad de infiltración del suelo y capacidad de almacenamiento capilar del suelo, tamaño de celda 100m, Implementación del modelo distribuido de simulación hidrológica TETIS v. 6 en la cuenca del Barranco de Torrent (Valencia), Reporte, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2004).
- DIHMA: Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana (hojas 694, 695, 696, 720, 721 y 722), Leyenda Nivel 1 FAO, escala 1:100,000, Implementación del modelo distribuido de simulación hidrológica TETIS v. 6 en la cuenca del Barranco de Torrent (Valencia), Reporte, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2004).
- DIHMA : Mapa de usos del año 1998 a escala 1:25,000 proveniente del vuelo del Instituto Cartográfico Valenciano de 1997 y revisada con trabajo de campo en Pascual (2002), Estudio de inundabilidad y análisis de las actuaciones propuestas en la Rambla del Poyo y Barranco del Pozalet (Valencia), Reporte, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Valencia, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2006).
- DIHMA : Modelo de Elevación Digital, tamaño de celda 100m, Estudio de inundabilidad y análisis de las actuaciones propuestas en la Rambla del Poyo y Barranco del Pozalet (Valencia), Reporte, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Valencia, Universitat Politècnica de València, Valencia, (2006).
- IGN: CARTOCIUDAD_CALLEJERO_VALENCIA, Municipios, Escala 1:25,000, Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica, <http://www.ign.es>, último acceso: 8 de noviembre de 2012.

- IGN: CLC2000_nivel5, CORINE Land Cover 2000, Nomenclatura a nivel 5 (España), Escala 1:100,000, Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica, <http://www.ign.es>, último acceso: 8 de noviembre de 2012.
- IGN: CLC2006_nivel3, CORINE Land Cover 2006, Nomenclatura a nivel 5 (España), Escala 1:100,000, Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica, <http://www.ign.es>, último acceso: 8 de noviembre de 2012.
- IGN: Mapa de cauces, escala 1:25,000, BCN25, Hojas: 0694, 0695, 0696, 0720, 0721, 0722, Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica, <http://www.ign.es>, último acceso: 8 de noviembre de 2012.
- IGN: Ortofoto PNOA Máxima Actualidad, Hojas: 0694, 0695, 0696, 0720, 0721, 0722, Mosaico a escala 1:50.000, tamaño de píxel de 25 cm, años de captura de los datos 2008-2009, Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica, <http://www.ign.es>, último acceso: 8 de noviembre de 2012.
- IGN: SIOSE_Comunitat_Valenciana_2005, Municipios, Escala 1:25,000, Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica, <http://www.ign.es>, último acceso: 8 de noviembre de 2012.
- IGME, Instituto Geológico y Minero de España, Mapa geológico de España, Escala 1:50.000, Hojas 694, 695, 696, 720, 721, 722, 746 y 747, 2ª serie, 1ª edición, Madrid, (1974), en DIHMA (2004).
- SNCZI: Zonas inundables/ARPSIs, Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables, Gestión de los riesgos de inundación, http://www.magrama.gob.es/es/cartografia-y-sig/geoportal/descargas/agua/descargas_agua.aspx, último acceso: 14 de abril de 2012.

APÉNDICE I. Descripción del modelo RAINGEN

El modelo describe la variable intensidad de precipitación $\xi(t, \mathbf{z})$, correspondiente al punto de coordenadas espaciales “ \mathbf{z} ”, y en el instante “ t ” medido desde el inicio del suceso de precipitación. El acumulado de precipitación en un punto geográfico viene dado por la siguiente integral:

$$h(T, \mathbf{z}) = \int_0^T \xi(t, \mathbf{z}) dt$$

Donde, h es la altura de precipitación acumulada (en mm) durante el intervalo $[0, T]$ en el punto de coordenadas \mathbf{z} .

El modelo se construye a partir de la celda convectiva como elemento base. Ésta es caracterizada por un conjunto de propiedades descritas probabilísticamente, tales como: localización en el espacio, instante de nacimiento o inicio de la actividad en la celda, intensidad máxima de la celda, así como la distribución espacial y temporal de la intensidad de celda alrededor de su centro. Como resultado, la intensidad de lluvia en un punto geográfico e instante dados, resulta de la suma de las contribuciones de cada una de las celdas de lluvia, que se encuentren activas en ese momento, para dicho punto geográfico.

El nacimiento u ocurrencia de celdas es descrito mediante un proceso estocástico de punteo en el espacio-tiempo, involucrando tres parámetros (λ , β y n). Espacialmente, se asume un proceso de Poisson con intensidad “ λ ” de celdas por km^2 , lo cual supone que sobre un área “ A ” dada, el número de celdas aparecidas sigue una distribución discreta de Poisson, con un valor esperado (λA) que se define que como sigue:

$$f(n_c) = \frac{(\lambda \cdot A)^{n_c} \cdot e^{-\lambda \cdot A}}{n_c!}$$

Donde, n_c el número de celdas en la región considerada.

El nacimiento de las celdas en el tiempo τ (medido desde el inicio de la tormenta), sigue una distribución de Erlang, ó gamma de parámetro de forma entero:

$$f(\tau) = \frac{\beta^{n+1} \cdot \tau^n \cdot e^{-\beta\tau}}{n!}$$

τ = tiempo transcurrido desde el inicio del episodio hasta el nacimiento de la celda

n = parámetro de forma de la distribución Erlang

β = parámetro de escala de la distribución (para $n=0$ se tiene la distribución exponencial)

Finalmente, la intensidad de lluvia generada por una celda, expresada en mm/min, es

$$i_{celda} = i_0 \cdot e^{-r^2/2 \cdot D^2} \cdot \alpha \cdot e^2 \cdot t' \cdot e^{-\alpha \cdot e \cdot t'}$$

Donde,

t' = tiempo transcurrido desde el inicio o nacimiento de la celda.

r = distancia al centro de la celda;

i_0, D, α = parámetros

El parámetro “D” caracteriza la extensión espacial de la celda, mientras que “ α ” tiene en cuenta la distribución temporal de la lluvia. De acuerdo con la expresión dada, la intensidad máxima de celda se produce en el centro de la misma ($r=0$), y en el instante $t'=1/\alpha e$. Dicha intensidad máxima es “ i_0 ”. La primera parte de la expresión, $EXP(-r^2/2D^2)$, describe la atenuación gaussiana espacial de las intensidades al alejarse del centro de la celda. El resto de la expresión, dependiente de t' , describe la evolución temporal de la intensidad de celda ($\varphi = \alpha e$). El volumen total de agua generado por una celda (en hm^3), puede calcularse según la siguiente expresión:

$$Vol = 2\pi e i_0 \varphi \cdot \int_{r=0}^{\infty} \int_{t=0}^{\infty} e^{-\frac{r^2}{2D^2}} \cdot t \cdot e^{-\varphi t} \cdot r \cdot dr \cdot dt = \frac{\pi i_0 e D^2}{\varphi} \cdot 10^{-3} \text{ hm}^3 = \frac{\pi i_0 D^2}{\alpha} \cdot 10^{-3} \text{ hm}^3$$

Donde, D está expresado en km, $\varphi = \alpha \cdot e$ en min^{-1} , i_0 en mm/min .

El modelo considera variación de “D” e “ i_0 ” entre celdas de un mismo suceso de precipitación. Para ello, asume distribución exponencial para “ i_0 ”, con valor medio $E(i_0)$, y distribución gamma de parámetros δ y θ para la variable $1/D^2$:

$$f\left(\frac{1}{D^2}\right) = \frac{\theta^\delta \cdot \left(\frac{1}{D^2}\right)^{\delta-1} \cdot e^{-\theta\left(\frac{1}{D^2}\right)}}{\Gamma(\delta)} \quad ; \quad \sqrt{E(D^2)} = \sqrt{\frac{\theta}{\delta-1}}$$

El proceso de intensidad de lluvia en el espacio-tiempo resulta de la superposición en cada instante de todas las celdas activas. La herramienta numérica de generación permite también añadir una intensidad de fondo, con media y desviación típica definidas por el usuario.

De lo anterior, se resumen los 7 parámetros del modelo RAINGEN en la siguiente Tabla:

	Espacial	Temporal	Máximo
Proceso de punteo	λ	n, β	---
Intensidad de celda	δ, θ	α	$E[i_0]$

Los momentos de primer y segundo orden del proceso están derivados analíticamente, y expresados en función de estos 7 parámetros (Salsón y Garcia-Bartual, 2003). El valor esperado del acumulado total de lluvia, tras la finalización del evento, viene dado por la siguiente expresión:

$$E[h(\infty, z)] = \sigma = \frac{2 \cdot \pi \cdot \lambda \cdot E[i_0] \cdot E[D^2]}{\alpha}$$

Este valor, función exclusiva de los parámetros del modelo, nos da una indicación de la magnitud esperada de las tormentas generadas con un

conjunto de parámetros dado. Por otro lado, el grado de localización espacial, tanto mayor cuanto más alejadas queden las celdas entre sí y más reducido sea el diámetro de las mismas, puede describirse también sobre una base teórica mediante el **índice de convectividad espacial** ξ :

$$\xi = \frac{1}{D \cdot \sqrt{\lambda}} = \sqrt{\frac{\delta - 1}{\theta \cdot \lambda}}$$

Combinando las dos anteriores ecuaciones, podemos introducir un índice asociado a la magnitud teórica de la tormenta, que denominamos **índice de severidad** σ :

$$\sigma = \frac{2 \cdot \pi \cdot E[i_0]}{\xi^2 \cdot \alpha}$$

APÉNDICE II. Descripción del modelo TETIS

El modelo distribuido de tipo conceptual TETIS, está compuesto por varios módulos que operan de forma independiente simulando diversos procesos físicos en la cuenca de drenaje. Para la simulación de estos procesos es necesario disponer de suficiente información física de la cuenca para construir una serie de mapas de parámetros, además de series temporales de datos hidrometeorológicos, las cuales son las variables de entrada del modelo. Una breve descripción de los procesos de producción y traslación de escorrentía es presentada a continuación, teniendo en cuenta la información contenida en la descripción del modelo conceptual distribuido de simulación hidrológica Tetis v.8 (Francés et al., 2012) disponible en la página web del grupo (<http://lluvia.dihma.upv.es/>).

i. Producción de la escorrentía

La representación de la producción de escorrentía se hace mediante esquemas conceptuales simples adaptados a la escala de la celda (inferior al tamaño de las laderas) y al intervalo de tiempo que se considera en la modelación de eventos (entre 1 hora y 5 minutos). En cualquier otra escala espacio-temporal aparecerán inevitablemente efectos de escala en los valores de los parámetros. Si se trata de simulación continua (un período largo y no un evento) el intervalo puede ser hasta de 1 día, pero nunca superior. En TETIS, la producción de la escorrentía se basa en la realización de un balance hídrico en cada celda, asumiendo que el agua se distribuye en seis niveles o tanques de almacenamiento conceptuales y conectados entre sí (más un séptimo de cauces cuando lo haya en la celda), como puede observarse en la Figura AII.1. El flujo entre los tanques es función del agua almacenada en ellos, siendo las variables de estado, los volúmenes almacenados en cada uno de los tanques. La función que relaciona el flujo con estas variables de estado es función del esquema conceptual adoptado, del tipo de tanque y de las características morfológicas e hidrológicas del suelo en la celda.

La conceptualización del movimiento del agua en el modelo TETIS es una malla interconectada en tres dimensiones (ver Figura AII.2). Los tres tanques inferiores drenan hacia el correspondiente tanque aguas

abajo, siguiendo las direcciones del flujo propuestas por el Modelo Digital de Elevaciones, hasta alcanzar la red de drenaje constituida por cárcavas y cauces. La longitud de interconexión máxima para cada tanque es definida por el usuario, teniendo en cuenta que para la escorrentía y el flujo subsuperficial, esta longitud está asociada al tamaño de las laderas. Para el flujo base, esta longitud se estima teniendo en cuenta el punto inicial del flujo permanente en el cauce.

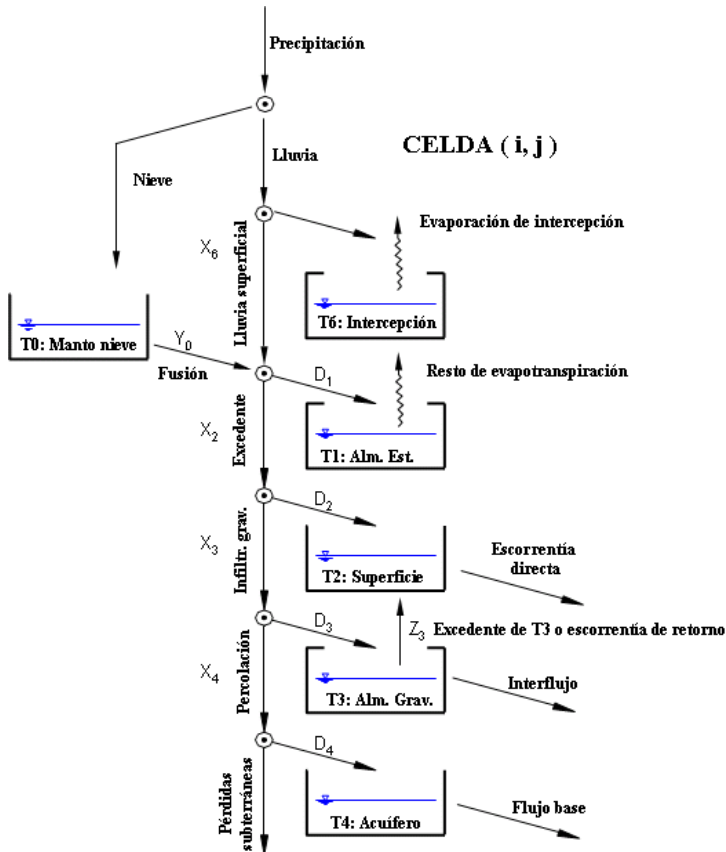
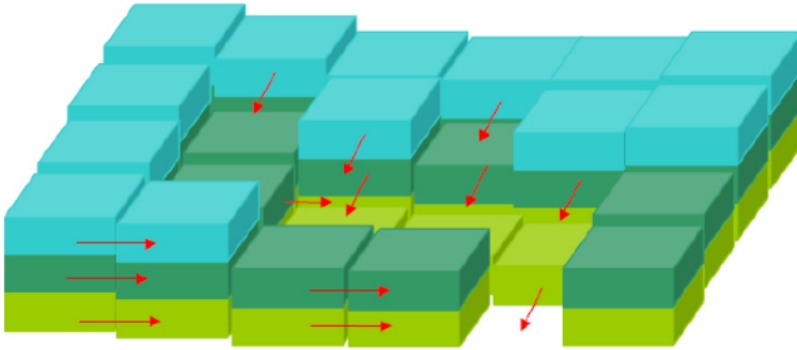


Figura AII.1. Esquema conceptual de tanques a nivel de celda del modelo TETIS (Francés et al., 2012).

El sistema presenta tres elementos diferenciados, definidos por las áreas umbrales para que las diferentes componentes de la escorrentía salgan a la superficie. Además, estas áreas coinciden con la presencia de una incisión permanente en el terreno en donde se concentran los flujos, ya sea en cárcavas o en cauces. En la Figura AII.3, se observa

un esquema de la relación entre las áreas umbrales para las diferentes componentes de la escorrentía y el área de captación.

(a)



(b)

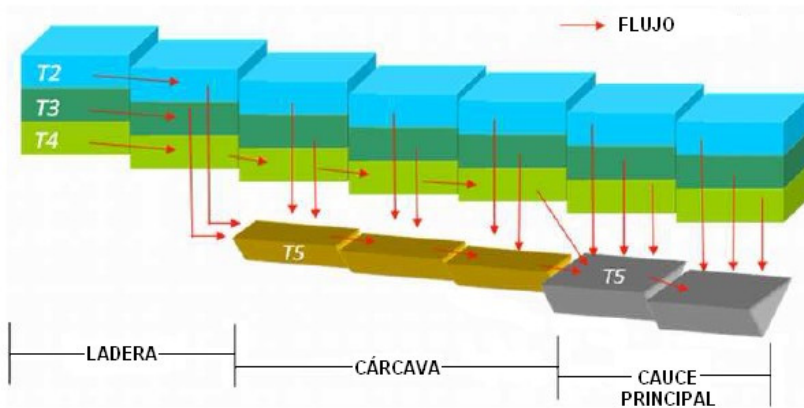


Figura AII.2. Movimiento horizontal propuesto por el modelo TETIS: a) tres dimensiones (Vélez, 2001); b) simplificación 2D (Francés et al., 2012).



Figura AII.3. Elementos del sistema, áreas umbrales y componentes de la escorrentía (tomado de Montoya, 2008).

Tabla AII.1. Flujos de salida desde el tanque 2 (escorrentía directa), según tipo de celda de origen y de destino (tanque 5 = flujo en canal)

Celda de origen → Celda de destino ↓	LADERA	CÁRCAVA	CAUCE
LADERA	Tanque 2	-	-
CÁRCAVA	Tanque 5	Tanque 5	-
CAUCE	Tanque 5	Tanque 5	Tanque 5

Tabla AII.2. Flujos de salida desde el tanque 3 (interflujo), según tipo de celda de origen y de destino (tanque 5 = flujo en canal)

Celda de origen → Celda de destino ↓	LADERA	CÁRCAVA	CAUCE
LADERA	Tanque 3	-	-
CÁRCAVA	Tanque 5	Tanque 5	-
CAUCE	Tanque 5	Tanque 5	Tanque 5

Tabla AII.3. Flujos de salida desde el tanque 4 (flujo base), según tipo de celda de origen y de destino (tanque 5 = flujo en canal)

Celda de origen → Celda de destino ↓	LADERA	CÁRCAVA	CAUCE
LADERA	Tanque 4	-	-
CÁRCAVA	Tanque 4	Tanque 4	-
CAUCE	Tanque 5	Tanque 5	Tanque 5

En las laderas el flujo superficial tiene lugar en combinación entre flujo laminar y a través de una red de surcos. En el modelo TETIS, los procesos hidrológicos que ocurren en las áreas inter-surcos (interrill) y en los surcos (rills) se tratan de manera conjunta, de modo que no es necesaria la caracterización geomorfológica de estos elementos. En paralelo, el interflujo y el flujo base se generan en las respectivas capas de suelo. Una vez el interflujo, en su recorrido, alcanza una celda con área drenada superior al área umbral para el interflujo, sale a la superficie, integrándose a la escorrentía superficial que fluye en las cárcavas. Lo mismo ocurre cuando el flujo base alcanza una celda cuya área drenada es superior al umbral para el flujo base; a partir de este punto, las tres salidas de agua se concentraran en un cauce. Estos

principios se resumen en las Tablas AII.1 a AII.3, donde se muestran las transferencias de escorrentía directa, interflujo y flujo base entre una celda y otra en función de la tipología de celda de origen y la tipología de celda de destino.

ii. Traslación de la escorrentía

Para la traslación de la escorrentía TETIS presenta una formulación que incluye elementos de la geometría hidráulica. Con estos elementos se puede hacer un análisis hidráulico razonable de las transferencias entre las celdas, sin requerir grandes volúmenes de información (generalmente bastante costosa) y sin recurrir a simplificaciones exageradas a escala cuenca. Esta formulación aprovecha al máximo la información disponible, siendo al mismo tiempo un esquema bastante robusto. La traslación de la escorrentía a lo largo de la cuenca, se realiza considerando que el agua no abstraída circula sobre las laderas hasta alcanzar algún canal perteneciente a la red de drenaje natural de la cuenca, y a partir de allí circula por la red drenaje en sí. Su estimación se puede hacer de acuerdo con las leyes de la Hidráulica de los cauces naturales o con simplificaciones conceptuales. En el caso de TETIS, el modelo empleado es de la “onda cinemática”, que es una simplificación de las ecuaciones de Saint Venant, al desprejiciar en la ecuación de conservación de la energía los términos correspondientes a los efectos inerciales y de presión. Por otra parte, las características hidráulicas de los cauces se van a obtener con base en parámetros propios de la cuenca (o regionales si no se dispone de los propios) que se extraen de la información geomorfológica de la cuenca. Por eso, esta nueva metodología se ha denominado de la Onda Cinemática Geomorfológica (Vélez, 2001). El modelo TETIS emplea entonces, nueve parámetros geomorfológicos según las relaciones potenciales geomorfológicas que se mencionan a continuación.

Relación entre el caudal a sección llena Q_b con el área acumulada de la cuenca A . Siendo κ el coeficiente y φ el exponente según la expresión:

$$Q_b = \kappa \cdot A^\varphi$$

Relación entre el ancho de la sección transversal a sección llena w_b y el caudal a sección llena Q_b . Siendo c_1 el coeficiente y ε_1 el exponente según la expresión:

$$w_b = c_1 \cdot Q_b^{\epsilon_1}$$

Relación entre el ancho de la sección transversal w y el caudal Q . Siendo c_2 el coeficiente y ϵ_2 el exponente según la expresión:

$$w = c_2 \cdot Q^{\epsilon_2}$$

En donde el coeficiente a_2 no es necesario para el análisis puesto que es información redundante dentro del análisis.

Relación entre el diámetro del sedimento d , la pendiente del cauce s_o y el calado y . Siendo c_d el coeficiente y θ el exponente, según la expresión:

$$d = c_d \cdot (y s_o)^\theta$$

Relación entre el coeficiente de rugosidad n y el diámetro del sedimento d . Siendo c_n el coeficiente y ξ el exponente según la expresión:

$$n = c_n \cdot d^\xi$$

iii. Estructura separada de parámetros

El modelo TETIS, en su parte hidrológica, utiliza una estructura de parámetros efectivos separada en dos partes (Francés et al., 2007):

- Las características físicas del medio natural, estimadas según la información disponible y medida a una escala espacial definida.
- Los factores correctores.

Las características físicas expresan el valor medido o estimado del parámetro para cada celda de la cuenca, describen su variabilidad espacial y poseen significado físico.

Los factores correctores absorben los errores provenientes de todas las fuentes citadas antes. Es razonable suponer que el factor corrector sea común para todas las zonas de la cuenca, o al menos para un número limitado de regiones dentro de la cuenca. Además, siendo todas las celdas del mismo tamaño, los efectos de escala son iguales para toda la cuenca. La ecuación que describe la estructura separada del parámetro efectivo es la siguiente:

$$\theta_{i,j}^* \approx R_i \theta_{i,j} \quad j=1,\dots,n; \quad i=1,\dots,p \quad \text{AII-1}$$

donde,

$\theta_{i,j}^*$ es el parámetro efectivo i -enésimo para la celda j ,

R_i	es el factor corrector del parámetro i , común para todas las celdas,
$\theta_{i,j}$	es el parámetro estimado para la celda j ,
n	es el número total de celdas y ,
p	es el número total de parámetros por celda.

La principal ventaja de esta estructura del parámetro es que, en la fase de calibración, se reduce notablemente el número de variables que deben ser ajustadas, siendo sólo necesario calibrar los p factores correctores, en vez de np valores (número de parámetros por número de celdas). De este modo, el modelo hidrológico TETIS podrá ser calibrado a través del ajuste de 9 factores correctores (Tabla AII-1).

Tabla AII-1. Factores correctores y parámetros que se ajustan.

Factor corrector (R_i)	Parámetro ($\theta_{i,j}$)	Símbolo
FC1	Capacidad de almacenamiento estático	Hu
FC2	Índice de cobertura de vegetación	λ
FC3	Capacidad de infiltración	Ks
FC4	Velocidad del flujo superficial	u
FC5	Capacidad de percolación	Kp
FC6	Velocidad del interflujo	kss
FC7	Capacidad de percolación profunda	Kps
FC8	Velocidad del flujo base	Ksa
FC9	Velocidad del flujo en el canal	v

APÉNDICE III. Principales características de los 184 embalses distribuidos

ID	UTM-X (m)	UTM-Y (m)	Cota fondo (m.s.n.m.)	Altura presa (m)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Ancho (m)
0	685050	4378950	830	10	4650	11881	61
1	684850	4378450	810	20	50887	239833	140
2	685350	4378150	780	10	1815	4638	50
3	685250	4377850	750	10	3884	9922	65
4	685650	4377850	705	20	37288	175738	116
5	685050	4377650	770	10	16333	41725	68
6	686150	4378150	780	10	703	1795	42
7	686250	4377950	680	30	27365	254583	110
8	687050	4377650	620	30	33260	309430	126
9	687350	4377050	680	10	2431	6209	45
10	687750	4377050	600	20	4764	22451	57
11	688050	4377050	550	30	44863	417372	115
12	687950	4377350	580	10	835	2133	41
13	688250	4377750	740	10	1176	3003	36
14	687650	4377750	605	10	705	1801	28
15	687650	4377450	590	30	55634	517579	115
16	687350	4377750	620	10	1511	3859	38
17	688350	4376550	520	30	57282	532904	127
18	689550	4376150	455	25	32652	229002	105
19	689050	4376050	510	30	16408	152645	120
20	688750	4375850	560	30	16190	150623	102
21	688450	4375650	590	20	5853	27585	71
22	688250	4375650	620	20	5035	23729	50
23	688350	4375450	610	10	1421	3630	39
24	688050	4375550	660	20	8151	38417	78
25	687850	4375350	710	20	4063	19150	73
26	687650	4376050	540	30	27761	258270	93
27	687550	4376150	600	20	4032	19002	70
28	687350	4376250	640	10	1712	4374	43
29	687150	4375850	590	30	13478	125393	100
30	686950	4375950	630	30	24930	231932	84

APÉNDICE III. Principales características de los 184 embalses distribuidos

ID	UTM-X (m)	UTM-Y (m)	Cota fondo (m.s.n.m.)	Altura presa (m)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Ancho (m)
31	686750	4376250	680	20	3081	14520	50
32	687450	4375750	600	30	18371	170910	105
33	687150	4375450	640	20	14052	66227	72
34	686750	4375250	680	20	10199	48067	60
35	686450	4375250	710	10	2491	6364	52
36	686350	4375050	740	20	2683	12647	48
37	686450	4374950	730	10	529	1352	32
38	686050	4375550	770	20	6958	32794	63
39	686250	4376050	680	20	8731	41149	80
40	685750	4376050	790	15	1832	6742	54
41	689450	4375650	515	20	4555	21470	68
42	689350	4375550	530	10	1237	3160	38
43	689650	4375550	510	10	1656	4230	60
44	689250	4375450	575	20	3308	15590	76
45	689250	4375150	600	20	8539	40244	91
46	689350	4375050	575	20	4169	19647	60
47	689850	4374850	505	20	3012	14197	64
48	689450	4374450	580	10	1616	4127	40
49	689750	4374350	465	25	25780	180809	73
50	689050	4374150	490	20	15124	71278	68
51	688850	4374250	530	20	8477	39953	83
52	688350	4373950	540	30	29377	273301	76
53	688650	4373950	510	10	7730	19749	47
54	687850	4373950	570	20	19389	91381	63
55	687450	4373950	590	15	15993	58856	66
56	687550	4374250	620	10	1303	3328	30
57	687150	4374050	630	30	36574	340258	104
58	686950	4374250	650	10	1673	4275	48
59	686750	4374250	670	10	1402	3582	48
60	687250	4374250	700	10	1409	3599	45
61	687550	4374250	650	10	463	1184	29
62	686550	4373950	660	30	31906	296827	124
63	686150	4374150	670	15	34368	126480	78
64	685550	4374150	710	20	12424	58555	97
65	685450	4374250	730	10	1825	4663	44

APÉNDICE III. Principales características de los 184 embalses distribuidos

ID	UTM-X (m)	UTM-Y (m)	Cota fondo (m.s.n.m.)	Altura presa (m)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Ancho (m)
66	685250	4374050	740	20	12639	59568	58
67	684950	4374050	780	20	29838	140625	75
68	685350	4374350	770	20	2623	12362	66
69	685350	4374450	800	20	4989	23515	60
70	685450	4374650	810	5	600	432	29
71	685850	4374350	730	10	1017	2597	40
72	686050	4373850	680	20	6082	28667	73
73	685850	4373650	770	20	5522	26027	73
74	685650	4373550	800	10	2384	6090	62
75	686350	4373550	770	10	1587	4055	55
76	686250	4373350	800	10	2908	7428	64
77	687250	4373150	760	30	32332	300788	134
78	687750	4372950	730	25	44766	313966	134
79	688350	4372650	660	20	11139	52498	77
80	688350	4372550	660	20	5839	27521	67
81	687950	4372550	690	20	3280	15457	55
82	687850	4372450	710	10	1657	4234	32
83	688450	4372950	670	20	5109	24078	67
84	688650	4372950	630	10	4162	10633	49
85	688850	4372950	660	20	3963	18679	58
86	688950	4372950	630	20	9664	45548	75
87	689150	4372750	600	20	19956	94052	84
88	688450	4371950	700	20	6296	29673	67
89	688450	4371850	670	10	1890	4827	45
90	688150	4371650	660	10	3486	8907	40
91	688450	4371450	650	20	13335	62847	98
92	689750	4371950	620	30	19680	183092	136
93	689450	4372250	640	30	18918	175995	95
94	690850	4373950	390	5	8587	6176	41
95	690550	4374550	420	15	37932	139596	110
96	689550	4373850	520	20	8806	41501	88
97	689150	4373950	520	20	5436	25622	80
98	689050	4373850	550	10	2282	5829	60
99	688850	4373650	620	20	6169	29075	94
100	689450	4373550	560	10	1624	4149	56

APÉNDICE III. Principales características de los 184 embalses distribuidos

ID	UTM-X (m)	UTM-Y (m)	Cota fondo (m.s.n.m.)	Altura presa (m)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Ancho (m)
101	687950	4374050	600	20	2981	14052	65
102	688050	4374250	630	15	3655	13452	52
103	688050	4374350	670	30	14088	131068	106
104	690550	4375650	430	30	148700	1383397	180
105	690850	4375950	420	15	16294	59964	52
106	690550	4376450	450	20	36459	171833	150
107	690450	4376750	490	15	12445	45799	136
108	689950	4377150	560	10	2738	6994	36
109	690250	4377350	550	10	2546	6504	45
110	688450	4376950	550	10	2043	5218	30
111	688950	4376450	490	30	78724	732392	105
112	695850	4376350	280	10	3194	8160	60
113	695550	4376450	300	10	2709	6921	50
114	695650	4377450	300	20	28731	135408	102
115	695250	4377250	320	10	8126	20761	80
116	695250	4377550	320	10	11126	28424	64
117	695050	4377350	320	10	12800	32700	81
118	695750	4377950	300	10	4415	11279	68
119	696150	4378150	295	10	10381	26519	93
120	696450	4378250	290	10	7664	19580	90
121	691150	4375250	390	20	84114	396432	100
122	691150	4374950	400	25	61241	429507	140
123	685250	4372450	820	20	17292	81499	108
124	685450	4372050	790	20	27153	127974	130
125	685850	4372050	780	20	19943	93994	103
126	685950	4371750	750	20	22195	104606	104
127	686250	4371450	710	20	11031	51988	78
128	686850	4371950	760	20	15772	74334	114
129	686850	4371650	720	20	13765	64873	96
130	687150	4371650	715	10	7076	18077	114
131	686950	4371450	690	20	10980	51749	75
132	686650	4371350	680	20	9800	46186	52
133	687150	4371050	650	20	40653	191599	120
134	686450	4370950	670	20	10421	49114	90
135	686750	4370550	630	20	27123	127833	90

APÉNDICE III. Principales características de los 184 embalses distribuidos

ID	UTM-X (m)	UTM-Y (m)	Cota fondo (m.s.n.m.)	Altura presa (m)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Ancho (m)
136	686750	4370150	670	20	15291	72067	84
137	687350	4370050	590	20	47711	224862	104
138	687050	4370050	635	10	9301	23762	61
139	686950	4369650	640	10	1200	3065	38
140	687150	4369650	610	10	2114	5401	42
141	687350	4369850	590	20	10635	50125	70
142	688050	4369950	550	15	56756	208873	105
143	688050	4370850	620	10	5400	13796	58
144	688550	4370650	570	15	50976	187601	89
145	688750	4371150	680	20	5206	24538	76
146	689350	4370950	610	10	1749	4469	52
147	689350	4370750	580	20	6702	31587	71
148	689050	4370750	610	20	7782	36675	72
149	686050	4370850	680	20	14253	67172	62
150	686250	4370350	700	10	3516	8981	45
151	687850	4371350	650	20	11200	52784	76
152	688050	4369150	690	10	3719	9502	70
153	688350	4369250	630	20	6184	29147	78
154	688650	4369450	580	20	8351	39357	79
155	688450	4369050	660	20	3949	18610	63
156	689450	4369350	495	10	9890	25267	86
157	688950	4369950	530	20	54095	254949	98
158	689850	4369950	490	25	74162	520133	112
159	689450	4370550	530	20	5192	24471	68
160	690550	4371950	490	10	1953	4990	55
161	690050	4371250	660	20	31287	147459	88
162	690950	4370950	570	20	15919	75026	68
163	692750	4372550	390	10	2018	5155	43
164	692650	4371850	520	20	21454	101114	95
165	693050	4371650	480	15	13602	50059	76
166	694250	4371650	380	20	42918	202273	116
167	693850	4371250	410	20	10993	51810	84
168	693550	4370450	410	10	2753	7032	58
169	692850	4370250	470	20	9816	46261	83
170	692450	4370550	510	10	5134	13117	48

APÉNDICE III. Principales características de los 184 embalses distribuidos

ID	UTM-X (m)	UTM-Y (m)	Cota fondo (m.s.n.m.)	Altura presa (m)	Área (m ²)	Volumen (m ³)	Ancho (m)
171	691650	4370850	525	15	33551	123475	87
172	691250	4370450	530	10	9742	24887	58
173	692450	4369850	430	20	24413	115058	92
174	691650	4370050	480	10	7491	19137	33
175	691850	4369550	430	5	2391	1720	40
176	691650	4369550	450	10	3131	7999	46
177	691350	4369750	520	20	14892	70187	66
178	691950	4370350	480	20	9308	43868	71
179	693050	4369650	390	10	8347	21325	45
180	693250	4369950	420	20	13691	64528	96
181	691350	4369050	460	20	15204	71656	90
182	690950	4369050	490	10	3795	9694	37
183	690650	4370250	580	10	2872	7337	30
Total					2,706,192	15,870,776	