



**MODELIZACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS:
HERRAMIENTAS DE APOYO A LA DECISIÓN E
INFORMACIÓN (HADIS) EN CONDICIONES DE
INCERTIDUMBRE**

César Alcácer Santos

Tesis Doctoral

Universidad Pablo de Olavide

2015

Modelización de los Recursos Hídricos: Herramientas de
Apoyo a la Decisión e Información en Condiciones de
Incertidumbre.

César Alcácer Santos

Tesis Doctoral

Directora de la Tesis

Dra. Pilar Paneque Salgado

2015



ABSTRACT

Decision Support systems are one of the most used tools in the management of water resources, provided they can cope with huge volume of structure data from multiples sources and disciplines. However, despite the significant increase in accuracy, water management it is not becoming more efficient, in terms of covering the needs of the socio-economic-environmental systems, foreseeing future needs and maximization of social welfare. Besides, hydrosocial systems are characterized by uncertainty and conflict, present along all stages of modelling.

To goals of this study have been (a) exploring the role of modelling in broad sense and Decision and Information Tools (DIST) in particular, in present water resource management practices; and (2) evaluate their potential use within a framework where uncertainty is the first element to manage. To achieve this, 21 modelling packages were examined to assess their performance against the needs of hydrosocial systems. Later, it was designed a protocol for the iterative development of DISTs to work under uncertainty, following the setup and experimental analysis of 4 DIST typologies, and their performance in dealing with uncertainty.

The results conclude that modelling quality depends on the decision taken on uncertainty treatment along the model development, and that in order to face water management challenges, the input of social variables and the use of sandbox are highly relevant.

RESUMEN

Los sistemas de apoyo a la decisión son una de las herramientas más utilizadas en la gestión de los recursos hídricos, debido a su capacidad de tratar grandes volúmenes de información estructurada procedente de múltiples fuentes y disciplinas. A pesar de ello, no parece que la significativa mejora en la precisión en los resultados venga acompañada de una gestión más eficiente, en términos de satisfacción de las necesidades de los sistemas socio-económico-ambientales, de anticipación a las necesidades futuras y de maximización del bienestar social. Además de por su complejidad, los sistemas hidro-sociales se caracterizan por la incertidumbre y el conflicto, presentes en cualquier etapa de la gestión y la modelización.

Los objetivos del objetivo del presente trabajo han sido (1) explorar el papel de la modelización en sentido amplio y de las herramientas de apoyo a la decisión e información (HADIs) en concreto, en la gestión actual de los recursos hídricos; y (2) evaluar su uso potencial en un marco de trabajo en el que la incertidumbre es el principal elemento a gestionar. Para ello, se ha examinado el nivel de estado tecnológico de la modelización a partir del análisis las prestaciones de 21 paquetes de modelización, y su adecuación a las necesidades de los sistemas hidro-sociales. Posteriormente, se diseñó un protocolo de desarrollo iterativo para los HADIs en condiciones de incertidumbre, a partir de la construcción y análisis experimental de 4 tipologías de modelización y su tratamiento de la incertidumbre.

vi

Los resultados obtenidos concluyen que el tratamiento que se haga de la incertidumbre determina la calidad de la modelización, y que la incorporación de las variables sociales en la modelización y el uso de modelos de simulación son cruciales para hacer frente a los desafíos de la gestión hídrica.

TABLA DE CONTENIDOS

ABSTRACT.....	V
RESUMEN.....	VI
TABLA DE CONTENIDOS.....	VII
ÍNDICE DE ILUSTRACIONES.....	XI
ÍNDICE DE TABLAS.....	XV
AGRADECIMIENTOS.....	XVII
ABREVIATURAS.....	XIX
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO 2. PARADIGMAS DE LA GESTIÓN DEL AGUA.....	11
2.1 SOBRE LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.....	11
2.2 SOBRE LOS PARADIGMAS EN LA GESTIÓN DEL AGUA.....	17
2.2.1 Introducción teórica a los paradigmas.....	17
2.2.2 Evolución de la gestión moderna de los recursos hídricos.....	19
2.2.3 Los detonantes de la gestión moderna.....	21
2.2.4 La aparición de las hidrocracias.....	22
2.3 PARADIGMAS EN LA GESTIÓN MODERNA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.....	24
2.3.1 La misión hidráulica.....	24
2.3.2 La capacidad adaptativa de la sociedad.....	27
2.3.3 Paradigmas emergentes en la gestión del agua.....	29
2.3.4 El WEF-Nexus Approach.....	31
2.4 LA GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS COMO PARADIGMA.....	35
2.4.1 Una definición sobre la GIRH.....	36
2.4.2 Objetivos de la GIRH.....	39
2.4.3 Una visión crítica de la GIRH.....	41
CAPÍTULO 3. INCERTIDUMBRE Y CONFLICTO EN LA GESTIÓN DEL AGUA.....	53
3.1 SOBRE EL CONFLICTO Y LA TOMA DE DECISIONES EN LA GESTIÓN DEL AGUA.....	53
3.1.1 Naturaleza del conflicto en los Recursos Hídricos.....	54
3.1.2 Definiciones de conflicto.....	56
3.1.3 El conflicto como eje descriptor y catalizador de un sistema.....	58
3.1.4 Ventajas e inconvenientes del conflicto.....	60
3.1.5 Elementos del conflicto.....	61
3.1.6 Detonantes del conflicto.....	62
3.1.7 Fuentes del conflicto.....	64
3.2 LA INCERTIDUMBRE EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.....	65
3.2.1 Terminología y clasificación de la incertidumbre.....	66
3.2.2 Naturaleza, objeto y manifestaciones de la incertidumbre.....	69
3.2.3 Causas de la Incertidumbre.....	73
3.2.4 Implicaciones de la incertidumbre en la toma de decisiones.....	76
3.2.5 Estrategias para hacer frente a la incertidumbre.....	78
CAPÍTULO 4. LA MODELIZACIÓN COMO HERRAMIENTA DE APOYO EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.....	83
4.1 NOCIONES PREVIAS A LA MODELIZACIÓN.....	83

4.1.1 El binomio gestión-modelo.....	85
4.1.2 La complejidad del sistema.....	88
4.1.3 Escalas de trabajo	89
4.1.4 Por qué utilizamos la modelización	92
4.1.5 Propósitos de la modelización	95
4.2 SOBRE LA CAPTACIÓN Y GESTIÓN DEL CONOCIMIENTO	98
4.2.1 Conocimiento y tecnología	102
4.2.2 La definición del problema	105
4.2.3 Los problemas perversos (<i>wicked problems</i>).....	106
4.3 MODELIZACIÓN Y SIMULACIÓN DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS	108
4.3.1 Conceptos básicos de la modelización	110
4.3.2 Diferentes maneras de describir los modelos	113
4.3.3 Distinciones entre sistemas en función de sus objetivos	115
4.3.4 Anatomía genérica de una HADI.....	119
4.3.5 Elección del entorno de modelado.....	122
4.3.6 Uso de los componentes modulares	123
4.4 EL CONTEXTO DE LA MODELIZACIÓN DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS.....	125
4.4.1 Características de los sistemas hidrológicos.....	125
4.4.2 Características de los Usuarios y Actores de la modelización	127
4.4.3 La modelización y la sostenibilidad.....	128
4.4.4 La modelización y la gestión adaptativa	132
4.4.5 Limitaciones conocidas de la modelización	133
4.4.6 Problemas habituales de la modelización	136
4.5 BUENAS PRÁCTICAS EN EL DESARROLLO DE MODELOS	139
4.5.1 Teoría General de la Modelización	139
4.5.2 Fases del proceso de modelado	140
4.5.3 Buenas Prácticas de Modelización (BPM).....	144
4.5.4 La importancia de las Buenas Prácticas de Modelización (BPM).	148
4.5.5 Consideraciones generales en la Aplicación de las BPMs.....	149
CAPÍTULO 5. GESTIÓN DE LA INCERTIDUMBRE EN LA MODELIZACIÓN.....	155
5.1 EL ORIGEN Y LAS FUENTES DE LA INCERTIDUMBRE EN LAS BPMS	155
5.1.1 Puntos de entrada de la incertidumbre en los modelos	156
5.2 LA INCERTIDUMBRE EN LOS MODELOS DE TOMA DE DECISIÓN	157
5.2.1 La identificación del conflicto	157
5.2.2 Causas de la incertidumbre	159
5.2.3 Fuentes de incertidumbre en relación al proceso de modelización.....	160
5.2.4 Incertidumbres estructurales	161
5.2.5 Incertidumbre humana.....	163
5.2.6 El factor humano.....	164
5.2.7 Opciones para modelar las variables sociales	165
5.3 TRATAMIENTO DE LA INCERTIDUMBRE	168
5.3.1 La incertidumbre y la teoría de las probabilidades	168
5.4 TRATAMIENTO DE LA INCERTIDUMBRE DURANTE EL PROCESO DE MODELIZACIÓN	170
5.4.1 Tratamiento de la incertidumbre en los Modelos predictivos	170
5.4.2 Tratamiento de la incertidumbre en modelos exploratorios	172
5.4.3 Tratamiento de la incertidumbre en los modelos comunicativos	173
5.4.4 Tratamiento de la incertidumbre en los modelos de aprendizaje	174
5.5 METODOLOGÍAS PARA LA EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE	175
5.6 ELEMENTOS A TENER EN CUENTA EN LA MODELIZACIÓN DE LOS HADI.....	187

5.6.1	Uso de herramientas que faciliten la representación e interpretación de los resultados.....	187
5.6.2	Simulaciones y Escenarios.....	189
5.6.3	Características y comparativas entre los modelos para generar escenarios.....	192
5.6.4	Implicación de los actores.....	193
5.6.5	Mejorar la accesibilidad de los “no-expertos” en modelización.....	196
CAPÍTULO 6. ANÁLISIS Y EVALUACIÓN DE LOS MODELOS DISPONIBLES.....		199
6.1	ELEMENTOS PARA LA SUFICIENCIA DE LA MODELIZACIÓN.....	199
6.1.1	Madurez Tecnológica de la Modelización de los Recursos Hídricos.....	200
6.1.2	El análisis de Gartner de las expectativas tecnológicas.....	210
6.1.3	Análisis de Gartner aplicado a la modelización hídrica.....	213
6.1.4	Software Libre o FOSS.....	219
6.2	ANÁLISIS DE LAS HERRAMIENTAS DISPONIBLES.....	222
6.3	EVALUACIÓN GLOBAL DE LAS HERRAMIENTAS.....	224
6.3.1	Resultados de la matriz de valoración.....	227
CAPÍTULO 7. ANÁLISIS EXPERIMENTAL DE LA INCERTIDUMBRE.....		231
7.1	ELEMENTOS DEL ANÁLISIS.....	231
7.1.1	Elección del entorno de trabajo: WEAP21.....	233
7.1.2	Elección de los datos “demo”: Guadalete.....	235
7.1.3	Descripción de la Cuenca “demo”.....	237
7.2	CONSTRUCCIÓN DEL MODELO PARENTAL.....	262
7.2.2	Construcción del modelo predictivo.....	280
7.2.3	Construcción del modelo exploratorio.....	287
7.2.4	Construcción del modelo comunicativo o colaborativo.....	299
7.2.5	Construcción del modelo de aprendizaje.....	307
7.3	ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS DE LOS MODELOS DESARROLLADOS.....	314
7.3.1	Modelo parental.....	314
7.3.2	Modelo predictivo.....	317
7.3.3	Modelo exploratorio.....	323
7.3.4	Modelo Comunicativo o Colaborativo.....	327
7.3.5	Modelo de Aprendizaje.....	329
CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES.....		333
8.1	DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS.....	333
8.1.1	Pregunta 1: Paradigmas de gestión ineficientes.....	335
8.1.2	Pregunta 2: Incertidumbre y Conflicto como elementos de Gestión.....	336
8.1.3	Pregunta 3: ¿Pueden los modelos contribuir a las necesidades de Gestión?.....	337
8.1.4	Pregunta 4: Identificación de la Incertidumbre en el proceso de Modelización.....	339
8.1.5	Pregunta 5: Nivel de Madurez de la Modelización.....	341
8.1.6	Pregunta 6: Nivel de adecuación a las necesidades de gestión.....	342
8.1.7	Pregunta 7: Protocolo de Modelización.....	343
8.1.8	Pregunta 8: Factores que favorecerían el avance de los modelos.....	346
8.1.9	Futuras líneas de investigación.....	352
BIBLIOGRAFÍA.....		355
ANEXOS.....		369
ANEXO I: MAPAS CONCEPTUALES SOBRE EL DESARROLLO HIPÓTESIS.....		371

ANEXO II: MATRIZ DE INCERTIDUMBRE DE LOS MODELOS ENSAYADOS	373
ANEXO III. TABLA DE CONTROL DE LAS BUENAS PRÁCTICAS DE MODELIZACIÓN	377
ANEXO IV: PROTOCOLO DE DESARROLLO DE UNA HADI.....	381
ANEXO V: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE INTEGRAL	383
WEAP21	383
SOURCE	388
Mike SHE	392
Mike HydroBasin.....	395
AquaTool.....	398
GISWATER.....	407
SWAT.....	409
INFOWORKS ICM.....	414
RIBASIM	419
ANEXO VI: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE URBANO	425
MUSIC	425
Mike SHE	429
INFOWORKS WS.....	432
ANEXO VII: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE HIDRODINÁMICO	437
Mike 21C	437
HEC-RAS	441
Modelo del río Guadalfeo: WiM-Med	447
ANEXO VIII: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE DE MICROMODELOS.....	453
HEC-HMS.....	453
HEC-Resprm	458
HEC-ResSim	460
ANEXO IX: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE DE VENTANILLA ÚNICA	465
eWater Toolkit	465
SFWMD	470
CSDMS.....	477
ANEXO X: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS PARA AGUAS SUBTERRÁNEAS	493
MODFLOW	493
ANEXO XI: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE MEDIOAMBIENTAL	497
HEC-EFM	497
ANEXO XII: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS DE APOYO Y LENGUAJES.	505
Tecnología GIS y Cálculo de Modelos	505
R507	
Python.....	509
GRASS GIS	510
ANEXO XIII. CUADRO RESUMEN DE LOS MODELOS.....	511

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Mapa conceptual del planteamiento de las preguntas de la tesis.	5
Ilustración 2. Evolución del consumo de agua en la agricultura durante el paradigma de la misión hidráulica.	24
Ilustración 3. Triángulo de equilibrio del WEF-Nexus	33
Ilustración 4. Taxonomía del conocimiento imperfecto en relación a diferentes situaciones de incertidumbre.	68
Ilustración 5. Pirámide de los niveles de agregación en los Sistemas de Apoyo a la Decisión desde la visión del usuario.	117
Ilustración 6. Componentes de una herramienta de apoyo a la decisión	120
Ilustración 7. Componentes comunes en la mayoría de Sistemas de Apoyo a la Decisión.	122
Ilustración 8. Curva teórica de la madurez tecnológica.	201
Ilustración 9. Tipo de documento publicado con las palabras clave [Water management] y [Model] a partir de todos los registros en Scopus.	203
Ilustración 10. Número de documentos publicados por año con las palabras clave [Water management] y [Model] a partir de todos los registros en Scopus.	204
Ilustración 11. Número de documentos publicados por año con las palabras clave [Water management] y [Model], agrupados en grupos de 4 años, a partir de todos los registros en Scopus.	205
Ilustración 12. Publicaciones por año y revista para las palabras clave "Water management" y "Modelling".	206
Ilustración 13. Documentos publicados por año con las palabras clave [Watershed Management]+[Model]. Elaboración propia a partir de Scopus.	207
Ilustración 14. Media de documentos/año en grupos de 4 años para las palabras clave [Watershed Management] + [Model].	208
Ilustración 15. Publicaciones por revista para las palabras clave [Watershed management]+[Model].	209
Ilustración 16. Vínculo entre la Curva de las expectativas de Gartner y Curva de la difusión de la tecnología de Moore.	211
Ilustración 17. Evolución y estado de la modelización a partir del análisis de publicaciones científicas, hitos y la gráfica de expectativas de Gartner.	218

Ilustración 18. Mapa conceptual del software libre y de código abierto	220
Ilustración 19. Visionado de las capas GIS durante la construcción del modelo, mostrando la red hidrográfica, los núcleos de población, los embalses, los límites de la cuenca y los acuíferos.	265
Ilustración 20. <i>Layout</i> del modelo parental tras la inclusión de la red hidrográfica y los embalses.....	268
Ilustración 21. Entrada de la página de notas del nodo "T.Guadiaro", incluyendo así las reglas de gestión del mismo.	270
Ilustración 22. Interfaz de introducción de los datos relativos a los núcleos de población: habitantes, consumo medio, pérdidas en el suministro.....	271
Ilustración 23. Disposición de las unidades hidrológicas, extensión de los acuíferos y nodos en el modelo de la cuenca del Guadalete.	272
Ilustración 24. Ejemplo de transmisión entre nodos (acuífero abasteciendo población) y establecimiento del orden de preferencia.	274
Ilustración 25. Esquema definitivo del Modelo Parental del Guadalete.	278
Ilustración 26. Comparación entre el acoplamiento entre la pluviometría en la estación meteorológica de Zahara y las aportaciones al embalse.	282
Ilustración 27. Pantalla de resultados de la modelización de las aportaciones alcaude desde un Catchment. Primer ensayo.....	283
Ilustración 28. Comparación entre la aportación al embalse medida (azul) y la aportación al embalse calculada (roja) . Primer ensayo.	283
Ilustración 29. Comparación entre las aportaciones al caude reales (medición en estación de aforo) y aportaciones calculadas a partir del modelo. Segundo ensayo.	284
Ilustración 30. Ejemplo de la introducción de variables adicionales para segmentar las medidas de ahorro.	291
Ilustración 31. Situación de la arquitectura del modelo exploratorio.	293
Ilustración 32. Distribución de los puntos de abastecimiento de la zona alta de la cuenca del Guadalete	293
Ilustración 33. Almacenamiento de agua en los acuíferos estudiados en el modelo exploratorio.....	294
Ilustración 34. Volumen almacenado en los embalses en el modelo exploratorio.	295
Ilustración 35. Evolución de almacenamiento del Acuífero Dendrítico de Ronda en los dos escenarios definidos en el modelo exploratorio.....	295

Ilustración 36. Evolución de la demanda urbana anual en Jerez de la Frontera para el modelo exploratorio.....	296
Ilustración 37. Balance de entradas y salidas del embalse de Guadalcaçín. Modelo comunicativo.....	303
Ilustración 38. Entradas y salidas de volumen en el embalse de Guadalcaçín. Porcentaje de tiempo excedido.....	304
Ilustración 39. Evolución del volumen de almacenamiento de los 5 embalses a futuro.	305
Ilustración 40. Comparación entre RCE y necesidades del cultivo aguas abajo del embalse de Guadalcaçín.	305
Ilustración 41. Árbol de escenarios posibles durante una simulación. Fuente propia. .	308
Ilustración 42. Resultado del primer escenario en el modelo de aprendizaje.....	310
Ilustración 43. Resultado de la segunda simulación en el modelo de aprendizaje.....	311
Ilustración 44. Resultado de la tercera simulación en el modelo de aprendizaje.	311
Ilustración 45. Evolución de la simulación en el modelo de aprendizaje a partir de la unión de los tres escenarios.....	312
Ilustración 46. Protocolo de modelización para el desarrollo e implantación de un HADI en la gestión y toma de decisiones de los recursos hídricos.	344
Ilustración 47. Ejemplo de la interfaz del software WEAP.	384
Ilustración 48. Ejemplo de interfaz del software HydroBasin	395
Ilustración 49. Interfaces de trabajo de Aquatool.....	398
Ilustración 50. Módulos que componen el sistema AquaTool.....	399
Ilustración 51. Interfaz de trabajo de Infoworks ICM.....	415
Ilustración 52. Ejemplo de Interfaz del software Infoworks WS	432
Ilustración 53. Ejemplo de la interfaz del software HEC-RAS.....	441
Ilustración 54. Modus Operandi del Software WiMMed	448
Ilustración 55. Modelo conceptual sobre la física de la cuenca.	450
Ilustración 56. Interfaz de trabajo de WiMMeD	451
Ilustración 57. Ejemplo de la interfaz del software HEC-HMS.....	453
Ilustración 58. Ejemplo de modelización con HEC-HMS en una cuenca formada por múltiples subcuencas.....	454

Ilustración 59. Ejemplo de interfaz del software HEC-ResPRM	458
Ilustración 60. Ejemplo de interfaz del software Hec-ResSim	461
Ilustración 61. Interfaz de trabajo del Sistema de Gestión de modelos.....	476
Ilustración 62. Figura del modelamiento HEC-EFM con las zonas de vegetación estacional y las zonas de inundación del río.....	498
Ilustración 63. Ejemplo de visualización de la pantalla sobre propiedades del modelo HEC-EFM.....	499
Ilustración 64. Ejemplo de visualización de la pantalla sobre tablas del modelo.....	501
Ilustración 65. Ejemplo de visualización de la pantalla sobre combo de relaciones del modelo.....	501
Ilustración 66. Ejemplo de interfaz del HEC-EFM Plotter	502
Ilustración 67. Ejemplo de interfaz del HEC-EFM Geo EM.....	503
Ilustración 68. Arquitectura de cálculo de modelos en una VRE (tipo SWIRL).....	505

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Efectos adversos y favorables de los conflictos.....	60
Tabla 2. Definición de los niveles de incertidumbre en función del conocimiento y la conciencia.....	67
Tabla 3. Relación entre Naturaleza y Objeto de la Incertidumbre.....	72
Tabla 4. Ejemplos de la interacción entre la naturaleza de la incertidumbre y el sistema.....	73
Tabla 5. Estrategias para afrontar la incertidumbre desde la gestión.....	81
Tabla 6. Directrices para el desarrollo de escenarios.....	143
Tabla 7. Elementos que se consideran como Buenas Prácticas de Modelización.....	146
Tabla 8. Ejemplos de incertidumbres en función de los sistemas implicados en la modelización.....	161
Tabla 9. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos predictivos.....	172
Tabla 10. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos exploratorios.....	173
Tabla 11. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos comunicativos ...	174
Tabla 12. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos de aprendizaje ...	175
Tabla 13. Matriz de incertidumbre.....	187
Tabla 14. Tabla comparativa entre software libre y código abierto.....	221
Tabla 15. Listado de modelos seleccionados para el análisis, y su disciplina.....	222
Tabla 16. Ejemplo de Matriz de valoración para evaluar la idoneidad de los modelos.....	224
Tabla 17. Matriz de resultados de la evaluación de los modelos.....	229
Tabla 18. Aportaciones medias de cada uno de los tramos de río en la cuenca del Guadalete. Fuente: Plan Hidrológico de la Cuenca Guadalete-Barbate.....	248
Tabla 19. Listado de acuíferos y sus características ubicados en la cuenca del río Guadalete.(1).....	250
Tabla 20. Listado de acuíferos y sus características ubicados en la cuenca del río Guadalete (2).....	251
Tabla 21. Volumen trasvasado entre las cuencas del río Guadiaro y el río Majaceite entre los años 2000-2010.....	254
Tabla 22. Orden de prioridad de los usos.....	257

Tabla 23. Censo de población de los municipios de la cuenca hidrográfica del Guadalete en los años 1991, 2001 y 2011.....	258
Tabla 24. Superficie distribuida por cultivos en la DHGB en el año 2008.....	261
Tabla 25. Listado de tramos de la red hidrográfica del río Gudalete trasladados al modelo	266
Tabla 26. Listado de incertidumbres descubiertas durante el desarrollo del modelo parental, clasificado por sistema de datos, sistema técnico y sistema humano.	279
Tabla 27. Incertidumbres asociadas a los modelos predictivos.	285
Tabla 28. Incertidumbre asociada a los modelos exploratorios.	297
Tabla 29. Régimen de Caudales Ecológicos acordados en el Plan Hidrológico del Guadalete Barbate para el ciclo de planificación 2009-2015.	301
Tabla 30. Incertidumbre asociada a los modelos comunicativos o colaborativos,	306
Tabla 31. Incertidumbre asociada a los modelos de aprendizaje.....	313
Tabla 32. Datos necesarios para el funcionamiento de HEC-HMS.	456
Tabla 33. recopilación los diferentes módulos con los que cuentan los modelos analizados del HEC (Hydrologic Engineering Center).....	463
Tabla 34. Listado de modelos utilizables a partir del CSDMS	478

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es fruto de unos cuantos años de investigación y de muchos años de vida profesional vinculada a la gestión del agua, y por lo tanto no, habría sido posible sin la convergencia, a lo largo de este tiempo, de múltiples factores y personas, que por deferencia, dejaré en el anonimato.

Quiero empezar mostrando mi agradecimiento a la Universidad de Yale, donde estudié gracias a una Beca Fulbright, al entorno y sus personas, porque allí empezó todo.

Profesionalmente, quiero agradecer a mis compañeros en Capita Symonds, IUCN, CENTA y CITIC porque parte de su experiencia ha acabado trasladándose a este trabajo. Lo mismo he de decir de los participantes en los proyectos de investigación en los que he participado durante mi formación doctoral: GESTISEQ, GUADALSEQ, NOVIWAM y SWIRL, por haber compartido conocimientos.

Quiero mostrar también mi agradecimiento al personal de la Secretaría General de Aguas de la Junta de Andalucía, y al de Aguas de la Sierra de Cádiz por sus aportaciones.

Y evidentemente, gracias a Paola, Héctor y Mar, que dais sentido a las cosas.

ABREVIATURAS

Sigla	Significado
BPM	Buenas Prácticas de Modelización
CCA	Capturar-Clasificar-Almacenar
DIST	Decision and Information Support System
DMA	Directiva Marco del Agua
DSS	Decision Support System
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
EIDSS	Environmental Information Decision Support System
ETAP	Estación de Tratamiento de Agua Potable
FOSS	Free Open Source Software
GIRH	Gestión Integrada de los Recursos Hídricos
GIS	Sistemas de Información Geográfica
HADI	Herramienta de Apoyo a la Decisión e Información
IESA	Instituto de Estudios Sociales Avanzados
INE	Instituto Nacional de Estadística
IWRM	Integrated Water Resources Management
MAGRAMA	Ministerio de Agricultura
PEST	Parameter Estimation Tool
PNUMA	Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PPGIS	Public Participation GIS
RCE	Régimen de Caudales Ecológicos
REDIAM	Red de Información Ambiental de Andalucía
ROEA	Red Oficial de Estaciones de Aforo
SAD	Sistema de Apoyo a la Toma de decisiones
SAIH	Sistema Automático de Información Hídrica
SCADA	Supervisory Control And Data Acquisition
SIIA	Sistema de Información Intergada del Agua
TRLA	Texto Refundido de la Ley de Aguas
VR	Virtual Reality
WEAP	Water Evaluation and Assessment Programme
WEF	Water Energy Food

Capítulo 1. INTRODUCCIÓN.

Son las tres de la mañana y el jefe del servicio del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) recibe una llamada telefónica del centro de operaciones. Ha estado lloviendo de manera persistente durante los últimos tres días y hace apenas diez horas que se decidió dejar un retén de vigilancia con instrucciones bien definidas para controlar posibles crecidas. Las previsiones meteorológicas indicaban un receso de las lluvias pero una tormenta en una pequeña cuenca tributaria sin suficiente monitorización está elevando los niveles del embalse aguas abajo y requiere la supervisión y toma de decisión por parte de alguien de más alto rango. El jefe de servicio accede al sistema a través de su teléfono móvil. Comprueba la información, evalúa y toma la decisión de empezar a desembalsar. Tiene un riesgo asociado, pero a su entender es menor que esperar a que la lluvia amaine. De manera automática, se envía una alerta a los alcaldes de las poblaciones afectadas por el desembalse y a protección civil. Son las 3:20h de la mañana y el jefe de servicio del SAIH se viste para dirigirse al centro de control a supervisar de primera mano la gestión del evento. Tardará unos 35 minutos en llegar, pero la primera decisión ya está tomada.

La situación descrita es real¹ y se ha convertido en una escena casi rutinaria en cualquier centro de control del SAIH. Hoy en día, este tipo de decisiones se pueden tomar en remoto. La obtención de datos y la telemetría es mucho mejor, la consulta de los datos se puede hacer prácticamente desde cualquier dispositivo con los permisos adecuados, y todos los protocolos a seguir están automatizados a través de los propios sistemas de información. Los sistemas de apoyo a la toma de decisión permiten minimizar la dependencia del lugar y del tiempo. Pero la decisión sigue estando en manos del gestor.

Para poder asistir correctamente, los sistemas de apoyo a la decisión requieren principalmente de dos cosas: datos fiables y modelos que repliquen de manera lo más fidedigna posible la dinámica de un sistema.

A lo anterior se une la propia complejidad de la gestión de los recursos hídricos. Esta complejidad deriva de múltiples factores: la escala de trabajo tanto espacial como temporal, el marco legislativo, los objetivos de gestión, los intereses de los agentes implicados, rendimientos económicos... De hecho, a diferencia de muchos otros ámbitos de gestión, los problemas a los que se enfrenta un gestor del agua no tienen una única solución. Como en una ecuación indeterminada, las soluciones posibles pueden ser infinitas, y por lo tanto, su objetivo suele centrarse en la consecución de un óptimo más que en la consecución de máximos.

Otras características definitorias de los sistemas hídricos son la incertidumbre y las situaciones definidas por los conflictos. Los paradigmas de gestión actuales no parecen ser capaces de abordar dichas características con solvencia. El establecimiento de marcos normativos, administrativos y sociales, así como el uso de

¹ Mario Andreu Mir, Director Adjunto – Jefe de Explotación de la Confederación Hidrográfica del Ebro, compartió esta historia personal en el transcurso del seminario Hispano-Marroquí sobre gestión del riesgo de inundaciones que tuvo lugar en Castellar de la Frontera (Cádiz) el 19 de diciembre de 2013, dentro del marco del proyecto PRAVEMA.

las mejores herramientas de apoyo a la decisión disponibles, no han conseguido alcanzar el deseado equilibrio entre las necesidades sociales, económicas y ambientales, ni tampoco parece que hayan reducido nuestra vulnerabilidad mediante la preparación y adaptación a los impactos de eventos futuros, como por ejemplo, el cambio climático.

La modelización hidrológica y el uso de los sistemas de apoyo a la toma de decisión se han convertido en las herramientas clave en la planificación y en la justificación de toda acción realizada en el ámbito de la gestión de los recursos hídricos. El auge de estas herramientas se ha debido no sólo a su capacidad computacional, que permite llegar allí donde un equipo de trabajo no llegaría jamás, o a la mejora tecnológica de estas herramientas cada vez más asequibles de usar, sino también al marco normativo vigente. Así, la Directiva Marco del Agua (DMA) ha impulsado de manera indirecta la utilización de la modelización y de los sistemas de apoyo a la decisión. Pero como suele suceder con la tecnología, es fácil confundir el medio con el fin, y por lo tanto, no da la sensación de que el uso de estos sistemas esté contribuyendo a superar paradigmas de gestión tradicionales. No parece que la significativa mejora en la precisión en los resultados venga acompañada de una gestión más eficiente, en términos de satisfacción de las necesidades de los sistemas socio-económico-ambientales, de anticipación a las necesidades futuras y de maximización del bienestar social.

Por tanto, el objetivo del presente trabajo es doble: 1) explorar el papel de la modelización en sentido amplio y de las herramientas de apoyo a la decisión e información (HADIs) en concreto, en la gestión actual de los recursos hídricos; y 2) evaluar su uso potencial en un marco de trabajo en el que la incertidumbre es el principal elemento a gestionar.

Para alcanzar estos objetivos, abordamos la investigación desde un enfoque innovador e interdisciplinar, que entendemos imprescindible. Así, se desarrolla un trabajo sobre modelización, que tradicionalmente ha estado ligada a disciplinas

técnicas, pero con la novedad de construir dicho trabajo a partir de premisas y necesidades que derivan del debate científico y epistemológico que está teniendo lugar en el marco de otras disciplinas que estudian elementos propios de la gestión del agua, como la complejidad, el conflicto y la incertidumbre.

Partimos de la hipótesis de que la toma de decisiones en la gestión de los recursos hídricos es ineficiente porque se basa en un paradigma de gestión inadecuado y/o porque hace un uso insuficiente o conceptualmente erróneo de las herramientas a su disposición.

Para poder resolver dicha hipótesis, necesitamos primero responder las ocho preguntas que se detallan a continuación, que se han representado gráficamente en el siguiente mapa conceptual (Ilustración 1) para exponer el esquema general de trabajo.

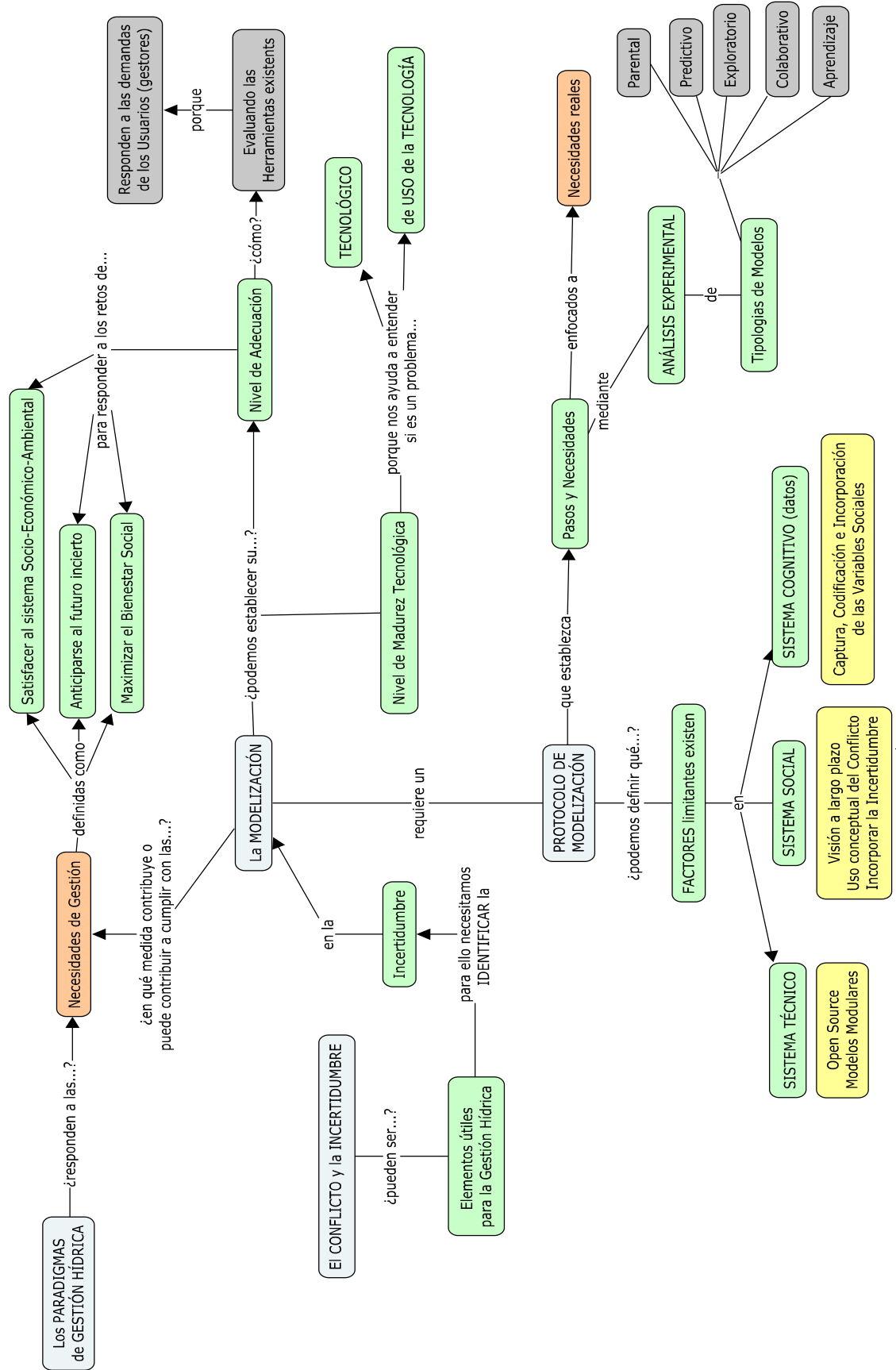


Ilustración 1. Mapa conceptual del planteamiento de las preguntas de la tesis.

PREGUNTA 1: Los paradigmas actuales de gestión del agua, con predominancia de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), ¿responden adecuadamente a las necesidades reales de gestión?

Nuestra hipótesis afirma que no, pero necesita ser confirmada. Para ello, en el capítulo 2, se analizan los tres principales paradigmas de la gestión hídrica en la actualidad: la GIRH, la Gestión Adaptativa y el Nexo Agua-Energía, y se validan en relación al cumplimiento de sus propios objetivos y las necesidades de gestión. Estas necesidades, evidentemente, variarán en función del contexto territorial, pero con carácter general pueden clasificarse en tres: (a) satisfacer las necesidades que surjan en los ámbitos sociales, económicos y ambientales en la cuenca hidrográfica, minimizando el conflicto, (b) anticiparse a la incertidumbre de eventos futuros, como inundaciones, sequías, cambios de legislación o usos del suelo, etc., y (c) maximizar el bienestar social del territorio gestionado en términos de calidad de vida, seguridad alimentaria y energética, entre otros.

6

PREGUNTA 2: El conflicto y la incertidumbre ¿pueden ser elementos útiles para la gestión?

Esta pregunta se aborda en el capítulo 3. Sabemos de la importancia del conflicto y la incertidumbre en la gestión, pero desconocemos si más allá de su impacto, pueden ser elementos útiles para dicha gestión, es decir, si son factores “contra” los que hay que gestionar, o si por el contrario, su estudio y análisis podría ayudarnos a mejorar la gestión.

PREGUNTA 3: ¿En qué medida los modelos contribuyen o podrían contribuir a dar respuesta a las necesidades de la gestión?

En el capítulo 4 abordamos el uso de los modelos en la gestión hídrica desde un punto de vista menos técnico y más multidisciplinar. Este es un capítulo dedicado a entender las bases teóricas y prácticas de la modelización, desde varios enfoques, con el objetivo de entender la naturaleza epistemológica de la modelización. Esta

aproximación teórica nos servirá posteriormente cuando exploremos la modelización con más detalle en los capítulos 6 y 7.

PREGUNTA 4: ¿Es posible identificar la incertidumbre en el proceso de modelización, tanto en la fuente de origen como en los puntos de entrada en el modelo?

Si en respuesta a la pregunta 2 la incertidumbre se identifica como elemento útil en la gestión, entonces conocer la respuesta a esta pregunta nos permitirá hacer un tratamiento adecuado de la incertidumbre cuando ésta aparezca en el proceso, y por lo tanto la modelización será más útil. Para ello, el capítulo 5 se ha dedicado a la gestión de la incertidumbre, su evaluación, técnicas de cuantificación y estrategias relacionadas con su incorporación en los sistemas de apoyo a la toma de decisiones.

PREGUNTA 5: ¿Podemos determinar el nivel de madurez de la tecnología de modelización?

Habiendo evaluado en el capítulo 2 los paradigmas de gestión del agua como posible causa de las dificultades encontradas en los procesos de toma de decisiones, cabe plantearse en qué medida la modelización, tal y como se ha realizado hasta el momento, no es en parte responsable de esta ineficiencia. Por ello, en el capítulo 6 evaluamos los niveles de madurez tecnológica, a través del análisis de la intensidad de aparición de publicaciones científicas sobre la materia, comparando los resultados con la curva del ciclo de vida tecnológica. Ello aparece como un buen indicador de si la citada ineficiencia es debida a la tecnología en sí (incapaz aún de abordar según qué retos) o al uso de la tecnología (es decir, al usar la tecnología por debajo de sus capacidades).

PREGUNTA 6: ¿Podemos identificar el nivel de adecuación de los modelos existentes a las necesidades de la gestión del agua?

Si la tecnología es suficientemente madura, debería ser capaz de facilitar la

consecución de los objetivos de la gestión hídrica. Así, otra explicación a la ineficiencia detectada estaría en el uso de los modelos. Como muchos de estos programas informáticos son comerciales, su diseño y capacidades responden a los requerimientos del usuario (gestor), lo que nos permite establecer la relación entre capacidades tecnológicas y el uso que se espera de la herramienta. El capítulo 6 se ha dedicado también a resolver este aspecto.

Para llevar a cabo este análisis se han elegido 21 paquetes de modelización de los recursos hídricos, agrupados según sus prestaciones: (i) integrados, (ii) urbanos, (iii) hidrodinámicos, (iv) de ventana única, (v) micromodelos, (vi) aguas subterráneas y (vii) requerimientos ambientales. A partir de unos criterios de evaluación previamente establecidos, se realiza un análisis comparado de estos paquetes de modelización, que se contrasta además con la información obtenida a partir del ensayo de versiones demo, sus páginas web y los comentarios de diversos foros especializados como aquaveo, hydraulicmodel.com y el sidneywaterforum.org.au.

8

PREGUNTA 7: ¿Podemos establecer un protocolo de modelización enfocado a las necesidades definidas, tanto de objetivos de gestión como de tratamiento e incorporación de la incertidumbre?

Queda por resolver el uso potencial de la modelización en un marco de trabajo en el que la incertidumbre sea el principal elemento a gestionar. No se trata de plantear si es posible, sino cómo sería posible, o en tal caso, por qué no sería posible. Para ello, en el capítulo 7, se ha abordado el diseño y desarrollo de cinco modelos tipo (parental, predictivo, exploratorio, comunicativo y de aprendizaje) analizando los puntos de entrada de incertidumbre en cada uno de los modelos y las dificultades asociadas a la construcción de dichos modelos con las herramientas actuales. Este ejercicio ha utilizado como base la cuenca del Guadalete, se ha desarrollado con la herramienta WEAP, y ha utilizado datos de múltiples fuentes, como el Sistema Integrado de Información del Agua del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), el Plan

Hidrológico de la Demarcación del Guadalete-Barbate, el Instituto Nacional de Estadística, el Inventario de Regadíos de Andalucía, así como los datos hidrológicos de la Red Oficial de Estaciones de Aforo (ROEA) y el Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH). En este sentido, cabe destacar que no es objeto de este trabajo la mejora o discusión sobre los datos disponibles, que como es sabido podría ser muy amplia. Los datos han sido utilizados tal y como se ofrecen por parte de los organismos oficiales, al ser ésta la forma en que se incorporan en los procesos de toma de decisión en la gestión.

PREGUNTA 8: ¿Qué factores favorecerían el avance de los modelos para su mejor adecuación a los desafíos que enfrenta la gestión del agua?

Por último, es necesario identificar cuáles son las alternativas por las que podemos optar para avanzar hacia una modelización que responda a la necesidades que se plantean en la gestión de los recursos hídricos, con independencia del paradigma en el que dicha gestión se enmarque.

El trabajo concluye con una propuesta de potenciales líneas de investigación, alineadas con los resultados obtenidos.

Capítulo 2. PARADIGMAS DE LA GESTIÓN DEL AGUA

“Efectivamente, Eutidemo; lo que es escaso, es precioso. El agua, en cambio, no cuesta nada, a pesar de ser lo mejor; como dice Píndaro”

Platón (Eutidemo, 304b).

2.1 SOBRE LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

11

La gestión de los recursos hídricos es una gestión de conflictos. Para ser más precisos, la gestión de los recursos hídricos en un país de clima mediterráneo en el siglo XXI debe ser una gestión enfocada a la anticipación a los posibles conflictos que la competitividad por el acceso a un agua de calidad en cantidad suficiente pueda generar. La distribución heterogénea de la pluviometría, el desequilibrio geográfico de la población, e incluso la desincronización o desacoplamiento de las necesidades de riego con la disponibilidad hídrica natural hace aún más compleja la tarea de gestionar una cuenca hidrográfica, y de manera indirecta, todos aquellos recursos y actividades que dependen del agua.

La problemática en la gestión del agua es algo generalizado. Mientras la población mundial se ha triplicado durante el último siglo, en el mismo periodo de

tiempo el consumo de agua se ha multiplicado por seis². Esto ha venido acompañado asimismo por un cambio significativo en los patrones de consumo: el regadío ha pasado a consumir una media del 70%, la industria un 20% y el abastecimiento urbano un 10% (Gourbesville 2008a). Pero aún más relevante es el hecho de que este incremento en el uso y consumo del agua han venido acompañados de un elevado coste medio ambiental: acuíferos agotados o salinizados, humedales desaparecidos o no funcionales, ríos discontinuados, etc. Como consecuencia, se ha minimizado la capacidad de resiliencia de los sistemas naturales (y por lo tanto su capacidad para aportar bienes y servicios ecológicos) y hemos aumentado nuestra vulnerabilidad a los riesgos ambientales. Un último indicador de esta generalización del problema es el cambio de escala de la gestión, que está migrando del ámbito local al supranacional (Stoa 2014).

12 En las últimas décadas, se ha hecho cada vez más evidente que los problemas hídricos de un país, o de una cuenca a los efectos de la gestión, ya no pueden resolverse con la participación en exclusiva de los profesionales del agua y las administraciones creadas *ad hoc* (Tortajada 2014). Los problemas hídricos resultan estar cada vez más conectados y entrelazados entre disciplinas, a lo que hay que añadirle consideraciones sociales, económicas, ambientales, legales y políticas, a diferentes escalas regionales, nacionales o internacionales. Muchos de los conflictos asociados al agua se han convertido en excesivamente grandes, complejos e interconectados como para ser manejados por una sola institución, o una sola disciplina científica, independientemente de la autoridad otorgada y de los recursos asignados, el conocimiento técnico, la capacidad de gestión, el nivel de apoyo político o social y todas las buenas intenciones que los integrantes de dicha institución pudieran tener (Biswas 2008).

² <http://www.worldwatercouncil.org/es/biblioteca/archives/water-crisis/>

Parte de este conflicto recae en que el agua es un recurso de gran interés para cualquier sociedad en su conjunto. Los seres humanos hemos necesitado de los recursos hídricos para desarrollarnos en nuestro entorno, y aún ahora dependemos de la integridad de los sistemas naturales para ello, ya que estos proveen bienes y servicios que necesitamos para nuestra supervivencia (Jewitt 2002). Este tipo de bienes y servicios van desde lo tangible a lo intangible. El beneficio de los cauces fluviales como canales de transporte de agua se puede equiparar al coste de construcción y mantenimiento que supondría un canal desde cabecera con colectores en cada uno de los afluentes (Cook and Spray 2012; Heal 2000). Más difícil de calcular es el servicio que ofrecen las llanuras de inundación en la atenuación de los impactos de avenidas, o los humedales en los procesos de depuración natural, pues muchos de los beneficios son inmateriales, tales como vidas humanas, reducción de enfermedades, etc. Inherente a la integridad de los sistemas naturales y a los bienes y servicios que estos aportan, están muchos de los aspectos que persigue la gestión hídrica, como el acceso a agua para abastecimiento y riego o la protección ante riesgos naturales, por citar dos.

No obstante, esta visión del recurso hídrico estrechamente vinculado al ecosistema es relativamente reciente. Tradicionalmente, la gestión de los recursos hídricos se ha realizado de manera “unidimensional”, respondiendo a necesidades muy concretas, tales como el abastecimiento urbano o el regadío (Allan 2005; Biswas 2004; Nhapi et al. 2005). Estas estrategias de gestión aparecen en aquellos momentos específicos en los que una civilización determinada se ve obligada a hacer frente a una necesidad cuyo vector principal es –generalmente– la presión demográfica. Prueba de estos modelos de gestión son los canales de riego encontrados en Ur y Babilonia (3500-3500 AC), los sistemas de saneamiento y depuración de Harappa, Mohenjio-Daro y Rakhigarh en el valle del Indus, los sistemas de recolección de aguas de lluvia de la civilización Maya o los sistemas de abastecimientos de la Roma antigua que comprendían presas, acueductos, baños y fuentes públicas y canales de drenaje (Bond et al. 2013). Incluso, en el nivel de la gestión podemos encontrar la

instauración de sistemas administrativos y de vigilancia, como demuestra no sólo la existencia del tribunal de las aguas de Valencia, sino también la existencia en el mundo andaluz de la figura del *alamín*, o juez de riegos (Box Amorós 1992).

Evidentemente, la presión ejercida de manera local por una población moderadamente elevada (como en los ejemplos citados) tuvieron un impacto relativo sobre el sistema hidrológico y no es equiparable a la situación actual, en la que múltiples sectores compiten por el recurso, y en la que poblaciones ciertamente alejadas del recurso, física y psicológicamente, pueden generar un impacto mayor que las comunidades locales.

La complejidad de la gestión de los recursos hídricos en la actualidad no genera dudas, y parece lógico que sea un tema controvertido. A la escala temporal de los ciclos hidrológicos (patrones de sequías e inundaciones, por ejemplo) debemos sumarle la escala espacial, que va desde la delimitación geográfica del ámbito de acción (por ejemplo, entendiendo la cuenca hidrológica como unidad de gestión de los recursos hídricos), a la socioeconómica (como por ejemplo a través de los flujos de agua virtual generados en el comercio de productos agrícolas), pasando por la político-administrativa. Esta última escala, por ejemplo, puede implicar a diferentes organismos independientes que comparten un mismo territorio pero diferentes dimensiones del recurso, como podría ser el caso de la prevención de inundaciones y la ordenación del territorio, íntimamente ligados pero cuya gestión y toma de decisiones –en España por lo menos– dependen de organismos independientes y no siempre alineados.

En la última década, al calor de la Directiva Marco del Agua (DMA), aunque no explícitamente promovida por ella, se ha podido comprobar un ascenso en el uso de Sistemas de Apoyo a la Decisión (SAD) por parte de las entidades implicadas en la gestión del agua, principalmente los organismos de cuenca, pero también empresas de abastecimiento y comunidades de regantes. Si bien los primeros modelos en el campo de la hidrología datan de principios de la década de los años 70 (Andreu and

Sahuquillo 1987; England 1973; Hass 1971; NTIS 1982; Taylor 1973; Wilson 1973), éstos solían centrarse en la problemática de un solo sector que solían solucionarse de manera igualmente efectiva sin la necesidad de dichos sistemas.

A principios del siglo XXI la complejidad de la gestión hidrológica se había incrementado considerablemente con la aparición de nuevos actores, la multiplicidad de las competencias de las administraciones y con el reconocimiento de las necesidades de los ecosistemas hídricos como restricciones al uso del agua. Por su parte, la tecnología había mejorado lo suficiente y las obligaciones marcadas por la DMA ofrecieron la oportunidad para la implantación y uso de este tipo de tecnologías. Parece evidente pensar que sin los SADs hubiera sido prácticamente imposible realizar todos los estudios necesarios para la redacción de los planes hidrológicos de cuenca en el periodo de ciclo hidrológico marcado por la DMA, es decir, 6 años.

Sin embargo, a pesar de encontrarnos en una era en la que el tiempo medio de respuesta tecnológica a un problema está por debajo de los 10 años (ver apartado 6.1.1.), los problemas asociados a la gestión del agua no parecen remitir. A pesar de usar mejores herramientas para la toma de decisiones, las inundaciones son cada vez más recurrentes (Natural Resources Conservation Service 1986), el acceso al agua potable y al saneamiento básico es prácticamente nulo en algunas partes del mundo y los conflictos entre los agentes interesados han incrementado (United Nations 2005). Todo esto a pesar de trabajar bajo el paradigma de la gestión integrada, disponer de mejores herramientas y más precisas, y por lo tanto, estar mejor preparados para tomar decisiones.

Todo ello nos hace plantear si la toma de decisiones en la gestión de los recursos hídricos es ineficiente porque se basa en paradigmas de gestión inadecuados y/o porque hace un uso insuficiente o conceptualmente erróneo de las herramientas de apoyo a la toma de decisiones, y en ese caso qué pasos sería necesario dar para conseguir una gestión eficiente de los recursos hídricos a través del uso de dichas

herramientas.

Como argumentaremos más adelante, el paradigma predominante en la actualidad en la gestión de los recursos hídricos, la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH o IWRM³), es terriblemente ambiciosa en sus objetivos, y carece de los mecanismos de evaluación empírica y de demostración científica, que evalúen la consecución de los mismos. Como “concepto nirvana” (Molle 2008) tiene unos ideales a los que nadie se puede negar, pero que en la práctica son difíciles de demostrar o en todo caso se han demostrado antagónicos, como el uso que se hace del concepto de sostenibilidad (por ejemplo, a pesar del deseado equilibrio socio-económico-ambiental, no se puede turbinar agua en una presa sin que haya un impacto en la fauna piscícola aguas abajo). Como resultado, los principios de la GIRH pueden llegar a encorsetar la gestión de tal manera que acaba tomando decisiones ineficientes. Es decir, en este caso, las decisiones tomadas serían ineficientes a causa del paradigma, y no a causa de las herramientas.

16

Por su parte, las herramientas han alcanzado un nivel de madurez estructural y de eficiencia computacional que ha permitido mayor nivel de detalle en los resultados, generando un incremento del nivel de confianza en los gestores. Este nivel de confianza, como elaboraremos en el próximo capítulo, puede resultar en excesivamente optimista, pues a la mayor disponibilidad de datos y de mejor calidad se añade también un incremento de las fuentes de incertidumbre. Estas fuentes de incertidumbre, ocultadas anteriormente tras los errores estructurales y de datos, no pueden ser minimizadas, tratadas o incorporadas en el análisis a partir del uso tradicional de las herramientas de apoyo a la toma de decisión. En este sentido, las decisiones tomadas serían ineficientes a causa de las herramientas, y no a causa del paradigma. En cualquier caso, no es osado suponer que la gestión de los recursos

³ Integrated Water Resource Management

hídricos podría mejorarse a partir de una acción combinada entre una redefinición del paradigma hacia objetivos más pragmáticos y una optimización en el uso de los modelos, herramientas de toma de decisión y herramientas similares.

2.2 SOBRE LOS PARADIGMAS EN LA GESTIÓN DEL AGUA

2.2.1 Introducción teórica a los paradigmas

En su ensayo sobre la estructura de las revoluciones científicas (Kuhn 1999), Thomas Kuhn define el paradigma como el consenso científico en:

- (a) Lo que se observa y se estudia,
- (b) El tipo de preguntas que deben plantearse y las respuestas obtenidas en relación a la materia de estudio,
- (c) Cómo se estructuran estas preguntas, y
- (d) Cómo deben interpretarse los resultados.

Así pues podemos entender que el paradigma es el marco de trabajo en el que se encuadra una disciplina científica en un determinado momento de la historia. Por ejemplo, entre los siglos II al XVI el paradigma de la astronomía era el modelo ptolemaico, un modelo geocéntrico donde las órbitas de los planetas eran esféricas y no elípticas. La aceptación del paradigma condicionaba el resto de planteamientos, de manera que la interpretación de los resultados anómalos que no se ajustaban a las órbitas esféricas no derivaron en una nueva teoría sobre las órbitas elípticas, sino que para seguir respetando el paradigma, se propuso un movimiento planetario de doble esfera, que se mantuvo hasta que nuevas preguntas y nuevos resultados no encontraron respuesta en forma de teoría dentro del paradigma. La visión de Kuhn es que las revoluciones científicas tienen lugar cuando se encuentran anomalías que no pueden explicarse mediante el paradigma universalmente aceptado y a través del cual se han realizado progresos significativos anteriormente. Por lo tanto, el paradigma no es simplemente una teoría, sino una visión global –y sus implicaciones– aceptada por una comunidad, y que por lo tanto no sólo define la manera las preguntas a realizar sino también la manera adecuada de realizarlas e

interpretar los resultados. Un paradigma es, por lo tanto, el precursor de la formulación de un problema, la teoría, la hipótesis, la modelización y la descripción e interpretación de los resultados.

Así pues, un paradigma de gestión hace referencia a un conjunto suposiciones sobre la naturaleza del sistema que debe ser gestionado, los objetivos para gestionar dicho sistema y los mecanismos con los que esos objetivos son alcanzados. El paradigma es compartido por una comunidad epistemológica de actores involucrados en la generación y uso de conocimiento relevante, y puede ser identificado a partir de la construcción de infraestructuras, enfoques de planificación, normativas, prácticas ingenieriles, modelos, etc... (Pahl-Wostl et al. 2010). En el caso de la gestión de los recursos hídricos, los paradigmas pueden referirse al rol de los ecosistemas como suministradores de servicios ecológicos y su importancia en la calidad de vida de la sociedad, frente a la visión antropocentrista de finales del siglo XIX en la que se entendía que la naturaleza debía ser domada y sus recursos puestos al servicio de los humanos.

18

En este sentido no está de más que recordemos el modelo de Khun del desarrollo científico, para identificar si se dan las condiciones necesarias para una revolución científica que derive en un cambio de paradigma. Estos son los pasos que Khun identifica:

- i. Ciencia inmadura: se caracteriza por una serie de escuelas y subescuelas de pensamiento que aún no son ciencia porque no tienen un paradigma común. Es típico de nuevas disciplinas en las que en sus inicios, sin suficientes datos empíricos, aparecen diversas interpretaciones sobre un mismo fenómeno, sin poder rebatir o aceptar plenamente ninguna de ellas.
- ii. Ciencia normal: basada firmemente en una o más realidades científicas pasadas (experiencias y datos empíricos), realizaciones que alguna comunidad científica particular reconoce, durante cierto tiempo, como fundamento para su práctica posterior.
- iii. Crisis científica: se genera a partir de la aparición de anomalías que no se pueden explicar, a partir de un paradigma ya establecido.

- iv. Revolución científica: la aparición de un nuevo paradigma. En esta situación es común ver a parte de la comunidad científica revisando el paradigma antiguo para intentar explicarlo a partir de otras teorías (revisiónismo), mientras que la otra parte trata de resolverlo con nuevas teorías.
- v. Ciencia extraordinaria: a partir de las anomalías que se podían explicar a partir del paradigma predominante, se produce una crisis que ocasiona la proliferación de otros paradigmas, y que posteriormente mediante un consenso científico se reducirán a uno solo que dará inicio a la ciencia normal hasta que se repita el ciclo.

A partir de esto podemos deducir algunas de las condiciones necesarias para que haya una revolución científica: la existencia de anomalías que no se puedan explicar a partir del paradigma dominante, la existencia de paradigma(s) alternativo(s) que aporte(n) teorías nuevas y la existencia de consenso científico por parte de un grupo representativo de la comunidad científica.

2.2.2 Evolución de la gestión moderna de los recursos hídricos

El paradigma que prevalece en la gestión de los recursos hídricos en la actualidad es el de la gestión integrada⁴ de los recursos hídricos. Si bien en la actualidad es un concepto fuertemente institucionalizado a través de organismos como el Banco Mundial, IUCN⁵, GWP⁶ o INBO⁷, y por múltiples agencias internacionales de desarrollo, el concepto de la IWRM fue inicialmente desarrollado

⁴ El vocablo "integrado" se utiliza a menudo en España como sinónimo del Ciclo Urbano del Agua, que comprende principalmente las actividades de saneamiento y depuración de las aguas, pero no el resto del ciclo hidrológico. En la literatura en español rara vez se utiliza el acrónimo GIRH (posiblemente debido a la confusión anteriormente citada), siendo más utilizado el acrónimo IWRM (del inglés, Integrated Water Resources Management).

⁵ The International Union for the Conservation of Nature

⁶ Global Water Partnership

⁷ International Network of Basin Organizations

por científicos de las disciplinas medioambientales, ingenieros y economistas a finales de la década de los 70 como respuesta a los resultados negativos obtenidos en las políticas hídricas anteriores (Allan 2003). Estas políticas, por ejemplo, no consideraban que las diferentes demandas sectoriales pudieran ser competitivas, y cuando lo eran, una de las demandas desaparecía a favor de otra que se consideraba prioritaria para el desarrollo. Tal era el caso de las demandas ambientales prácticamente inexistentes hasta principios de la década de los 70. Sin embargo, a pesar de ser un término con apenas 3 décadas de vida, el concepto de la integración no es nuevo, sino que de hecho es la recuperación de un concepto que ya se encontraba presente en las políticas hídricas de principios del siglo (Solanes and Gonzalez-Villarreal 1999).

20 Históricamente podemos argumentar que la gestión de los recursos hídricos a gran escala siempre ha implicado de manera inherente una visión integrada del problema, pero carecía del conflicto. En el desarrollo de grandes imperios como el romano o el maya, la gestión del agua –a pesar de ir enfocada a un solo sector– requería indudablemente de una visión holística del problema. La derivación de agua a través de un acueducto sin duda tenía implicaciones aguas abajo, pero la magnitud de la extracción no era causa de conflicto. Sin embargo, ante la aparición del conflicto, las soluciones propuestas se abordaban considerando las diferentes necesidades, como por ejemplo en el diseño de las lagunas de depuración mayas. El conflicto pues, es condición *sine qua non* para la gestión integrada (Pahl-Wostl 2007).

La historia moderna de la gestión de los recursos hídricos se inicia con la llegada de la revolución industrial, que genera un cambio de paradigma en el uso del agua en el mundo occidental (Molle, Mollinga, and Wester 2009). Los sistemas productivos requieren un mayor y más variado input de materias primas. El desarrollo económico anima el desarrollo social, y la percepción social de la naturaleza migra hacia posiciones antropocentristas. Intelectualmente, el siglo XIX vio florecer la ciencia como la conocemos en la actualidad, basándose en el

empirismo, especialmente en el ámbito de las ciencias de la naturaleza. En el sector del agua, los avances progresivos en los campos de la química, saneamiento, la hidráulica, la topografía, la geología y la hidrología aportaron significativamente al conocimiento del ciclo hidrológico, y fue la semilla para el desarrollo de los movimientos higienistas, el desarrollo industrial y el diseño de regadíos (Molle 2009). Poco a poco la sociedad empezó a entender que no sólo se podía domar a la naturaleza, sino que se la podía poner a trabajar para su propio beneficio. Esta visión queda plasmada en la frase atribuida a Mendizábal que dice que “España no será rica mientras los ríos desemboquen en el mar”. Cabe notar que en el Plan Nacional de Regadíos de 1902 (IGTH 1902), la visión integrada ya se puede intuir, a través de comentarios referentes a las compatibilidades de usos aguas arriba o la descripción que hace de los embalses no sólo como reservas de agua para usos múltiples, sino también para la protección contra avenidas (Abellán Contreras 2014).

2.2.3 Los detonantes de la gestión moderna

Así pues, la combinación de tres factores derivaron en la gestión de los recursos hídricos característica del siglo XX: el resurgir científico del siglo XIX, el desarrollismo colonial y las mejoras tecnológicas (Molle et al. 2009). Por un lado, el desarrollo de las ciencias relacionadas con la agricultura llevó a un entusiasmo por el denominado “riego científico” y a una percepción asociada de que el hombre podría dominar la naturaleza. Esta revolución científica encontró además el apoyo de sectores menos reformistas a través de mensajes que enlazaban los desarrollos con textos bíblicos, como la creación del edén en el desierto y parábolas similares.

Por otro lado, el inicio del siglo XX trajo consigo una reestructuración del colonialismo, que permitió a países como Gran Bretaña aplicar nuevos modelos de explotación de los recursos. Un claro ejemplo es el tratado del Nilo (*Nile Waters Agreement*), firmado en 1929 entre Egipto y el resto de países de la cuenca del Nilo, que en aquel momento se encontraban bajo protectorado británico. En este tratado se estipulaba que no se podría efectuar en el río Nilo ninguna obra que redujera el

volumen de agua que llegara a Egipto, considerando cualquier intento de alterar el estatus del Nilo como un acto de guerra⁸. Este acuerdo, contemporáneo del recrecimiento de la presa de Asuán, la cuarta en volumen del mundo con 153km³, es difícil de entender desde las necesidades de abastecimiento de la población de Egipto, cuyo censo de población en 1927 no alcanzaba los 15 millones de habitantes⁹, sino que atendía principalmente a las necesidades de producción agrícola, en particular cultivos de algodón, de los que la Gran Bretaña era importadora. El tratado, que tenía sin duda una visión integradora del recurso por causas de control y protección, está en fase de revisión desde 2004 bajo los principios de la IWRM demandados por los países damnificados por el tratado de 1929. En cualquier caso, esta visión colonizadora del territorio en pos de la modernidad, del desarrollo o del comercio, hizo bandera de la gestión hidráulica.

22 En última instancia, la visión científica vio también sus frutos en el desarrollo tecnológico, especialmente en el campo de la electricidad. Mientras los campos tenían necesidad de agua, las ciudades tenían hambre de electricidad, de manera que la construcción de presas, además de controlar avenidas y almacenar agua para el riego, eran también fuentes de energía (Molle et al. 2009). De esta manera, tanto el medio rural como el urbano vieron satisfechas sus necesidades.

2.2.4 La aparición de las hidrocracias

Para poder entender los diferentes paradigmas del agua, es necesario mencionar una última característica de los inicios de la gestión hidráulica moderna que no sólo tiene su relevancia en los modelos de gestión, sino también en la resistencia a la hora de consolidar nuevos paradigmas: las burocracias hidráulicas o hidrocracias.

⁸ http://news.bbc.co.uk/1/hi/spanish/science/newsid_3541000/3541829.stm (consultado el 19 de Abril de 2015)

⁹ http://es.wikipedia.org/wiki/Demograf%C3%ADa_de_Egipto

Con el auge de la gestión hidráulica se empezaron a instaurar una serie de organismos e instituciones que tenían como objetivo velar por los objetivos nacionales vinculados a la gestión del agua, y que de hecho adquirieron un rol importante en la construcción de las naciones respectivas. Tal es el caso del conocido *Tennessee Valley Authority* que se erigió como agente recuperador de la Gran Depresión Americana. Este tipo de organismos pueden tener responsabilidades gestoras, científico-técnicas y/o presupuestarias, y su poder está en relación con el presupuesto asignado, el volumen de personal empleado y el equipamiento utilizado para sus intervenciones (Molle et al. 2009). Con el tiempo, su poder se consolida gracias a las sinergias que se establecen entre los burócratas del agua, la clase política a diferentes escalas, los bancos de desarrollo (o sus equivalentes a escala local) y los principales agentes locales beneficiarios (compañías eléctricas, comunidades de regantes, empresas constructoras, etc...). La actitud generalizada es la de entender su autoridad como incuestionable y su modelo de gestión ausente de crítica, lo que deriva en una resistencia a cualquier cambio de paradigma, a pesar de ser conocedores del cambio de contexto y necesidades sociales.

Estas instituciones adquirieron su poder durante la etapa de la misión hidráulica, aposentándose en su conocimiento técnico y casi exclusivo y en dotaciones presupuestarias difíciles de contestar, fuera por su supuesto valor en el desarrollo económico o por el inasumible coste de vidas a proteger con infraestructuras de defensa. Y es precisamente a partir de la adquisición de este conocimiento por parte del resto de actores y la sociedad civil (principalmente pero no exclusivamente en materia de medio ambiente), y de la dependencia de fondos externos (por ejemplo, a través de la Unión Europea), que las burocracias hidráulicas se han visto obligadas a permeabilizarse antes los nuevos paradigmas de gestión.

2.3 PARADIGMAS EN LA GESTIÓN MODERNA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.

2.3.1 La misión hidráulica

Tony Allan describe los 5 paradigmas de la gestión del agua que explican cómo ha evolucionado la gestión hídrica en el siglo XX (Allan 2003).

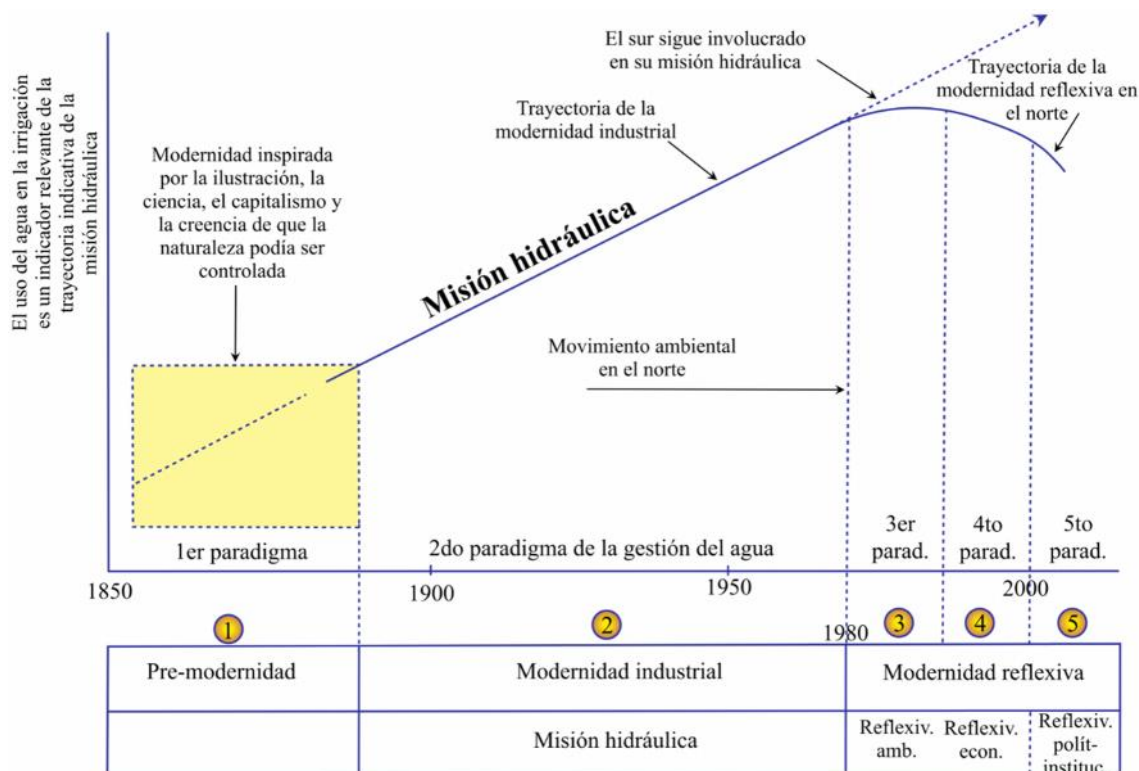


Ilustración 2. Evolución del consumo de agua en la agricultura durante el paradigma de la misión hidráulica.

Adaptado de Fuente: Allan (2003)

En primer lugar, define el paradigma asociado a las comunidades pre-modernas, que disponían de una capacidad técnica u organizativa limitada, y que en el caso de España abarcaría aproximadamente desde la gestación de la ley de aguas de 1879 hasta la instauración de las Confederaciones Sindicales Hidrográficas (CH Ebro en 1926) y el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Pública (CEDEX), fundado en 1933, como cuerpos gestores y técnicos especializados. Cabe recordar que durante este periodo tienen lugar los debates sobre la titularidad de las aguas y la intervención del estado en las obras hidráulicas, o el primer plan de regadíos, que

estuvo vigente de forma “provisional” desde 1902 hasta 1926 (Moreno 1922).

El segundo paradigma es el de la modernidad industrial. En el sector del agua, son las ideas de la ilustración, la capacidad de la ingeniería, la ciencia y las iniciativas de inversión del Estado y el sector privado los que caracterizan la modernidad industrial, que se manifestó en lo que se ha denominado la “misión hidráulica” a partir de mediados del siglo XX. Esta etapa se caracteriza por un aumento indiscriminado de la capacidad de regulación de las cuencas, especialmente mediante la construcción de embalses acompañado de una transformación equivalente de tierras de secano a regadío, en el que el agua se entiende como moneda de cambio para el progreso.

Las ideas que sustentaban la modernidad industrial (que hacía uso del medio ambiente para desarrollarse) se pusieron en duda durante los años 1960-1970, en lo que se ha dado a conocer como la modernidad reflexiva, y es la fase de declive de lo que se entiende como misión hidráulica. Derivada especialmente por los impactos ambientales generados por la reducción de los caudales circulantes y la contaminación causada por la intensificación de aquellas actividades favorecidas por la misión hidráulica, en particular la agricultura, en los países desarrollados (T. Allan, 2003) en el sector del agua la respuesta reflexiva está compuesta por un período de solapamiento entre tres paradigmas de gestión del agua. Esta fase fue testigo de una reducción del uso del agua en la agricultura en varias economías semiáridas industrializadas - Australia, California, Arizona e Israel, así como de los primeros estudios de determinación de caudales ecológicos, como la metodología IFIM-PHABSIM, que vinculaba los caudales circulantes con el hábitat disponible para una especie objetivo, buscando así un equilibrio entre el caudal necesario para la vida piscícola y el caudal explotable.

2.3.1.1 Los paradigmas de la modernidad reflexiva.

La *modernidad reflexiva* incluye tres paradigmas: la *reflexividad ambiental*, la

reflexividad económica y la reflexividad político-institucional.

El tercer paradigma (la reflexividad ambiental) se define por el cambio de prioridades de asignación y gestión del agua, inspirados en la conciencia ambiental del movimiento ecologista. Este activismo logró persuadir a los gobiernos de la necesidad de asignar agua para el medio ambiente y reducir las asignaciones a la agricultura. Queda como ejemplo la fundación de la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (EPA¹⁰) a finales del año 1970, en respuesta a este paradigma.

El cuarto paradigma (reflexividad económica) fue inspirado por los economistas que defendían el valor económico del agua y su importancia como insumo económico escaso. Estas ideas cogieron fuerza a principios de 1990, en parte al calor de la GIRH, en parte como contribución pura de agencias multilaterales de desarrollo como el Banco Mundial. Este paradigma se basa en el principio ambiental de que “el que contamina paga” y justifica la asignación de precios del agua como mecanismo para paliar las ineficiencias en la gestión del recurso (Huppert 2013).

26

Los paradigmas reflexivo (ambiental) y económico están todavía vigentes, de alguna manera incorporados en el ideario de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Allan argumenta sin embargo, que en la actualidad están siendo complementados por un nuevo quinto paradigma, que se basa en la noción de que tanto la asignación del recurso como la gestión del agua son de hecho procesos políticos (Allan 2003). Este enfoque es especialmente relevante para la GIRH, el paradigma resultante de la evolución anteriormente citada. Fundamentos de la gestión hidrológica, tales como el principio de unidad de cuenca y los fundamentos económicos relacionados con el valor del agua, como por ejemplo el principio de recuperación de costes, ya están incluidos en los artículos 3 y 9 de la Directiva Marco

¹⁰ http://en.wikipedia.org/wiki/United_States_Environmental_Protection_Agency

del Agua (EC 2000).

Pero las demandas de la GIRH van más allá del mero reconocimiento del valor ambiental y económico del agua, y de la planificación ingenieril y las intervenciones económicas. El quinto paradigma identifica la gestión de los recursos hídricos como un proceso intensamente político, porque los usuarios del agua tienen intereses que no quieren ver afectados por intervenciones que puedan contradecir su seguridad o *status quo*. Dar prioridad a la asignación de agua con un ojo en la economía en general, y dar prioridad a la inversión para reducir los impactos ambientales, entrará en conflicto con las preocupaciones inmediatas de los usuarios del agua. El quinto paradigma ha presentado alternativas y mecanismos, que incluyen la participación, la consulta y las instituciones políticas inclusivas para permitir la mediación de los conflictos de intereses de los usuarios del agua y de los organismos que gestionan el agua.

El proceso político inclusivo de la reflexión político-institucional requiere que los intereses de la sociedad civil, la jerarquía (gobierno), los movimientos sociales (ONG) y el sector privado estén incluidos en el discurso político y en la toma de decisiones.

2.3.2 La capacidad adaptativa de la sociedad

Tanto la misión hidráulica como el resto de paradigmas anteriormente expuestos tienen como eje argumental el recurso hídrico y su asignación. A partir de ellas Anthony Turton hace una interpretación del paradigma de la misión hidráulica expuesta por Allan que merece atención. Mientras Allan se centra de alguna manera en los procesos políticos e históricos que generaron o catalizaron los consecutivos paradigmas, Turton pone su foco en la necesidad de que, para que estos cambios tengan validez, es necesaria una adaptación por parte de la sociedad, o aún más, que es la propia sociedad la que demanda esos cambios al no obtener una respuesta positiva desde la gestión (Turton 1999). No son paradigmas exclusivos, sino enfoques sensiblemente diferentes del mismo suceso. Hasta llegar al momento actual, define

los siguientes pasos:

1. Gestión de la oferta (maximizar la disponibilidad del recurso).
2. Gestión de la demanda (eficiencia en el uso).
3. Eficiencia en la asignación.
4. Adaptación a la escasez total.

Desde la visión del agente encargado de implantar la visión de la gestión de los recursos hídricos, las tareas realizadas durante la primera etapa del paradigma de la *maximización del recurso* se centraron casi en exclusiva en la gestión de la oferta, a través principalmente de las infraestructuras de potabilización de agua de boca y el abastecimiento a regadíos. Esta visión de Turton es además extemporánea, ya que desvincula los cambios de paradigma con una época del siglo XX y la vincula más al hecho de que tenga lugar un suceso en particular; es decir pone el énfasis en el proceso para que sucedan las cosas, y no tanto en el hecho de que sucedan. Así, el siguiente paradigma es la *gestión de la demanda*, y este no tendrá lugar hasta que el paradigma de la gestión del abastecimiento haya llegado al límite. Posibles indicadores de esto son la sobreexplotación de los acuíferos, la ineficacia de los nuevos embalses (que ya no haya una ubicación adecuada para más embalses, la relación coste vs. beneficio de la explotación de nuevas fuentes de agua crece de manera exponencial...), etc. Mientras este primer paradigma no se demuestre agotado, el paso al paradigma de la gestión de la demanda no será completo. Esto explicaría por qué algunos países parecen estancados en políticas “desarrollistas” a pesar de las muestras de agotamiento que presenta ese modelo de gestión hídrica.

La gestión de la demanda se caracteriza por una serie de políticas de ahorro que van desde las mejoras tecnológicas a actividades de concienciación del usuario que fomentan cambios en los patrones de consumo. Esta fase se solapa con las fases de reflexión ambiental y económica descritas por Allan. El éxito de estas políticas depende en gran medida de la cantidad y calidad de la información que disponga la sociedad.

El siguiente paso del paradigma, *la asignación eficiente*, tiene lugar cuando la

gestión de la demanda es insuficiente para responder a todas las necesidades, y se hace obvio que, en base a principios económicos (vinculado al paradigma de la reflexividad económica) un recurso escaso debe ser asignado allí donde ofrezca un mayor rendimiento, aunque no se especifique si ese rendimiento debe ser económico, social o ambiental. Un ejemplo de esto son los bancos de agua, que persiguen flexibilizar la distribución de las asignaciones del recurso hacia usos temporalmente más eficientes a nivel económico. Sin embargo, la asignación eficiente tiene como objetivo la redistribución del recurso más allá de los parámetros económicos.

El último elemento de la adaptación social descrita por Turton es la *adaptación a la escasez total*. Bajo esta perspectiva, la sociedad es consciente de que los niveles de explotación de los recursos hídricos, unido a la variabilidad climática, ofrece unos escenarios en los que más que gestionar el recurso, debemos enfrentar el riesgo, y para ello es necesario implantar medidas de adaptación.

2.3.3 Paradigmas emergentes en la gestión del agua

La existencia de ineficiencias en la gestión del agua, y sobre todo en la incapacidad de resolver los conflictos asociados en tiempo y forma, ha derivado a la aparición de nuevos paradigmas de gestión de los recursos hídricos que abordan aquellos aspectos que la GIRH es incapaz de responder o responde de manera deficiente.

2.3.3.1 Gestión Adaptativa del Agua

La gestión adaptativa surge del reconocimiento de que, a pesar de que las interacciones entre las personas y los ecosistemas son inherentemente impredecibles, hay que poner en marcha medidas de gestión (Johnson 1999). La gestión adaptativa es un proceso para hacer frente a la incertidumbre centrada en un modelo de aprendizaje donde la toma de decisión no se realiza únicamente para gestionar, sino también para aprender de forma explícita sobre los procesos y mecanismos que rigen el sistema (Medema, McIntosh, and Jeffrey 2008; Pahl-Wostl and Hare 2004; Tabara

and Pahl-wostl 2007).

La gestión adaptativa ha sido descrita como "un enfoque integrado, multidisciplinario y sistemático para mejorar la gestión, aprendiendo de los resultados de las políticas y prácticas de gestión" (Pahl-Wostl et al. 2010). En otras palabras, la gestión adaptativa consiste en el diseño e implementación de programas de gestión que ofrecen la posibilidad de experimentar y comparar las políticas y prácticas seleccionadas. Esta comparación se lleva a cabo a través de la evaluación de hipótesis alternativas sobre el sistema, que se traducen en planes y acciones que son evaluados y monitoreados con el fin de probar su efecto en dicho sistema. En base a estos resultados, la hipótesis y suposiciones se adaptarán con el objetivo de mejorar el marco de gestión global (Medema et al. 2008). La intención es que este proceso se repita cíclicamente para garantizar un aprendizaje continuado. En otras palabras, es un modelo de aprendizaje aplicado a la gestión de recursos hídricos, que se practica con carácter de anticipación a la incertidumbre.

30

En la producción de conocimiento para una mejor gestión de los recursos hídricos, la gestión adaptativa propone el siguiente protocolo (Medema et al. 2008):

- Trasladar el conocimiento casual a una hipótesis;
- anticipar los efectos que tendría la gestión;
- experimentar activamente mediante el tratamiento de las acciones de gestión como pruebas de estas hipótesis;
- mantener un registro de ese conocimiento y los resultados de la acción de gestión;
- comparar los resultados de la acción con el conocimiento casual, con el objetivo de aprender y de adaptar las decisiones de gestión;
- integrar los conocimientos de múltiples disciplinas.

Con todo esto, la gestión adaptativa tiene como objetivos principales: aumentar el ritmo y la frecuencia con la que los responsables políticos y los gestores adquieren conocimientos acerca de las relaciones del sistema; mejorar la eficacia de las decisiones a través de la comprobación iterativa y sistemática de las hipótesis y de la

calidad de los datos disponibles; mejorar los flujos de información entre los responsables y los agentes interesados; y crear una visión compartida entre los científicos, gestores y agentes interesados.

Sin embargo, a pesar de la lógica experimental tras el enfoque de la gestión adaptativa de los recursos hídricos como herramienta para ayudar a la toma de decisiones en la gestión de sistemas naturales complejos, lo cierto es que las ventajas propuestas no siempre se han logrado (Walters 1997) y que hay dificultades en la aplicación práctica para demostrar la validez del enfoque de este paradigma. En parte esto surge porque al ser un proceso de aprendizaje, los estudios se han centrado más en los procesos que en los resultados, pero en otros casos (O'Donnell and Galat 2008) su implantación se ha visto limitada por las necesidades de gestión basadas en otros paradigmas (IWRM) o por incorrecta puesta en práctica. Así por ejemplo los citados por Walters (1997), entre los que se encuentran:

- Un exceso de perfeccionismo científico que deriva en rediseñar continuamente los modelos en vez de probarlos en el campo.
- El elevado coste y riesgo asociado a la experimentación a gran escala, lo que suele ahuyentar a los gestores.
- El temor por parte de científicos y gestores a que la gestión adaptativa afecte su credibilidad, ya que no es el paradigma predominante en la gestión del agua, y pone en evidencia, aunque de manera constructiva, la existencia de carencias en el conocimiento.

2.3.4 El WEF-Nexus Approach

Otro paradigma que parece surgir en la última década en la gobernanza del agua es el denominado WEF¹¹-Nexus Approach (Nexo Agua-Energía-Alimento). Como en toda terminología de paradigmas emergentes, no existe aún una definición

¹¹ Water-Energy-Food

consensuada del concepto, aunque a menudo se presenta como la integración bajo la perspectiva de la gobernanza de múltiples elementos sectoriales tales como la energía, el clima, el agua y la producción de alimentos (Benson, David; Gain, Animesh K.; Rouillard 2015). El paradigma parte de la evidencia de que estos cuatro sectores mencionados (agua, energía, clima y seguridad alimentaria), junto con los recursos naturales en los que se aposentan, están imbricados y los que sucede en uno de ellos, en cualquiera de sus planos económico, social, ambiental, etc., tiene implicaciones en el resto.

Este enfoque guarda cierta similitud con el enfoque en los inicios de la gestión integrada de cuencas donde la construcción de infraestructuras y la instauración de la unidad de cuenca tenía como objetivo gestionar el agua para asegurar la producción energética y agrícola necesaria para mejorar la calidad de vida del territorio. La diferencia principal radica en que el WEF-Nexus examina las relaciones e interdependencias de los recursos naturales, sus transiciones y flujos entre compartimentos y escalas espaciales. En vez de simplemente mirar a los componentes individuales, se toma especial consideración en el funcionamiento, productividad y gestión del sistema en su conjunto. Los defensores de este paradigma destacan que el WEF-Nexus puede mejorar la seguridad hídrica¹², alimentaria¹³ y energética¹⁴, y conseguir una reducción de las compensaciones (e intermediarios) a partir de la creación de sinergias y mejorando la gobernanza entre sectores.

¹² De acuerdo con los Objetivos del Desarrollo del Milenio, la seguridad hídrica se define como “el acceso sostenible a agua potable y a servicios básicos de saneamiento”.

¹³ La FAO define la seguridad alimentaria como la “disponibilidad y acceso a comida nutritiva, segura y suficiente para cubrir las necesidades diarias y preferencias para un estilo de vida activo y saludable”.

¹⁴ Las Naciones Unidas define la seguridad energética como el “acceso a servicios energéticos asequibles, limpios y fiables para cocinar, calentar, iluminar, comunicaciones y usos productivos”.

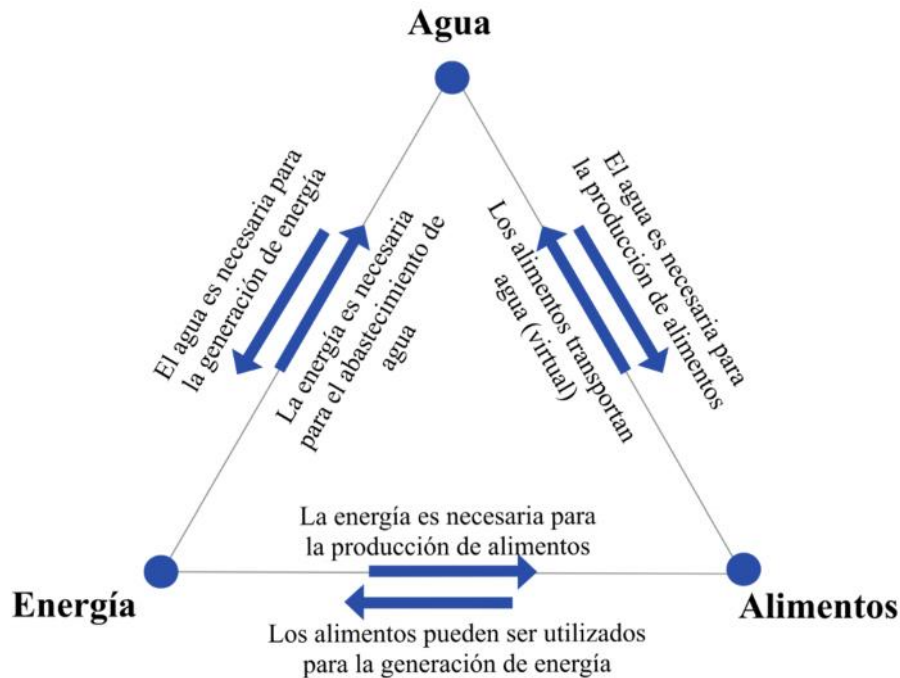


Ilustración 3. Triángulo de equilibrio del WEF-Nexus .

Adaptado de (Hoff 2011)

2.3.4.1 Razonamiento detrás del WEF-Nexus

El principal razonamiento de partida es la falta de seguridad alimenticia de una parte de la población mundial, en la que se estima que alrededor de 1.000 millones de personas pasan hambre, a pesar de los niveles de desarrollo alcanzados. Igualmente existe acceso precario al agua potable, al saneamiento y la energía. Además, en la necesidad o deseo de desarrollarse, los recursos naturales han sido sobreexplotados hasta el punto de que muchos ecosistemas ya no pueden proveer servicios (ecosistémicos) asociados.

Este factor se ve agravado por cuatro elementos con cierto peso en la gestión de los recursos hídricos: el incremento en la demanda de estos recursos y de los servicios ecosistémicos asociados, el cambio climático, que independientemente de cuál sea la magnitud de su impacto, incrementará la presión sobre mencionados recursos, y por lo tanto hará el territorio más vulnerable, el incremento del metabolismo urbano (ciudades más grandes que demandan mayor cantidad de recursos) y la globalización, cuyo impacto se prevé en un incremento de la escasez hídrica regional

a través de las transacciones de agua virtual, es decir, del agua asignada a la producción de unos productos determinados, y por lo tanto no asignados a otros (generando además un coste de oportunidad) y que se escapan del territorio al venderse a regiones fuera de la demarcación hidrográfica.

En su análisis, los defensores de este paradigma destacan la interdependencia existente entre agua, alimento y energía, y los recursos naturales que los sostienen, identificando acciones mutuamente beneficiosas, y mostrando el marco transparente e informado en el que suceden las compensaciones y sinergias que satisfacen las demandas sin afectar a la sostenibilidad. Para ello, el WEF-Nexus persigue los siguientes principios básicos:

- (a) Invertir para mantener los servicios ecosistémicos
- (b) Crear más con menos.
- (c) Facilitar el acceso a aquellos más necesitados.

Una de las críticas que se le puede hacer al WEF como paradigma son las lagunas de conocimiento. Este aspecto –como veremos más adelante– es una fuente habitual de incertidumbre, y por lo tanto de duda tanto en la implantación de sistemas como en la toma de decisiones. Estas lagunas, no exclusivas de este paradigma, son:

- Datos y enfoque sobre la sostenibilidad de los recursos hídricos. Cuando los objetivos de gestión compiten entre sí es imposible alcanzar un consenso satisfactorio socialmente o eficiente económicamente.
- Datos sobre el impacto de la producción hidroeléctrica y otros desarrollos en los sistemas acuáticos.
- La relación entre caudal y estado ecológico no está establecida (a pesar de los intentos de los caudales ecológicos).
- Se desconoce el uso consuntivo del sector energético. Solo se conoce parte del ciclo agua-energía.
- La productividad agrícola se calcula en kg o kcal, pero nunca teniendo en cuenta valores nutricionales.
- Falta más investigación en la productividad energética en la agricultura.

- No existe un marco de aplicación e interpretación de la huella hídrica.
- Estimaciones del impacto de la escasez energética.
- Falta de claridad en los mecanismos de implantación.

En conclusión, el WEF-Nexus como paradigma apunta aspectos interesantes que deberían abordarse en la gestión de los recursos hídricos, pero faltan datos y estudios que respalden sus teorías y por otro lado, ofrecen una batería muy interesante de indicadores (diagnóstico) que no viene acompañada de las herramientas funcionales de aplicación del paradigma (prescripción).

2.4 LA GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS COMO PARADIGMA

El paradigma clásico de la gestión hídrica fue derivando hacia los principios de la GIRH, aunque en ese momento no estuviera etiquetada como tal, a partir del instante en que la misión hidráulica dejó de satisfacer con regularidad la condición ideal de tener la cantidad adecuada de agua de buena calidad en el lugar y la momento necesarios (Droogers and Bouma 2014). A medida que el modelo anterior demostró no sólo no ser infalible, en términos de hacer frente a las necesidades para la que estaba diseñado, sino que además empezó a generar “daños colaterales”, es decir, empezó a afectar a usos y agentes en un principio externos a la gestión hídrica, surgieron nuevas propuestas, de las que han perdurado básicamente (a) la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH), nacida de una visión donde el eje de la gestión sigue siendo el recurso agua, y (b) la gestión adaptativa, nacida en el seno de la ecología y la gestión de los ecosistemas, y cuyo eje de gestión es más el contenido que el continente.

Así pues, es importante recalcar qué es y qué no es la GIRH, pues en este proceso de adaptación a las nuevas necesidades ha sido fácil caer en las etiquetas que anunciaban la promesa de una solución inmediata. Así, por ejemplo, hemos podido ver cómo se habla de un cambio de gestión del suministro a una gestión de la demanda. Este cambio es muy significativo ya que entiende la gestión del agua como la gestión de un riesgo y por lo tanto decide actuar en el lado “controlable” de la

ecuación. Sin embargo, la gestión de la demanda sigue entendiendo el agua como un recurso de uso directo por el ser humano, y por lo tanto obvia otros aspectos estrechamente vinculados a la gestión integrada del agua como por ejemplo, la gestión del territorio y la multifuncionalidad del recurso. Del mismo modo, el concepto de gestión adaptativa se ha llegado a utilizar como sinónimo de GIRH, al ser un modelo integrado y multidisciplinar válido para afrontar la incertidumbre vinculada a los recursos naturales (Jeffrey and Gearey 2006).

2.4.1 Una definición sobre la GIRH.

La Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) surge como respuesta a los fallidos intentos de cubrir las necesidades de todos los actores de la cuenca hidrográfica, y a menudo también las necesidades de agentes externos a la misma, tal y como sería el caso de los trasvases. Ligado al paradigma del desarrollo y a la planificación racional, la capacidad de ofrecer un suministro de agua asegurado y un sistema de tratamiento de las aguas residuales efectivo, ha sido en muchos casos el eje central de políticas nacionales enfocadas a preservar la sanidad pública, la producción de alimentos y por lo tanto el desarrollo económico. En algunos casos, el sector hídrico se ha posicionado al mismo nivel estratégico que los sectores energéticos y de transporte (Jeffrey and Gearey 2006) e inevitablemente ha quedado vinculado a la urbanización, agricultura intensiva, desarrollo industrial, etc., retornando recientemente a la conservación de los ecosistemas. Es evidente que con una capacidad de influir en tanto y tan variados sectores, y siendo un recurso escaso, tanto en condiciones de calidad como cantidad, cualquier modelo de gestión de los recursos hídricos se ve abocado a buscar respuestas y dar soluciones a las necesidades y a las oportunidades ofrecidas por cada uno de los sectores, y ofrecer aquellas soluciones que generen una mayor eficiencia en su uso.

El concepto tiene su origen en el primer cuarto del siglo XX con la creación de lo que hoy se conocen como autoridades de cuenca o confederaciones hidrográficas, como la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHEbro 2009), inaugurada en 1926,

o el Tennessee Valley Authority (TVA 2010), inaugurada en 1933. Ambas se crean bajo unos principios de gestión hidráulica enfocados a considerar diferentes aspectos del territorio, si bien ambas persiguen de manera exclusiva la explotación del recurso como mecanismo de desarrollo económico, es decir, integrando pero con un solo objetivo en su gestión. No es hasta finales de la década de los 70, en la Conferencia de Mar de Plata (1977) cuando la gestión hídrica aparece en la escena internacional. Dicha relevancia se traduce en el establecimiento de la década de los 80 como Década Internacional del Agua, y culmina con la Conferencia de Dublín de 1992, con la comunidad internacional adoptando los siguientes principios para el uso sostenible de los recursos hídricos (Burton 2003):

- El agua es un recurso finito y vulnerable, esencial para el mantenimiento de la vida, el desarrollo y el medio ambiente;
- El desarrollo y la gestión del agua debe basarse en un enfoque participativo, involucrando a usuarios, planificadores y responsables de las políticas en todos los niveles;
- Las mujeres desempeñan un papel central en el suministro de agua, la gestión y la conservación;
- El agua tiene un valor económico en todos sus usos competitivos y debe ser reconocida como un bien económico.

Asimismo, el capítulo 18 de la Agenda 21, adoptada en la Cumbre de Río de 1992, trata en detalle el tema del agua, definiendo tres objetivos que atañen de alguna manera a la calidad en la gestión del agua: Mantener la integridad de los ecosistemas mediante la protección de los ecosistemas acuáticos de la degradación a nivel cuenca hidrográfica; proteger la salud pública, incluyendo el agua potable y el control de vectores de enfermedades; el desarrollo de los seres humanos.

A partir de ese momento, los principios de Dublín y Río se fueron incorporando en el discurso internacional hasta constituir la base para el debate sobre la gestión de los recursos hídricos en la actualidad. La década de los 90 vio la creación de varias organizaciones internacionales cuyas metas son la promoción de dichos principios y

objetivos: la Water Supply and Sanitation Collaborative Council (WSSCC), el Global Water Partnership (GWP), la Red Internacional de Organismos de Cuenca (RIOC), el World Water Council (WWC), la Oficina Internacional para el Agua (IOW), y el Secretariado Internacional del Agua (ISW), por nombrar algunas. También derivó en normativa *ad hoc*, como la Directiva Marco del Agua (EC 2000), transpuesta a la legislación nacional de todos los estados miembros de la Unión Europea, y que en la actualidad se encuentran ya en el segundo ciclo de planificación hidrológica.

Uno de los organismos anteriormente mencionados, el Global Water Partnership, es el que propuso la definición de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos aceptada por la mayoría de la comunidad de profesionales del agua: la GIRH es un proceso que promueve el desarrollo y la gestión coordinada del agua, su territorio y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar económico y social resultante de manera equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales (GWP 2000).

38

Esta definición pretende englobar todos los objetivos anteriormente mencionados y por lo tanto, algunos organismos como UNEP¹⁵ consideran que su aplicación contribuye de manera significativa a diversos aspectos clave para el desarrollo tales como la adaptación al cambio climático, la mitigación de los riesgos naturales, la seguridad alimentaria, la reducción de riesgos sanitarios, el mantenimiento saludable del medio ambiente acuático, la colaboración entre la gestión de las aguas continentales y costeras, el uso de infraestructuras hídricas sostenibles, la colaboración entre la gestión hídrica y del territorio, la colaboración en la planificación transfronteriza y la gestión del binomio agua-energía (Hassing et al. 2009).

Uno de los principales objetivos de la GIRH es promover la coordinación e

¹⁵ United Nations Environmental Program, o Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

integración como mecanismo para alcanzar una gestión hídrica más holística y mejorar la sostenibilidad del recurso. En sus argumentos la gestión integrada de los recursos hídricos se postula como enlace para comprender las necesidades humanas y los ecosistemas y sus interacciones, y como elemento para gestionar las actividades en la cuenca hidrográfica de manera que promueva el desarrollo sostenible, es decir, que mejore la calidad de vida sin interrumpir el ciclo del agua (Jonker 2002). De manera similar al concepto de sostenibilidad, la GIRH no es un fin sino el proceso continuo para equilibrar y compensar hacer compensaciones entre diferentes objetivos y puntos de vista de manera informada.

2.4.2 Objetivos de la GIRH

Los principios de Dublín son;

- I. El agua dulce es un recurso vulnerable y finito, esencial para mantener la vida, el desarrollo y el medioambiente.
- II. El desarrollo y la gestión del agua deben estar basados en un enfoque participativo, involucrando a usuarios, planificadores y realizadores de política a todo nivel.
- III. La mujer juega un papel central en la provisión, el manejo y la protección del agua.
- IV. El agua posee un valor económico en todos sus usos competitivos y debiera ser reconocido como un bien económico.

A partir de estos cuatro principios se desarrollaron los diferentes objetivos de la GIRH:

- Múltiples usos. El agua es un recurso para beber y lavarse, pero también es necesario para la subsistencia.
- Gestión holística. Tanto la oferta como la demanda de agua se deben considerar al crear estrategias de gestión.
- Múltiples perspectivas. El agua es un bien económico, social y ambiental.
- Enfoque participativo. Las comunidades locales deben ayudar a tomar decisiones sobre sus recursos.

- La participación de las mujeres. El papel de la mujer en la recogida, distribución y gestión del agua debe ser reconocido.

Una de las principales críticas nace de la ambigüedad en el lenguaje utilizado, y en la falta de concreción de cómo alcanzar esos objetivos tan abiertos, que son tan deseables como poco concluyentes en relación a la mejora de la gestión. Es evidente que, no sólo las comunidades locales sino cualquier persona interesada, debe tener la posibilidad de participar en la toma de decisiones de la gestión hídrica (parte de esta tesis doctoral se centra en la importancia de estos procesos participativos para minimizar la incertidumbre en los procesos de modelización, como ya veremos), pero dicha participación no tiene por qué derivar en un resultado óptimo y consensuado. Igualmente, el reconocimiento de los múltiples usos del agua es necesario, pero la priorización de los usos de dicho recurso en una cuenca sobreexplotada puede derivar en resultados igual de ineficientes.

40

A menudo los defensores de la IWRM argumentan que estos son objetivos de alto nivel, pero esta afirmación deriva en que entonces son objetivos no operativos que dependerán de cómo el organismo de cuenca pertinente lo traslade a la práctica. En sí mismos, los documentos elaborados por el promotor principal del paradigma, el GWP, están escritos en un lenguaje más político que técnico (tal vez por ello haya penetrado con mayor facilidad a nivel de normativa) que dan por fácilmente conseguibles a través de la implantación de la GIRH, (desde el punto de vista político que no técnico), la pobreza, reducción de las enfermedades, la igualdad o la sostenibilidad ambiental (Breu, Guggenbichler, and Wollmann 2008; Jønch-Clausen 2004), entendida esta última como el equilibrio entre las necesidades sociales, ambientales y económicas. Este tipo de argumentos tan magnánimos reducen la credibilidad técnica, tanto por no ser refutables como difícilmente abordables, por lo menos, desde la perspectiva exclusiva de la gestión hídrica.

En cualquier caso, estos objetivos tan generales se pueden ver reflejados en una serie de principios que se pueden observar a partir del análisis de múltiples proyectos

basados en la GIRH, tanto a nivel de gestión como a nivel normativo como es el caso de la Directiva Marco del Agua. Algunos de estos principios que se mantienen de forma constante en estos proyectos son (Alcácer 2012; Hassing et al. 2009; Jeffrey and Gearey 2006):

- La GIRH debe ser aplicada a escala de cuenca hidrográfica.
- Es fundamental la integración de la gestión del agua y del medio ambiente.
- Se debe seguir un enfoque ecosistémico.
- La plena participación de todas las partes interesadas, incluidos los trabajadores y la ciudadanía.
- Debe presta atención a las dimensiones sociales.
- Capacitación y formación.
- Disponibilidad de información y la capacidad de utilizarla para anticiparse a los sucesos.
- Recuperación de costes combinado con subvenciones específicas.
- El apoyo del gobierno central a través de la creación y el mantenimiento de un entorno propicio, como soporte a la gestión local.
- La adopción de las mejores tecnologías y prácticas existentes.
- La financiación fiable y sostenible.
- La asignación equitativa de los recursos hídricos.
- El reconocimiento del agua como un bien económico.
- El fortalecimiento del papel de la mujer en la gestión del agua

Sin duda alguna, aún sin ser suficientemente descriptiva, aporta mayor coherencia técnica.

2.4.3 Una visión crítica de la GIRH.

Como ya se ha comentado, la GIRH y su derivada de la gestión integrada de cuencas se han convertido en la línea principal de pensamiento en la gestión hídrica. Y se ha llegado a ella de manera natural, no forzada, como respuesta a modelos de gestión que se han demostrado ineficientes ante la aparición de diferentes conflictos.

Tras los principios de la conferencia de Dublín de 1992 y la Agenda 21 de la Cumbre de Río ese mismo año quedó clara la necesidad de migrar hacia un modelo de gestión que integrase todos los aspectos de la gestión hídrica. Las implicaciones de estos principios han sido varios, desde la reforma institucional en algunos países (principalmente en vías de desarrollo) a enmiendas de políticas y legislativas en otros como la Unión Europea a través de la Directiva Marco del Agua. La GIRH y la planificación a escala de cuenca aparecen en la actualidad como el consenso aceptado por ONGs, expertos, bancos internacionales de desarrollo y agencias multilaterales, a pesar de que algunos autores duden de la efectividad del enfoque o simplemente de cómo puede convertirse en algo operativo (Biswas 2008; Molle 2009). Esta visión crítica se puede clasificar en cuatro pilares: su proximidad a un “concepto nirvana”, la dificultad de definir una escala de trabajo adecuada, la irrefutabilidad de sus principios dentro del marco del método científico y las dificultades propias de la transferencia de resultados y replicabilidad de las experiencias.

2.4.3.1 Concepto nirvana

Por “concepto nirvana” entendemos aquel concepto en el que se sustenta un marco general, de acción o decisión, que promueve o fortalece unas determinadas narrativas (creencias, efectos causales...) y que legitima esquemas o modelos específicos de políticas o gestión. Este tipo de conceptos aparecen en un momento determinado para tipificar un enfoque o una “solución”, y se caracterizan por adquirir vida propia con el tiempo, alimentándose del contexto y justificándose a sí mismos (Molle 2008). Los conceptos nirvana no aparecen de manera espontánea, sino que en el contexto apropiado de descontento generalizado y una combinación de redes de interés, ideologías y poder, emergen como la imagen ideal hacia la que el mundo debería encaminarse. Es por ello que puede parecer paradójico que siendo un concepto cuyas bases se establecen en el primer cuarto del siglo XX, la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos como marco de gestión haya arraigado de tal manera sólo recientemente. Este éxito recae sin duda no sólo en la aparición de

conflictos y por lo tanto de nuevos actores en la escena de la gestión de los recursos hídricos, sino en el hecho de que la GIRH aglutina y se alimenta a su vez de todos los elementos de un concepto nirvana, prometiendo un futuro indudablemente mejor, la solución a todos los problemas del agua, y generando unas expectativas ciertamente difíciles de cumplir.

Los conceptos nirvana, a pesar de ser idealizaciones del futuro, no se definen a partir de los deseos de los actores, sino que se construyen como una imagen en negativo de la realidad. Así, en el caso de la GIRH, frente al modelo de gestión previo –e ineficiente– en el que las decisiones se tomaban de manera unilateral, se aboga por la toma de decisiones participativa; ante la identificación de los costes asociados al desarrollo industrial o agrario, principalmente en relación a la contaminación, la idea del desarrollo sostenible emerge como elemento conciliador entre las partes capaz de alinear intereses, disolver disputas y e internalizar costes; asimismo, el concepto de buena gobernanza aparece en contraposición de la gestión ineficiente, corrupta y en algunos casos discriminatoria.

En cualquier caso, es necesario matizar esta visión casi apocalíptica del concepto, ya que en cualquier caso, la GIRH evoluciona a partir de la percepción totalmente acertada, y científicamente demostrada, de que la gestión hídrica se ha efectuado de una manera fragmentada, no integrada, donde la conectividad longitudinal, transversal y vertical del recurso con su entorno no se han tenido en cuenta, las interacciones entre sectores y ecosistemas han sido obviados y determinados sectores han sido favorecidos en pos del desarrollismo definido al criterio unos pocos. En cualquier caso, para que sea efectiva y creíble, la GIRH debe afianzarse en la aplicación práctica con hitos alcanzables, evaluables y transferibles y evitar la vertiente idílica basada en promesas sobre metas, sino inalcanzables, sí cuestionables.

2.4.3.2 La escala de trabajo

Otro de los aspectos más controvertidos de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, tal y como se ha promulgado desde las entidades desde las entidades promotoras como el GWP, IUCN o el Banco Mundial, es la escala de trabajo.

La literatura existente relativa a la gestión de los recursos hídricos hace énfasis en dos prescripciones básicas (Moss 2012). La primera, denominada el principio de unidad de cuenca, se centra en el uso de la cuenca hidrográfica como la escala de trabajo apropiada para organizar la gestión hídrica, ya que tanto las fuentes del recurso como los usos existentes en la cuenca están interrelacionados. La segunda, denominada principio de administración única, se focaliza en la necesidad de crear estructuras de gestión *ad hoc*, que centralicen las políticas, programas y actividades que tienen lugar dentro de los límites de la cuenca. Como los límites administrativos rara vez coinciden con los de la cuenca, las estructuras administrativas para la toma de decisiones correspondientes a esa escala han sido inexistentes (Blomquist et al. 2005). Esta afirmación sobreentiende de alguna manera que de encontrarnos con una cuenca cuyos límites administrativos coincidieran por completo con los límites hidrogeográficos de la cuenca, el organismo encargado de la gestión de la misma habría sido creado con antelación a la aparición de la GIRH, conduciendo a pensar que la manera natural de gestionar el recurso es a través del territorio que lo contiene. Sin embargo, en la divisoria geográfica que la gestión de las cuencas tiene a simple vista, existen varios factores que cuestionan su contribución a facilitar la gestión.

Uno de los objetivos que persigue la creación de organismos de cuenca es la de aglutinar todos los actores implicados y hacer converger sus necesidades a través de la gestión integrada de la cuenca, superando así los efectos no deseados de tratar las unidades de recurso de manera independiente cuando están evidentemente ligadas. La visión de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos es que dicha gestión integrada se implemente a través de algún tipo de autoridad u organismo de cuenca

o incluso a través de la coordinación de agencias existentes. Este tipo de prescripciones no son exclusivas de la gestión hídrica; recomendaciones similares provienen del planteamiento de la gestión integrada de ecosistemas respecto a otros recursos como los espacios naturales o los bosques.

Los principios de unidad de cuenca y de gestión a través de una autoridad con responsabilidad exclusiva han prevalecido casi de manera dogmática como pilares en la implantación y puesta en marcha de la GIRH (Del Moral and Do Ó 2014). Ambos principios están respaldados por lo que podríamos denominar una lógica teórica. Sin embargo, la realidad ha demostrado la existencia de una brecha entre teoría y práctica, pues los resultados de implantación de dichos principios no han derivado en los resultados de integración esperados. Como sucede en muchos conceptos nirvana, muchos partidarios de estos principios ignoran esta brecha y, de ahí el dogmatismo, defienden el principio de unidad de cuenca y el de autoridad de gestión culpando a la existencia de regímenes de gestión preestablecidos o a la falta de madurez o capacidad de los actores a la hora de cooperar.

Lo cierto es que ambos principios adolecen de cierta inconsistencia en su formulación. La unidad de cuenca permite sin duda establecer un marco idóneo para el inventariado de los recursos, especialmente necesario en las primeras fases del desarrollismo hidrológico en el que fue necesario asegurar tanto la producción de alimentos como la generación de electricidad. La unidad de cuenca cumple sin duda los objetivos de planificación necesarios para alcanzar un nivel de desarrollo únicamente a partir de los recursos disponibles. Pero al elevar esta planificación a la gestión territorial, identificamos la disparidad existente entre la unidad geográfica de la cuenca y la socioeconómica.

Un ejemplo de esto lo encontramos en la producción hortícola de la región de Murcia, en la cuenca del río Segura y el resto de huerta murciana (Instituto de Fomento Región de Murcia 2015), en lo que se puede entender como una administración influenciada evidentemente por factores que superan los límites de

la cuenca. La región murciana, con una media de pluviometría escasamente por encima de los 300 mm anuales, exporta 2,6M de Tm de producción hortícola de las 3,3 producidas en total, es decir, casi el 80% de la producción. De acuerdo con el concepto de huella hídrica (Hoekstra and Hung 2005) y agua virtual (Allan, Merrett, and Lant 2003), al necesitar asignar un volumen de recurso hídrico para producir alimentos, al exportarlos no sólo estamos exportando el producto sino también el agua que se utilizó para producir, y que por lo tanto no se utilizará en el lugar donde dicho producto se consume. Se podría argumentar que esta salida de la cuenca de este recurso es equiparable a la evapotranspiración que forma parte del ciclo hidrológico característico de toda cuenca. Sin embargo, esta fuga de recurso no se da por causas naturales sino por motivos socioeconómicos, que exceden de los límites predeterminados de la cuenca. Tal es el caso, que a medida que estas exportaciones se hacen económicamente más relevantes, agentes externos a la cuenca (los consumidores finales del producto¹⁶ pueden llegar a influir en las necesidades y actitudes de los usuarios reales del recurso.

46

El planteamiento de la cuenca hidrográfica como unidad de gestión se ha ido posicionando en los últimos años a través de la GIRH, que la entiende no sólo como necesaria para la buena gestión sino que además justifica el segundo pilar que es la creación de los organismos de cuenca. Por otro lado, predomina la idea de que la cuenca como unidad integradora tiene un componente natural, obviando que los ecosistemas no se estructuran en función de las divisorias de aguas sino de parámetros más dinámicos y globales como puede ser la climatología y la edafología, por citar dos.

Claramente, los recursos hídricos dentro de una cuenca están relacionados entre sí, de la misma manera que están entrelazados con el resto del territorio y otros

¹⁶ <http://www.munoz.co.uk/>, visitada el 16 de agosto de 2011

recursos naturales. Tanto el aprovechamiento como el estado de cualquier recurso natural ubicado en una cuenca hidrográfica pueden, y probablemente lo harán, afectar al resto de recursos. La idea de la cuenca hidrográfica como unidad apropiada para la planificación y gestión se remonta finales del siglo XIX, pues los aspectos de interés público, como lo son los recursos hídricos, no debían dejarse a la consideración de unos pocos.

Lo cierto es que, aunque la gestión integrada de cuencas viene siendo recomendada desde mucho tiempo atrás, y que los defensores de esta idea consideran que es la base para la creación de nuevos procesos de toma de decisiones integradas y comprensivas, en la que se respeta el principio de equidad en la gestión del agua (una muestra más del concepto nirvana) no existen evidencias sobre cómo desarrollar y aplicar políticas y programas de manera exitosa en base a la cuenca como unidad de gestión (McGinnis 1999), ni tampoco de lo contrario.

Dichos defensores de la gestión integrada a nivel de cuenca concluyen que esta dificultad en la gestión radica bien en la ausencia de organismos de cuenca encargados de elaborar y aplicar políticas y programas en la escala apropiada, o bien en que dichos organismos carecen de la jurisdicción apropiada, pues sus responsabilidades no han sido transferidas y se encuentran diseminadas entre múltiples organismos, a menudo sectoriales preexistentes. Esta consolidación de funciones a favor de los organismos de cuenca es coherente con los principios de gestión defendidos, pero choca con las funciones de otros organismos de gestión que proveen servicio a espacios administrativos de mayor ámbito.

Evidentemente, las cuencas hidrográficas ofrecen unos límites físicos reales, inamovibles e independientes de cualquier reorganización administrativa que pudiera suceder, pero no tiene en cuenta ni la disparidad entre la divisoria geográfica de las aguas superficiales y subterráneas, ni la dimensión espacio-temporal de los ecosistemas. Definir la cuenca como escala de trabajo focaliza la gestión del agua en la producción de aquellos activos que están también ligados al territorio, como son

la producción de alimentos y la producción (hidro)eléctrica. Pero a nivel administrativo, la gestión de los recursos puede o no establecerse a partir de la estructura territorial. Hacerlo generará unas ventajas y desventajas que el gestor deberá sopesar y decidir, pero no tendría por qué afectar a los resultados de la gestión, si realmente se aplican los principios de gestión integrada.

2.4.3.3 Irrefutabilidad e Hidrocentricidad

Una crítica generalizada a la GIRH es la irrefutabilidad de sus principios dentro del marco del método científico y las dificultades propias de la transferencia de resultados y replicabilidad de las experiencias. Se podría argumentar que más que un fallo en el paradigma es un error de interpretación del mismo, pero lo cierto es que a pesar de argumentarse como un proceso científico (es decir, basado en ciencia) no se aplica siguiendo los principios básicos del método científico. Las acciones se proponen como axiomas y no como hipótesis, y rara vez se acompañan de evaluaciones externas de los resultados en comparación con los objetivos inicialmente marcados.

Un último argumento crítico respecto a la GIRH se refiere al posicionamiento teórico sobre la que se aposenta dicha gestión. Tradicionalmente los modelos de gestión hídrica han sido hidrocentristas, es decir, se han basado en procesos orientados a entender y predecir la asignación y gestión del recurso agua. Parece inicialmente lógico pensar que la escasez de un recurso aboga por su gestión y optimización de su uso, pero este tipo de práctica ha demostrado ser contraproducente en la gestión del agua. En parte por la simplicidad de sus argumentos, ya que al ser un recurso único, vital y sin sustituto, si el recurso disponible tiende a cero, el siguiente paso natural no es el conflicto sino la confrontación, y si bien es cierto que existe documentación histórica probada de los conflictos armados vinculados a la disponibilidad hídrica, también es verdad que no toda sequía ha derivado en una guerra y que muchos de esos conflictos pueden explicarse en conjunto con otras razones económicas y culturales (Pacific Institute,

2009). Asimismo, porque en la gestión de los recursos hídricos hay procesos económicos invisibles y procesos políticos¹⁷ (*policy*) silenciosos que permiten a las economías con escasez de agua escapar a los desafíos de su déficit hídrico (Allan 2005).

Una de las características del hidrocentrismo es la presencia de discursos simultáneos contradictorios en función de condiciones independientes al estado cuantitativo del recurso. En este caso, el usuario –como individuo más cercano a la gestión directa del recurso– puede llegar a sostener que el estado de un acuífero es perfecto y que no hay escasez de agua, mientras que agentes externos (por ejemplo una ONG conservacionista) insistirían que hay una escasez grave como demuestra el nivel del acuífero, independientemente del volumen restante en él. Igualmente, el usuario puede llegar a coincidir en el mal estado del acuífero, pero el organismo gestor de la cuenca considerará que son deficiencias que se pueden abordar desde un punto de vista técnico.

La principal razón de este tipo de dualidad discursiva, que a pesar del inminente conflicto nunca llega a más, radica en los aspectos económicos y culturales. Económicamente porque, por ejemplo, la sequía hidrológica puede verse minimizada por los flujos de agua virtual¹⁸ importada, o el impacto minimizado a través de los seguros agrarios o las subvenciones; y culturalmente porque en muchos casos el productor es reacio a cambiar de sistema productivo o de cultivo.

¹⁷ En ausencia de una mejor traducción al castellano del término, el uso del término “política” y derivados en el presente trabajo se refiere –salvo que se indique lo contrario– a lo que en inglés se conoce como *policy*; es decir, los principios y acciones adoptados por un gobierno, partido, empresa o individuo en relación a una materia, diferenciándolo de la política (*politics*), que podríamos entender como la ciencia y práctica de gobernar o de conseguir gobernar.

¹⁸ Volumen de agua que se ha necesitado para producir el bien importado, y que por lo tanto, equivale a un ahorro de agua equivalente a nivel doméstico.

Por lo tanto, la gestión del recurso hídrico no debería plantearse desde la perspectiva del recurso sino del problema, en lo que de acuerdo con Tony Allan (Allan et al. 2003) denomina el *problemshed*. Parece evidente que, conociendo el balance hídrico de una región, cualquier consumo productivo que supere dicho balance conduce a una sequía técnica. En regiones agrícolas muy fértiles y productivas (es decir rentables a nivel económico) es normal ver un incremento de la producción por encima de la disponibilidad hídrica. Son sistemas que económicamente se sostienen por la exportación de dichos productos fuera de la cuenca hidrográfica en la que se producen, y que culturalmente se afianzan en iconos como la denominación de origen, sellos de calidad o situaciones mixtas como la generación de empleo o la fijación de la población local. Este tipo de contextos que no pasarían un test de esfuerzo desde el punto de vista de la gestión hídrica, lo hacen a nivel local en base a una aceptación mutua de “verdades a medias” (“lo único que necesitamos es un poco más de agua” o “generamos riqueza” aunque la riqueza no se reparta y se haya generado a partir de un bien común) y “mentiras piadosas” (como por ejemplo “no hay escasez de agua” o “el impacto que generamos no es tan grande”) (Goleman citado en (Allan 2005)). Por lo tanto, la solución al problema de la escasez y conflicto del recurso no pasa por una reasignación de las concesiones (como por ejemplo los bancos de agua) ni por aumento de la oferta (como por ejemplo a través de desaladoras), sino incorporando al debate elementos externos al agua como la economía y la sociedad, que de hecho dirigen gran parte del comportamiento de los actores.

Esta idea se vincula de manera evidente con el concepto de sostenibilidad, que es muy relevante en cualquier análisis de política de aguas. La sostenibilidad es el resultado discursivo entre aquellos que articulan las preocupaciones sociales, aquellos implicados en el desarrollo económico y aquellos especialmente preocupados por el estado del medioambiente. Y es importante destacar que es el resultado discursivo y no cuantitativo porque no existe un mercado o un sistema de regulación que permita alcanzar un punto óptimo entre estas tres variables, cosa que

afecta a la construcción de los modelos. El resultado siempre estará por detrás de la mejor opción económica (que indudablemente impactaría sobre el medio ambiente y la sociedad a través por ejemplo de externalidades), resultaría algo menos que satisfactorio en términos sociales (la capacidad de carga del territorio podría poner un límite a la población local) y sin duda defraudaría a aquellos cuyo objetivo es recuperar los ecosistemas prístinos.

Así pues, la promesa de la GIRH de alcanzar el equilibrio es equívoca no tanto al plantear la sostenibilidad como marco de actuación sino al plantearlo una vez más desde un punto de vista hidrocentrista.

Capítulo 3. INCERTIDUMBRE Y CONFLICTO EN LA GESTIÓN DEL AGUA

La ciencia se basa en la incertidumbre. Cada vez que aprendemos algo nuevo y sorprendente, el asombro viene con la comprensión de que nos hemos equivocado antes.

Lewis Thomas.

53

3.1 SOBRE EL CONFLICTO Y LA TOMA DE DECISIONES EN LA GESTIÓN DEL AGUA

Empezábamos el anterior capítulo argumentando que la gestión de los recursos hídricos es de hecho la gestión de los conflictos asociados al agua, y centrando el desarrollo del mismo en el análisis de los diferentes modelos de gestión que han caracterizado la gestión hídrica en los últimos 150 años, es decir desde cuando podemos entender dicha gestión como moderna, con especial énfasis en los paradigmas más recientes. Sin embargo, aún no hemos hecho mención en ningún momento al conflicto, a pesar de ser la razón de la existencia y fracaso de tantos y tan variados paradigmas.

El principal motivo para ello es que este no es un trabajo sobre los conflictos

sino sobre la mejora en la gestión y en la toma de decisiones. Sin embargo, es lógico suponer que gran parte de esas decisiones estén supeditadas de alguna manera bien a la naturaleza del conflicto, bien a la posición de supremacía o inferioridad de alguno de los actores involucrados. Igualmente, a la hora de modelar el comportamiento de dichos actores, es decir, de simular de la manera más fidedigna posible dicho comportamiento dentro de un modelo o sistema de apoyo a la decisión (SAD)¹⁹, tanto el posicionamiento de los actores, sus intereses y motivaciones, como la naturaleza del conflicto, parecen relevantes, cuanto menos a priori.

Por otro lado, también podemos encontrarnos con que el conflicto no radica en los actores sino en nuestro nivel de comprensión del sistema, lo que se traduciría en incertidumbre, tanto a la hora de tomar decisiones como a la hora de encontrar puntos de equilibrio óptimos entre los actores interesados.

Es por ello que, sin entrar excesivamente en aspectos epistemológicos, se ha considerado oportuno hablar de aquellos aspectos teóricos que pueden afectar tanto a la construcción de los modelos como a la propia toma de decisión, independientemente de si ésta se realiza con el apoyo de un SAD o no. Estos conceptos son el conflicto y la incertidumbre.

3.1.1 Naturaleza del conflicto en los Recursos Hídricos

La primera expresión académica del conflicto en los recursos naturales, extensible a los sistemas hídricos, puede trazarse temporalmente hasta el “Ensayo sobre el principio de la población” de Thomas Malthus en 1798. En dicho ensayo Malthus definía por primera vez la escasez de los recursos naturales (considerando los recursos naturales como origen de los alimentos), como la discrepancia entre el

¹⁹ En el próximo capítulo hablaremos del concepto de Sistema de Apoyo a la Decisión, de su significado y sus matices. Por el momento simplemente mencionar que habitualmente se confunde con un software específico que contribuye a la toma de decisiones en la materia de inundaciones, si bien un sistema de apoyo de toma a la decisión no es exclusivo de ese campo, ni necesariamente tiene que ser una herramienta informática.

crecimiento geométrico de la población con el crecimiento aritmético de los alimentos. Partiendo de esta lógica, muchos estudios contemporáneos se basan en el principio de que el conflicto aparecerá inevitablemente siempre que la demanda exceda la oferta disponible. Este argumento está generalmente aceptado (Rijsberman 2006), pero es necesario entender que tanto el incremento de la demanda como la limitación de la oferta pueden (y suelen) verse afectadas por factores externos, que podríamos denominar “no naturales”. Es decir, que es lógico que la disponibilidad de un recurso sea inferior en condiciones de sequía, pero también puede serlo por cuestiones de bloqueo socioeconómico, de la misma manera que la demanda puede reducirse gracias a factores tecnológicos. Por lo tanto, en las condiciones actuales, es más apropiado hablar de limitación de acceso al recurso (que abarcaría causas naturales y socioeconómicas) que de escasez (que englobaría únicamente a las causas naturales). En cualquier caso, existe una firme convicción en el mundo académico de que la escasez de los recursos naturales conducirá a un mayor ratio de conflictos en el futuro a medida que la oferta no pueda cubrir las necesidades de demanda con las tendencias de crecimiento de población y cambio climático existentes (Reuveny, Maxwell, and Davis 2011). Sin embargo, es aquí donde los nuevos paradigmas de gestión anteriormente mencionados justifican su existencia, al responder a estos retos con un cambio en los modelos de gestión que permitan adaptarse a estos nuevos escenarios.

No obstante, no podemos caer en la ingenuidad de simplificar las causas del conflicto y entenderlo como parte de una situación de causa-efecto entre oferta y demanda. Si bien es cierto que existen registros históricos sobre los conflictos centrados en los recursos hídricos, como es el *Water Conflict Chronology Timelist* (Gleick 2014), desarrollado y constantemente actualizado por el *Pacific Institute*, también es cierto que la mayoría de ellos no tienen como principal causa el recurso o su escasez, sino factores ajenos al mismo. En muchos casos nos podemos encontrar situaciones en las que precisamente la escasez del recurso ha sido la causa de una cooperación entre los actores, una modificación consensuada de los patrones de

conducta o incluso catalizadores de desarrollos tecnológicos. Es esta visión menos catastrofista del conflicto la que creemos que es necesario profundizar un poco más y entender dentro del presente estudio.

3.1.2 Definiciones de conflicto

Podemos partir de la premisa de que el conflicto es inevitable entre los humanos. Cuando dos o más actores (individuos, organizaciones, entidades sociales...) entran en contacto en el proceso de conseguir sus objetivos, puede darse el caso de que su relación sea incompatible o inconsistente. A modo de ejemplo, siempre hablando en términos de recursos hídricos, la incompatibilidad se daría cuando ambos actores desearan realizar un uso del recurso que anularía el uso por parte del otro (por ejemplo, dos comunidades de regantes en pleito por los recursos finitos de un acuífero), mientras que la incompatibilidad está relacionada con las preferencias de comportamiento entre los actores, por ejemplo, en relación a los patrones de desembalse por parte de una comunidad de regantes y un grupo medioambientalista en defensa del régimen de caudales ecológicos.

Como cada uno de los actores implicados se puede definir (y como veremos más adelante, en el marco de un modelo de toma de decisiones es necesario definirlo así) como agentes que integran actitudes, valores, creencias y capacidades, podríamos definir el conflicto como “la percepción de diferentes intereses entre los agentes interesados”. (Thompson citado en (Afzalur 2001)). Esta definición nos permite entender el comportamiento de las partes implicadas en un conflicto, cuyos objetivos pueden ir desde el simple reconocimiento (legitimación, por ejemplo, al considerar las demandas ambientales de agua como restricciones al uso, y por lo tanto prioritarias ante cualquier otro uso a excepción de situación de sequía extrema), la “securización” de un recurso (por ejemplo a través de una concesión) o la eliminación de oponentes (Afzalur 2001).

A pesar de todo, la definición anterior sólo consigue definir el conflicto parcialmente. Como ocurre en muchas otras disciplinas, no existe una única

definición aceptada, y depende en gran medida del campo de estudio en el que nos encontremos. A modo de ejemplo destacaremos dos definiciones más, extraídas también de (Afzalur 2001), la de Smith, que define el conflicto “como una situación en la que las condiciones, prácticas u objetivos de los diferentes actores son inherentemente incompatibles”, y la de Litterer, que lo define como “el tipo de comportamiento que ocurre cuando dos o más agentes se enfrentan como resultado de una percepción de privación relativa de las actividades al interactuar con otro agente o grupo”. La principal diferencia entre ambas definiciones radica en lo que podríamos entender como la naturaleza del conflicto: mientras que la primera lo considera una situación, la segunda lo entiende como un comportamiento. O lo que es lo mismo, la primera entiende que la naturaleza del conflicto es contextual (y por lo tanto ajena a los actores implicados) mientras que la segunda entiende que es conductual, y por lo tanto la raíz, pero también la solución, parte de los propios agentes.

En términos de la gestión hídrica (tradicional y reciente) podemos concluir que el conflicto se ha considerado principalmente como contextual, y por lo tanto las soluciones propuestas se han centrado en modificar aquellos factores que podían resultar en fuentes potenciales de conflicto: aumento de la oferta hídrica, legitimación a través de concesiones de largo recorrido temporal, justificación de las obras hidráulicas a través de mensajes de unidad e interés nacional, etc. Entender el conflicto como contextual implica aceptar que si el contexto cambia a favorable, el conflicto debería desaparecer. Sin embargo, la revisión de las políticas hídricas realizada en la primera parte del capítulo demuestra que si en su momento sirvió para minimizar los conflictos, en la actualidad es claramente insuficiente. Desde el punto de vista del autor, esto se ha debido en gran medida a la aparición de nuevos actores en escena y a un cambio de valores generalizado en muchos de los actores implicados, que cuestionan, por ejemplo, la legitimidad de concesiones tan largas o que entienden el agua como algo más que un mero recurso. En cualquier caso, parece evidente que para poder abordar los conflictos hídricos con cierta solvencia, afrontar

el conflicto como una situación inherente al contexto es insuficiente, y en muchos casos tendremos que acceder al nivel de los actores y trabajar a partir de los factores que guían su comportamiento.

3.1.3 El conflicto como eje descriptor y catalizador de un sistema

Sin duda el elemento más interesante a tener en cuenta sobre los conflictos en relación con el presente trabajo no estriba tanto en la concepción del conflicto como resultado de una interacción entre los agentes del sistema, sino como elementos que influyen sobre el comportamiento de dichos agentes, y por lo tanto son capaces de describir el sistema y los mecanismos que activan o desactivan dichas interacciones. De acuerdo con Alan Sears (Sears 2008), las sociedades se definen por el conflicto o el desequilibrio entre las partes que genera dicho conflicto, más que por aquellos elementos que producen orden y consenso, que sería el objetivo de las estructuras administrativas, como las hidrocracias, que se establecen para proteger un status quo que se considera socialmente positivo. Este conflicto es el que cataliza las transformaciones fundamentales en el sistema, como ha sucedido por ejemplo con la conciencia ambiental, y por lo tanto los conflictos se pueden considerar como agentes del cambio.

Así pues, si entendemos el conflicto no como el resultado de una reacción de los agentes a la escasez de un recurso, sino como las reglas de comportamiento de estos agentes con respecto a otros, cuyo nexo es la escasez de dicho recurso, podemos utilizar dichas reglas para modelizar los agentes sociales. Dicho de otra manera, podemos convertir estas reglas de comportamiento en algoritmos que regulen las relaciones de dependencia entre las variables.

En términos de la modelización de los recursos hídricos, entender el conflicto como algo contextual supone trabajar en base a escenarios de futuro centrados en el elemento contextual que genera el conflicto, habitualmente la disponibilidad del recurso, a partir de modificaciones en ese contexto: reutilización de las aguas residuales, incrementar la capacidad de los embalses, efectos del cambio climático,

etc. Por otra parte, entender el conflicto como un elemento conductual supone un cambio en la estructura de los escenarios a plantear, pues puede incluirse el comportamiento de los agentes interesados como un parámetro más dentro del modelo, que influirá en la disponibilidad del recurso.

Este planteamiento abre una posible vía para incluir las variables sociales en la modelización de la gestión de los recursos hídricos. Para ello debemos suponer que (a) los actores sólo participan cuando hay un conflicto, es decir, si no hay conflicto aceptan el criterio del gestor y (b) el conflicto sucede en la interacción de 2 agentes interesados. Para ello necesitamos una definición de conflicto que nos ayude a codificar el comportamiento para su modelización. Desde este trabajo proponemos la siguiente:

“El conflicto es el conjunto de reglas de relación entre 2 entidades humanas (agentes) que tienen objetivos de gestión diferentes, y en la que por lo menos 1 de ellas percibe una amenaza por parte de la otra” .

Por lo tanto, desde el punto de vista del autor, en caso de modelizar, esto implica que:

- Si los objetivos de gestión son los mismos, no hay conflicto, y por lo tanto no hay reglas de relación. Por ejemplo, las empresas de producción hidroeléctrica y las comunidades de regantes no suelen tener conflictos, pues su objetivo de gestión es tener el embalse a plena capacidad.
- Si ninguno de los dos percibe amenazas por parte del otro agente, tampoco hay conflicto. Por ejemplo, las comunidades de regantes durante los años 80 no se sentían amenazadas por los grupos ecologistas, y por lo tanto no estaban en conflicto.
- La relación se establece de manera exclusiva entre dos agentes para un objetivo de gestión en concreto. Por lo tanto, hay que establecer una regla de relación entre dos agentes por cada objetivo de gestión identificado.

- De la misma manera, el conflicto entre 3 agentes (A, B y C) en el que 2 de ellos (A y B) tienen la misma actitud respecto al tercero (C), no puede simplificarse como un solo conflicto entre $AB \rightarrow C$, sino que es necesario estructurarlo en las tres relaciones posibles: $A \rightarrow C$, $B \rightarrow C$ y por supuesto, aunque inicialmente no exista conflicto, $A \rightarrow B$.

3.1.4 Ventajas e inconvenientes del conflicto

Como ya hemos mencionado con anterioridad, nuestro planteamiento del conflicto, si queremos que éste sea útil en la toma de decisiones, no puede ser catastrofista. El conflicto tiene consecuencias positivas y negativas, y si nuestro objetivo es mejorar el funcionamiento de un sistema, nuestras acciones deben centrarse en minimizar los efectos negativos y la maximización de los efectos positivos relacionados con el conflicto. Aquí se presentan un resumen de los mismos.

Tabla 1. Efectos adversos y favorables de los conflictos.

Efectos Negativos	Efectos Positivos
<ul style="list-style-type: none"> • Genera tensión e insatisfacción. • La comunicación entre los actores puede verse reducida. • Mal gestionado, puede derivar en un clima de desconfianza. • Las relaciones pueden verse afectadas más allá de la materia del conflicto, especialmente cuando el conflicto pasa del nivel entidad al personal. • Se puede observar una resistencia al cambio, en general derivado de un deseo de afianzar el posicionamiento. 	<ul style="list-style-type: none"> • Es un estímulo para la innovación, creatividad y crecimiento. • Posibilidad de mejora de la toma de decisiones. • Descubrimiento de soluciones alternativas. • Soluciones sinérgicas para problemas comunes. • El conflicto fuerza a articular y clarificar el posicionamiento de los actores. • Los actores se ven obligados a buscar nuevos objetivos.

Fuente: Afzalur, 2001

Cada uno de estos elementos descritos en la Tabla 1 supone un punto de entrada en la modelización de escenarios para mejorar la gestión hídrica.

3.1.5 Elementos del conflicto

Como ya hemos anticipado, convertir el conflicto en un parámetro de modelización implica identificar una serie de aspectos trasladables al lenguaje del modelo. Para este propósito, podemos identificar una serie de elementos en común (5) en todas las definiciones vistas.

Para empezar, todas ellas reflejan que el conflicto (1) implica intereses opuestos entre individuos o grupos, habitualmente en una situación de juego de suma cero, es decir, en la que la ganancia de uno de los actores está relacionada con la pérdida de uno o varios del resto de actores.

Por otro lado, para que el conflicto exista, los intereses opuestos (2) deben estar reconocidos, es decir, debe haber una conciencia de la existencia de dicho interés por ambas partes.

Otra característica del conflicto es que implica la creencia (fundada o no), por todas las partes, de que los otros agentes tienen la intención (o ya lo han conseguido) de (3) boicotear sus intereses. Es decir, no existe conflicto por el mero hecho de reconocer que hay otro agente implicado que tiene objetivos diferentes a los propios, sino que debe entenderse como una amenaza, real o figurada.

Igualmente, el conflicto es un proceso que (4) se desarrolla a partir de las relaciones existentes entre los agentes (o grupos) y refleja sus interacciones pasadas y el contexto en el que estas tuvieron lugar. Es habitual en muchos procesos de resolución de conflictos identificar estos anclajes en situaciones pasadas que a menudo poco tienen que ver con el conflicto presente y que dificultan “por una cuestión de principios” la resolución del conflicto por vías colaborativas.

Por último, en el caso de un conflicto de suma cero, las acciones o decisiones tomadas por una o ambas partes implicará de manera imperativa el boicot de los intereses de la otra parte, independientemente de que el objetivo no fuera boicotear sino optimizar el beneficio propio. Esta es la principal razón por la cual es importante

migrar el conflicto de una situación de suma cero a una situación de suma distinta de cero, es decir, una situación en la que el beneficio obtenido por una de las partes no es equivalente a la pérdida obtenida por la parte opuesta, y por lo tanto, el valor agregado de las ganancias y pérdidas es diferente de cero. La principal relevancia de esta situación recae en que fomenta las estrategias colaborativas y no competitivas, ya que un pequeño impacto en una de las partes puede generar un gran beneficio en la contraparte, de manera que esta podría llegar a compensar a la parte “perdedora” y aun así obtener un beneficio.

En este último punto es importante hablar de la diferencia entre competición y conflicto, conceptos que a menudo se utilizan de manera indistinta en la gestión de los recursos hídricos. Sin necesidad de profundizar en exceso, hablaremos de competición o competitividad por un recurso como un subconjunto o tipología de conflicto que se caracteriza porque en su resolución una de las partes resulta victoriosa y la otra perdedora, siguiendo estrategias de “todo o nada”.

62

La competitividad se sitúa en uno de los extremos de lo que consideraríamos conflicto. En el lado opuesto de ese continuo, también como una subcategoría de conflicto identificaremos la cooperación por un recurso. La cooperatividad sigue teniendo como origen un conflicto, pero se caracteriza por alcanzar una resolución en la que todas las partes obtienen algún tipo de beneficio o compensación.

3.1.6 Detonantes del conflicto

Por otro lado, es importante recordar que el conflicto no surge simplemente por la existencia de incompatibilidades, desacuerdos o diferencias entre los agentes interesados, sino que, para que el conflicto tenga lugar, tiene que cruzarse un umbral de intensidad suficiente antes de que las partes experimenten el conflicto o simplemente sean conscientes del mismo. En términos generales, este umbral se cruza cuando una o dos entidades:

1. Se ve obligada a participar en una actividad que es incongruente con sus necesidades o actividades. A efectos prácticos en la gestión de los recursos hídricos, entenderemos que todas las partes son libres de participar en la gestión mediante los procesos participativos. Por lo tanto, aquellos agentes que consideren su participación como una "obligación" lo harán desde el prisma de que dicha participación implica una pérdida de su hegemonía en el *status quo* de la gestión agua.
2. Tiene unas preferencias, la satisfacción de las cuales es incompatible con las preferencias de otro/s agentes. Es importante destacar el uso de la palabra preferencia y no necesidad, ya que si bien hay múltiples formas de satisfacer una necesidad, normalmente sólo hay una de satisfacer una preferencia. Ejemplo: las necesidades de riego se pueden suplir a partir de múltiples fuentes alternativas (desaladoras, reutilización de aguas residuales, etc...), pero no existe solución al conflicto si la única fuente aceptable es el agua regulada mediante embalses, y esta es escasa.
3. Tiene un interés sobre un recurso escaso y mutuamente deseado, de tal manera que es imposible satisfacer a todas las partes. La escasez del recurso puede deberse tanto a la cantidad de recurso como al elevado número de demandantes del mismo. En cualquier caso, es importante entender que a menudo no existen soluciones óptimas al conflicto, a no ser que exista algún factor que haga el recurso menos escaso o modifique el interés por el mismo. Este sería el caso de una comunidad de regantes que decide hacer uso de aguas regeneradas al recibir una subvención para su uso.
4. Posee actitudes, valores, capacidad y objetivos que dirigen su comportamiento pero que se conciben como excluyentes de las actitudes, valores, capacidad y objetivos que defienden otros. Esto implica que los perfiles de los actores quedan definidos de antemano y son empleados como arquetipos de comportamiento. Así, por extensión, se presupone que todos los agricultores pensarán y actuarán de la misma manera y perseguirán los mismos objetivos, o que un grupo medioambientalista defenderá una especie determinada independientemente de las necesidades socioeconómicas de la región. En este caso, para la resolución del conflicto, es necesario distinguir entre las

actitudes, valores, capacidades y objetivos reales de cada grupo, de aquellos que otros grupos presuponen, tanto por una cuestión de percepción errónea como interesada.

5. Llegado el caso, tiene preferencias de comportamiento excluyentes en el caso de acciones colaborativas. Esto implica que un actor puede aceptar un acuerdo con un opositor, pero aun así intentará imponer sus reglas.
6. Depende de otros para la ejecución de alguna de sus actividades. O lo que es lo mismo, su libertad de acción está supeditada a las acciones de otros actores, sea por vínculos contractuales, legales o concesionales.

Como detonantes, también pueden utilizarse como inhibidores del conflicto. Este es un elemento interesante a utilizar en las estrategias de gestión y sobretodo en el diseño de escenarios.

3.1.7 Fuentes del conflicto

La tipología de fuentes de conflicto es múltiple y variada, y generalmente referida a los conflictos dentro de las organizaciones. En nuestro caso nos centraremos en aquellas que sirvan para definir el comportamiento de los actores, y sólo en aquellos cuatro que se dan de manera habitual en la gestión de los recursos hídricos. A partir de la experiencia personal del autor, es importante entender que la mayoría de conflictos atienden a varias fuentes a la vez..

- Conflicto de Intereses: Tal vez el más habitual en el mundo de la gestión hídrica, ocurre cuando dos partes discrepan en cómo debe asignar y repartir un recurso.
- Conflicto de valores: ocurre cuando dos entidades difieren ideológicamente. Es también habitual en la gestión de los recursos hídricos, como reflejan las actitudes utilitaristas del recurso (que hacen suyas las palabras de Joaquín Costa de “ríos ociosos que vierten al mar”) y las medioambientalistas que consideran el agua como algo más que un recurso.
- Conflicto no-realista. Cada vez menos frecuente en el mundo de la gestión del agua, ocurre cuando una de las partes se marca objetivos poco realistas, sea

por ignorancia, error o como consecuencia de la hostilidad contra otro agente. Este es el caso de muchas peticiones medioambientalistas de los años 80 y 90 (basadas en preferencias personales y no en argumentos científicos) y más recientemente con el trasvase del Ebro, que se apoyaba en justificaciones excesivamente optimistas.

- Conflicto de objetivos. Ocurre cuando los resultados esperados por diferentes agentes son diferentes. Este sería el caso de la construcción de las desaladoras en los últimos 10 años, en los que la administración considera un éxito la inversión realizada al haber aumentado el volumen de recursos alternativos, mientras que los agricultores discrepan al haber obtenido más recurso pero a un precio superior al deseado.

3.2 LA INCERTIDUMBRE EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

El otro aspecto que requería una atención especial por su influencia en el proceso de toma de decisiones, es la incertidumbre.

En la mayoría de las fuentes de conflictos descritas, se puede –y se suele– argumentar que la solución está en el conocimiento. Por ejemplo, cualquier representante del sector agrícola es capaz de entender la importancia de los servicios aportados por los ecosistemas, del mismo modo que cualquier representante del sector conservacionista sabrá valorar la importancia de la seguridad alimentaria. Sin embargo, a menudo el conflicto persiste porque dicho conocimiento no está exento de incertidumbre.

Es evidente que la percepción de la incertidumbre, científica o de otro tipo, dependen en gran medida del contexto en que se desarrollaron, y que cualquier tratamiento de la incertidumbre en la investigación relacionada con las políticas y la toma de decisiones deben reconocer esto. Si la incertidumbre se entiende como un nivel de confianza, y por lo tanto depende de las creencias de los individuos y grupos de personas, hay una clara correspondencia entre la incertidumbre percibida de quien toma las decisiones y su nivel de satisfacción, la confianza y la aceptación de

las decisiones resultantes (Myšiak et al. 2008). Sin embargo, el establecimiento de confianza (es decir, el equivalente a reducir la incertidumbre) es menos sencilla, ya que las principales fuentes de incertidumbre son específicas de cada caso y varían con el problema y el objetivo, y de los niveles y acceso a la información, los conocimientos, intereses y personalidades de los involucrados y los métodos utilizados para determinar las preferencias. En la práctica, estas fuentes de incertidumbre son difíciles de especificar con precisión y no pueden cuantificarse numéricamente de forma operativa. Esto se debe a la inherente dificultad de identificar los cambios sutiles en las relaciones personales, las percepciones y confianza entre los actores, todos los cuales son fundamentales para la toma de decisiones.

3.2.1 Terminología y clasificación de la incertidumbre

La incertidumbre y términos asociados tales como el error, el riesgo y la ignorancia se definen e interpretan de manera distinta por diversos autores. Las distintas definiciones reflejan una posición filosófica sobre la ciencia subyacente y por lo tanto suelen variar entre diferentes disciplinas científicas. En este caso, se adopta una interpretación subjetiva de la incertidumbre en la que el grado de confianza que un gestor tiene sobre los posibles resultados y/o alternativas es el foco central. Por lo tanto, una persona tiene incertidumbre si carece de la confianza de los resultados específicos de un evento (Refsgaard et al. 2007). Las razones de esta falta de confianza pueden ser por considerar que la información es incompleta, dudosa, inexacta, poco fiable, no concluyentes, o potencialmente falsa. Del mismo modo, una persona tiene certidumbre si tiene confianza sobre el resultado de un evento. Sin embargo, también hay que considerar la posibilidad de que dicha persona se sienta segura, pero haya juzgado mal la información (es decir, su juicio es erróneo). Hay muchas situaciones en el proceso de toma de decisión en las que nos podemos encontrar con diferentes posibilidades para la caracterización de la incertidumbre. Una primera distinción la podemos encontrar entre la ignorancia como una falta de conciencia de que el conocimiento es incorrecto o imperfecto, y la incertidumbre

como un grado conocido de fiabilidad de los conocimientos, lo que se traduce en un estado o nivel de confianza. En este sentido, podemos ser conscientes de que sabemos algo, y también de que no sabemos otra cosa, y en ambos casos nos encontramos con un nivel de incertidumbre, que sería prácticamente nulo en el primer caso y significativo en el segundo. En el lado opuesto nos encontramos con la ignorancia de desconocer que sabemos algo, o de desconocer algo que no sabemos que existe.

Tabla 2. Definición de los niveles de incertidumbre en función del conocimiento y la consciencia.

	...sé algo	...no sé algo
Soy consciente de que...	Certidumbre	Incertidumbre
No soy consciente de que...	Inexperiencia	Ignorancia

Fuente: Elaboración propia

Es importante incidir en el término “incertidumbre acotada”, donde todos los resultados posibles se consideran "conocidos" aunque no seamos capaces de predecir cuál²⁰, y la “incertidumbre no acotada”, donde algunos o todos los resultados posibles se consideran desconocidos²¹ (Brown 2004). Como ya veremos más adelante, esto es relevante en la modelización ya que la mayoría de tratamientos de la incertidumbre en los modelos cuantitativos se abordan desde la perspectiva de la probabilidad. Como la probabilidad cuantitativa requiere que todos los resultados posibles de un evento incierto sean conocidos, así como conocer de antemano cada una de las

²⁰ Un buen ejemplo de incertidumbre acotada la observamos en los eventos deportivos. No podemos saber con certeza qué equipo ganará un partido de fútbol, pero sabemos que sólo existen 3 resultados posibles: victoria, empate o derrota. Si cambiamos de deporte, por ejemplo el tenis, sólo caben 2 resultados posibles, victoria o derrota. Tenemos la certeza de que no puede haber un empate, aunque sigamos teniendo incertidumbre sobre el resultado final.

²¹ La incertidumbre no acotada es en esencia la fase inicial de cualquier incertidumbre. Un ejemplo de incertidumbre no acotada la podemos encontrar en la implantación de una norma legislativa. Se puede intuir el resultado de la misma, pero es literalmente imposible inventariar todas las opciones plausibles, por lo menos no hasta que obtengamos los primeros datos empíricos.

probabilidades de que cada uno de esos posibles resultados suceda, éstas sólo pueden ser definidas como incertidumbres acotadas. Si las probabilidades no se pueden cuantificar de ninguna manera que no deje duda razonables, aún podremos calificar la evidencia disponible en términos de plausibilidad o convencimiento de la evidencia, es decir, de una manera cualitativa. Si se conocen los resultados, pero no las probabilidades, entonces tenemos que confiar en el análisis de escenarios. Otra manera de entender la incertidumbre acotada, en la que se supone que conocemos todas las probabilidades es como incertidumbre estadística, que es la manera clásica de tratar la incertidumbre en la modelización clásica, enfocada habitualmente en la predicción y en la caracterización.

68



Ilustración 4. Taxonomía del conocimiento imperfecto en relación a diferentes situaciones de incertidumbre.

Adaptado de Refsgaard (2007) y Brown(2004)

Así pues, a modo de resumen podemos decir que una persona tiene incertidumbre si carece de confianza sobre su conocimiento en relación con una pregunta específica. Cualquier persona que quiera describir la incertidumbre relativa a dicha pregunta específica tiene que reflexionar sobre su estado de conocimiento. Estas reflexiones se refieren a dos niveles diferentes: (i) su conocimiento de la situación y (ii) el grado de confianza de este conocimiento. Ambos

niveles están cubiertos por esta definición. Por otra parte, la definición deja claro que tener confianza o no es una percepción subjetiva. Por lo tanto, la incertidumbre como se entiende aquí es un fenómeno subjetivo. La implicación directa de este aspecto es que la evaluación de la incertidumbre requerirá siempre una actitud abierta y una habilidad personal para evaluar la fiabilidad de su conocimiento. En contrapartida, una persona tiene certeza si tiene confianza sobre su conocimiento en relación a una pregunta específica.

La falta de conocimiento o ignorancia reconocida es un estado de la incertidumbre en el cual una persona no tiene conocimiento en relación a una pregunta específica, pero sin embargo es capaz de especificar de qué conocimientos carece. En el caso de la falta de conocimiento no hay conocimiento para evaluar la fiabilidad. Sin embargo, la persona tiene una idea de lo que podría o debería saber sobre el problema en cuestión. Esto significa que ya es consciente del problema sobre el que carece de conocimientos específicos.

En los próximos apartados hablaremos de las diferentes taxonomías de la incertidumbre, en función de su naturaleza, objeto, su origen, las causas y manifestaciones.

3.2.2 Naturaleza, objeto y manifestaciones de la incertidumbre

Una posible clasificación de la incertidumbre es partir de su naturaleza (ontológica, epistémica y ambigüedad) y el objeto sobre el que tiene lugar (sistema natural, sistema técnico o sistema social) (Brugnach, Lindenschmidt, et al. 2008). El objeto definido aquí es ciertamente asimilable a la definición de origen de los datos de Raadverger en la que el Sistema natural se asimilaría en parte a la incertidumbre relativa a los datos, el sistema técnico al origen estructural, y el sistema social al origen resultante del enfoque de la persona. En la Tabla 3 podemos ver ejemplos que podemos observar en la gestión de los recursos hídricos.

- Incertidumbre epistémica, es decir, la incertidumbre debida al conocimiento imperfecto. La incertidumbre epistémica se puede reducir a partir de realizar más estudios, más investigación y mayor recopilación de datos, con el objetivo de aumentar el conocimiento existente.
- Incertidumbre estocástica o incertidumbre ontológica, es decir, la incertidumbre debido a la variabilidad inherente, por ejemplo, la variabilidad del clima. La incertidumbre estocástica no es reducible, y por lo tanto debe ser aceptada, o incorporada de alguna manera dentro del modelo.
- Incertidumbre por ambigüedad: se produce a partir de la indefinición de los objetivos o de la interpretación libre de los mismos. Es un componente propio de la incertidumbre asociada al factor humano.

Es habitual encontrarnos con que la incertidumbre asociada a un determinado evento incluye tanto la incertidumbre epistémica como la estocástica. Un ejemplo es la incertidumbre asociada al periodo de retorno de una inundación. Podemos estimar este evento de inundación mediante el uso de análisis de frecuencia de inundación a partir de la base de datos de caudales. Es evidente que podemos reducir la incertidumbre epistémica mejorando el análisis de datos, extendiendo el número de años hidrológicos estudiados o mediante una mayor comprensión de cómo funciona el modelo. Sin embargo, no importa que tan perfecta o extensa sea la base de datos o nuestra comprensión de la mecánica del modelo, pues siempre existirá algún tipo de incertidumbre estocástica inherente al sistema natural, relacionada con la propia naturaleza caótica de fenómenos naturales como el clima. El conocimiento perfecto sobre estos fenómenos no nos dará en ningún caso una predicción determinista, pero sí que servirá de caracterización perfecta de la variabilidad natural (Refsgaard et al. 2005).

El objeto de la incertidumbre, sin embargo, pone su foco en el sistema en que tiene lugar la incertidumbre (Raadgever et al. 2011). Este es un tipo de clasificación que encaja particularmente bien en los protocolos de modelización. Por un lado tenemos el sistema natural, es decir, el sistema que es objeto de estudio. La incertidumbre en este caso surge de la complejidad interna del sistema y de nuestro

conocimiento del mismo. Esta incertidumbre suele abordarse desde la mejora del conocimiento, recopilando más datos y elaborando más estudios.

El segundo sistema, el técnico, se refiere a los mecanismos y herramientas utilizadas para tomar la decisión, es decir, principalmente modelos. La incertidumbre en este caso se centra tanto en los instrumentos de captación de datos (cuya precisión necesita ser calibrada periódicamente) como en los elementos propios del modelo, es decir, capacidad computacional de los ordenadores, software utilizado, arquitectura del sistema, etc.

Por último, nos encontramos con el sistema social como objeto de incertidumbre. Este representa el factor humano en múltiples sentidos. Incorpora la incertidumbre relativa al error del operador, del tomador de muestras, etc., pero también la incertidumbre derivada de mantener un enfoque personal en base a unas creencias determinadas. Esto puede llevar a minimizar la importancia de unos parámetros sobre otros, sesgando el modelo.

Otra manera de clasificar la incertidumbre es a partir de cómo se manifiesta, especialmente en la modelización. Estas manifestaciones pueden ocurrir en cada uno de los sistemas, aunque es más habitual que, por ejemplo, la manifestación de incertidumbre estructural tenga lugar en el sistema técnico. Los tres tipos de manifestación de la incertidumbre son (Raadgever et al. 2011):

- Datos y parámetros: incertidumbre asociada con el origen, tratamiento y entrada de datos en un modelo.
- Estructura: este plano se refiere tanto a la estructura del modelo (físico o conceptual) como a la comprensión de los procesos que definen al sistema modelado. Hace surgir las deficiencias en el conocimiento (no siempre solventables) o las teorías contradictorias en relación al comportamiento de los componentes del modelo y sus interacciones.
- Enfoque. Este plano se refiere al proceso de desarrollo en el que el modelo encaja. Refleja la subjetividad incorporada en el momento de definir la

actividad de modelización. Por ejemplo, en base a qué se define que un problema debe ser modelado, si se aborda como un problema discreto o distribuido, etc...

Tabla 3. Relación entre Naturaleza y Objeto de la Incertidumbre.

		Naturaleza de la Incertidumbre		
		<u>Ontológica</u> Comportamiento del sistema impredecible	<u>Epistémica</u> Conocimiento incompleto o falta de información. Información poco fiable. Falta de conocimiento teórico. Ignorancia.	<u>Ambigüedad</u> Estructuras múltiples de conocimiento. Maneras diferentes o conflictivas de entender el sistema- Diferentes valores y creencias. Valoraciones diferentes sobre la gravedad de una situación o prioridades de acción.
Objeto	Sistema natural (Clima, ecosistemas, cantidad y calidad del Agua)	Efecto del cambio climático sobre los patrones de precipitación en la cuenca.	¿Se pueden extrapolar los datos de infiltración de una cuenca?	El descenso de la población piscícola ¿es causa de la calidad del agua o de cambios de la morfología del hábitat?
	Sistema técnico: (Infraestructuras, innovaciones tecnológicas)	¿Cuáles serán los efectos secundarios de una tecnología X?	¿Hasta qué nivel puede resistir el dique?	¿Deberíamos utilizar embalses o llanuras de inundación para la minar avenidas?
	Sistemas sociales	¿Cuál será la reacción de los agentes locales en la próxima inundación?	¿Cuáles son los impactos económicos de una inundación para cada uno de los agentes locales?	¿Deberían implantarse los bancos de agua para facilitar las negociaciones en caso de escasez hídrica?

Fuente: Adaptado de Raadveger (2011)

Así pues, por ejemplo, en el sistema natural podemos tener manifestaciones de incertidumbre por datos (en función de nuestro conocimiento del sistema), por estructura (si los sistemas de captación y transmisión de datos implantados en el sistema generan errores) o por enfoque, si el diseño del estudio está enfocado exclusivamente a una única disciplina.

Tabla 4. Ejemplos de la interacción entre la naturaleza de la incertidumbre y el sistema.

	Ontología (impredecible)	Epistémica (conocimiento incompleto)	Ambigüedad
Sistema Natural	Extensión temporal de una sequía.	Dinámica de la cuña salina en un estuario a partir de la gestión de desembalses.	Definición de buen estado ecológico de acuerdo a la DMA
Sistema Técnico	Impacto de la instauración de un banco de agua en la gestión de los recursos hídricos	Modelización hidrodinámica de la erosión en cauces rápidos (ramblas)	Escala de gestión más adecuada. Estructura y competencias de los organismos de cuenca.
Sistema Social	Aceptación e implementación de la DMA	Definición de las responsabilidades en el proceso de toma de decisiones	Trasposición de la DMA.

Fuente: Elaboración propia.

3.2.3 Causas de la Incertidumbre

En el ámbito de la modelización, la incertidumbre se entiende comúnmente como un atributo que debe ser reconocido y asociado a la calidad de la información utilizada para construir o ejecutar un modelo (Brugnach, Dewulf, et al. 2008). Sin embargo, al modelar un sistema complejo, la calidad de la información no es la única cosa que importa; como ya se ha introducido anteriormente, las creencias y la experiencia del equipo desarrollador del modelo también juegan un papel importante (Brugnach, Lindenschmidt, et al. 2008; Refsgaard et al. 2007). Aunque un modelo puede estar basado en la comprensión sólida de los procesos, siempre quedan pendientes muchas incógnitas acerca del sistema a modelar (Jakeman et al. 2008). Esto obliga al desarrollador a hacer suposiciones y tomar decisiones subjetivas acerca de qué y cómo un problema debe ser modelado, y cómo incorporar la incertidumbre en el modelo a lo largo de las distintas etapas del desarrollo.

En este sentido, desde la visión del desarrollador de un modelo, se define la incertidumbre como la situación en la que no hay una comprensión única y objetiva del problema a modelar debido a las deficiencias en la información, es decir, inexactitud, falta de fiabilidad o ignorancia (Walker et al. 2003), aunque también a partir de cómo se interpreta y se enfoca esta información.

Esto significa que hay muchas fuentes diferentes de la que se origina la incertidumbre, y muchas maneras diferentes en las que se manifiesta en un modelo, lo que implica también diferentes maneras de tratar con él. Esto hace de la gestión de incertidumbre un problema complejo en sí mismo, cuyo análisis y evaluación no puede ser considerada como actividad externa llevada a cabo después de que un modelo se construye, sino que debe estar integrada en el proceso de modelado (Crout et al. 2008).

Asociado con este concepto de incertidumbre Brugnach (Brugnach, Lindenschmidt, et al. 2008) identifica como las causas más relevantes de la incertidumbre

- (a) El error en las observaciones empíricas se refiere a la desviación que existe entre el valor real de una medida y aquella que se utiliza en el modelo. Esta categoría incluye los errores en las mediciones que se utilizan para describir un sistema, debido a fallos o limitaciones en los instrumentos y las tecnologías utilizadas para medir, o para los procedimientos seguidos.
- (b) La dinámica compleja se refiere al hecho de que los sistemas complejos son sistemas abiertos cuyo comportamiento es muy variable en el espacio y el tiempo en función del contexto y el historial de sucesos. Pueden ser el reflejo del comportamiento no lineal o, a veces caótico de estos sistemas. Además, estos sistemas están constantemente aprendiendo, evolucionando y adaptándose a las nuevas condiciones. Este comportamiento variable hace que sea difícil describir y predecir los estados y los procesos del sistema, lo que revierte en una alta sensibilidad a las condiciones de contorno y a las condiciones de partida iniciales.
- (c) La ambigüedad y el conocimiento en conflicto se refieren a la situación en la que la información puede asociarse a significados totalmente distintos, o cuando no se puede entender cómo explicar hechos contradictorios. La razón puede derivar de diferentes orígenes (por ejemplo, diferentes disciplinas de conocimiento), o diferentes interpretaciones (por ejemplo, que signifique diferentes cosas para diferentes personas). La ambigüedad es una fuente de

incertidumbre recurrente en la modelización integrada, debido precisamente a la confluencia de múltiples disciplinas. Así, cuando la DMA solicita poner los medios para alcanzar el buen estado ecológico, no sólo cada disciplina entiende el concepto desde su propia perspectiva (el buen estado ecológico puede significar la presencia de un taxón de macroinvertebrados para un biólogo o la ausencia de nitratos para un químico), sino que incluso dentro de cada disciplina, los umbrales (a partir del cual podemos hablar de buen estado ecológico) pueden diferir entre los expertos.

- (d) La ignorancia, que indica que se desconocen o ignoran algunos aspectos del sistema (por ejemplo, elementos, relaciones, subsistemas, presentes o futuros estados). La ignorancia implica el reconocimiento de la falta de información o de la falta de la comprensión sobre el comportamiento del sistema.
- (e) Los valores y creencias corresponden a la situación en la que la interpretación sobre la información del sistema que queremos modelar no es objetiva, sino que depende de los valores y creencias del desarrollador del modelo.

Existe una causa adicional, derivada de la ambigüedad pero ubicada más en el ámbito de los valores y las creencias, esto es la incertidumbre relacionada con las normas.

De acuerdo con la definición general, la incertidumbre siempre está vinculada al conocimiento. En este aspecto, podemos distinguir dos tipologías de conocimiento relevantes en la toma de decisiones: el conocimiento sobre los hechos y el conocimiento sobre las normas y valores.

Hemos visto que la incertidumbre relacionada con los hechos se manifiesta cuando una persona no tiene la confianza suficiente sobre los hechos. Este conocimiento necesario para poder describir la realidad, se considera como verdadero, comprensible por los demás y por lo tanto objetivo. La principal manera de disminuir este tipo de incertidumbre es a través de los estudios científicos contrastados.

Por otro lado, la incertidumbre relativa a las normas existe cuando una persona carece de la confianza necesaria al respecto de su conocimiento relativo a las normas y valores (Sigel, Klauer, and Pahl-Wostl 2010a). Un caso claro de esto está en la legislación europea, que se define de tal manera que, alcanzando unos mínimos comunes a todos los países, la mayoría de las prescripciones legales se realizan a nivel nacional a través de la trasposición de las directivas. Como consecuencia, las directivas, la DMA entre ellas, deben ser interpretadas y sustanciadas por cada uno de los estados miembros y sus autoridades competentes. La incertidumbre en este caso es normativa, pues la diferente interpretación de una norma puede derivar en resultados diferentes. Pero además, es una incertidumbre respecto de los valores asociados, pues al estar sujeto a interpretación, es evidente que cada individuo utilizará su prisma entender la norma.

3.2.4 Implicaciones de la incertidumbre en la toma de decisiones

76

La incertidumbre es un aspecto muy relevante en la política ambiental, porque por un lado los problemas ambientales son complejos (y a veces perversos) y requieren una perspectiva a largo plazo y, por otro lado, el conocimiento disponible es a menudo fragmentado y no está sistematizado (Sigel et al. 2010a). Una cuestión clave que surge a partir de este desafío es el de desarrollar metodologías de apoyo a las decisiones científicas que sean capaces de hacer frente a la incertidumbre de una manera sistemática y diferenciada, integrando tanto el conocimiento científico como práctico.

Lo cierto es que no tenemos todos los conocimientos necesarios para una decisión profunda y, por otra parte, no estamos seguros porque carecemos de confianza en el conocimiento que tenemos. Ambos aspectos, la falta de confianza en el conocimiento (incertidumbre) y la falta de conocimiento dificultan nuestra capacidad para elegir lo que consideramos mejor. En el contexto de la toma de decisiones el problema de la incertidumbre ambiental es especialmente grave debido a la abrumadora diversidad de la naturaleza, los innumerables procesos naturales

dinámicos involucrados, a menudo no lineales y caóticos, además de las múltiples complejas interacciones que tienen lugar entre la naturaleza y seres humanos.

El enfoque científico estándar para conceptualizar la incertidumbre es cuantificar la incertidumbre en términos de probabilidades que se realizan a partir de los postulados de Laplace (probabilidades clásicas), Bernoulli y Venn (frecuencias de probabilidades o distribuciones) o Bayes (probabilidades subjetivas). Una técnica común para hacer uso de información cualitativa sobre incertidumbre es el análisis de escenarios. A diferencia de la mayoría de métodos formales, los resultados de un análisis de escenarios no son recomendaciones claras, sino proyecciones y predicciones de lo que puede cambiar si las condiciones generales se desarrollan por diferentes caminos. Sin embargo, es importante recordar que el análisis de escenarios no aborda el núcleo de un problema de toma de decisiones, es decir, el equilibrio de las ventajas y desventajas de las posibles alternativas.

La cuestión principal es cómo abordar de manera adecuada la incertidumbre, que como ya se ha descrito, es inherente de la toma de decisiones en temas medio ambientales. Desde el punto de vista del autor, podemos identificar dos etapas:

1. Percibir y describir la incertidumbre. Este es un aspecto interesante ya que no sólo el (mal) uso de la terminología probabilística, sino su aplicación práctica, demuestra que tanto la comunidad científica como los gestores no siempre son conocedores del alcance del concepto. Esta fase debe caracterizarse por la búsqueda del conocimiento actual y fiable. Aquí estriba una de las dificultades, y es que en el medio ambiente la información no es estática y necesita actualizaciones periódicas.
2. Decidir y actuar en condiciones de incertidumbre. El modelo será el mecanismo para introducir la componente estocástica en la decisión, mientras que el simulador es el que preparará al gestor a tomar las decisiones en tiempo y forma adecuadas.

En este sentido, cabe recordar que la incertidumbre en los sistemas complejos

como los hídricos tiene menos que ver con si un hecho particular se produce o no, y más con la comprensión y descripción del hecho en sí mismo (Bernal and Zografos 2012). Esto hace que sea necesario explicar las distintas dimensiones de la cuestión que nos ocupa, el uso de información que no siempre es cuantitativo, es decir, que no es precisa, segura, exhaustiva e inequívoca.

Podríamos argumentar que la complejidad del sistema requiere mayor documentación del mismo, pero siempre queda una parte significativa de la incertidumbre que no se puede resolver con más mediciones, vinculadas precisamente a la componente humana de la toma de decisiones. Si nos centramos en la conducta humana, las incertidumbres son producidas por la diversidad de los valores éticos y la aleatoriedad de la sociedad y estos no pueden ser resueltos por medio de más mediciones. Como resultado, cualquier modelo que pretende gestionar esta incertidumbre debe incorporar cuatro dimensiones fundamentales del conocimiento: institucionales, sociales, económicos y ambientales.

3.2.5 Estrategias para hacer frente a la incertidumbre

La identificación de la incertidumbre no es suficiente a la hora de la toma de decisiones, sino que el gestor debe decidir qué estrategia seguir a partir de los conocimientos que se tienen. Las estrategias habituales en la toma de decisiones para afrontar la incertidumbre son cuatro: ignorar, generar (conocimiento), interactuar y afrontar (Raadgever et al. 2011).

Tradicionalmente se entendía que la ciencia podría, en última instancia, ofrecer una certeza o seguridad absoluta, por ejemplo, mediante el desarrollo de modelos de simulación cada vez más complejos y detallados. Como en la transferencia tecnológica, este patrón de pensamiento se ha transferido del ámbito académico al facultativo y en ocasiones ha derivado en aceptar como deterministas (sin azar) resultados de modelos no predictivos. Lo que se podría entender como certidumbre epistemológica no siempre es válida, entre otras razones por la existencia de múltiples enfoques del mismo tema por diferentes actores (Walker et al. 2003), el

incremento de la imprevisibilidad o de la ambigüedad. De hecho, a medida que el ámbito de modelización se expande, también lo hace la incertidumbre (Castelletti and Soncini-Sessa 2007).

Una primera estrategia de gestión de la incertidumbre es ignorarla, lo que implica no tomar ninguna acción para su gestión. Los actores pueden no saber que existen incertidumbres particulares o que éstas puedan ser gestionadas, o pueden elegir deliberadamente no gestionar ciertas incertidumbres, por ejemplo a la espera de mayor conocimiento disponible.

Una segunda categoría de estrategia de gestión de la incertidumbre se ocupa de la generación de conocimiento. Esta es sin duda la más habitual en el mundo académico. La generación de conocimiento suele enfocarse a la evaluación de la incertidumbre o a reducir las incertidumbres epistémicas. Una forma habitual en la gestión hídrica de generación de conocimiento es la de realizar un estudio de caso, o un proyecto piloto con el fin de explorar posibles escenarios futuros. Ligada a la generación de conocimiento está la reducibilidad de la incertidumbre. La reducibilidad es una característica clave de la incertidumbre y está estrechamente relacionado con el tratamiento adecuado de la incertidumbre inevitable, es decir, cómo decidir y actuar en condiciones de incertidumbre (Sigel et al. 2010a). En la práctica, el gestor se enfrenta a menudo a la cuestión de si debe tomar una decisión basándose en el conocimiento real disponible, pero incierto, o si por el contrario debe intentar primero reducir su incertidumbre. Tomando como referencia lo ya mencionado sobre la incertidumbre, encontramos dos puntos de entrada a partir de los cuales podemos intentar reducir la incertidumbre: el nivel de conocimiento y el nivel de confianza sobre el conocimiento. Este equilibrio determina la decisión de emprender más estudios o iniciar la modelización con el conocimiento existente.

La generación de conocimiento, la adquisición de más y mejores datos, el tratamiento de los mismos, las aplicaciones desde enfoques innovadores, etc., contribuye a reducir la incertidumbre al aumentar el nivel de conocimiento.

El incremento de la confianza es algo más complejo. Desde la perspectiva científica, esto puede realizarse a partir de la identificación de las fuentes y de los métodos de obtención de los datos. Pero en general, la confianza es un estado que se desea mantener, o incrementar, a lo largo de todo el proceso de modelización, por lo que hay que establecer un protocolo, del que hablaremos en el próximo capítulo, que (a) detecte y priorice las posibles fuentes de incertidumbre, (b) las ponga en relación con los hechos y las normas, (c) trace sus causas, (d) evalúe la capacidad de reducción de la incertidumbre y (e) si es posible, las cuantifique utilizando probabilidades.

La tercera categoría de estrategias de gestión de la incertidumbre es la interacción. La interacción se centra específicamente en el intercambio de información sobre las incertidumbres entre los agentes interesados. Dentro de esta categoría existen varias alternativas. Podemos optar por la comunicación, el aprendizaje dialógico, la negociación o los debates, entre otros, con el objeto de reducir la ambigüedad acerca del sistema a gestionar.

80

Por último, encontramos las estrategias de enfrentamiento, que reconocen que algunas incertidumbres no pueden ser reducidas (a un coste desproporcionado) y en su lugar se plantean estrategias para mitigar sus consecuencias negativas o estimular sus consecuencias positivas. Esto incluye la preparación para lo peor, la adopción de soluciones robustas, el desarrollo de la capacidad adaptativa y de recuperación de los sistemas y la adopción de soluciones flexibles.

Tabla 5. Estrategias para afrontar la incertidumbre desde la gestión.

Categoría	Estrategia	Descripción
Ignorar	Ignorar la incertidumbre	Ignorar la incertidumbre de manera explícita o implícita por el momento. Esta estrategia de “esperar a ver qué pasa” puede complementarse con elaborar e implementar estrategias que prevengan posibles daños.
Generación de conocimiento	Evaluación de la incertidumbre	Esta estrategia se utiliza habitualmente en el mundo académico para tener una mejor percepción de la incertidumbre: <ul style="list-style-type: none"> • Clasificación de la incertidumbre. • Cuantificación • Modelos de propagación • Priorización Puede contribuir a la comunicación.
	Reducción de la incertidumbre epistémica	Desarrollo y seguimiento de indicadores. Recolección de datos. Experimentación. Simulación cuantitativa Evaluación cualitativa Herramientas de evaluación integrada Opiniones de los expertos
	Estudio de escenarios	El rendimiento de estrategias alternativas se evalúa bajo diversas “imágenes” consistentes y plausibles de cómo el futuro se desarrollará.
Interacción	Comunicación de las incertidumbres	La comunicación de las incertidumbres por parte de los científicos a otros actores en el contexto de un debate político permite al resto de actores evaluar por sí mismos la calidad de experiencia técnica y producir evidencias relevantes. La comunicación también puede enfocarse a incrementar la conciencia /involucrar entre los actores.
	Comunicación persuasiva	Convencer al resto de actores a partir de presentar tu perspectiva como atractiva y útil.
	Aprendizaje dialógico	Entender mejor la perspectiva de los demás a partir de un diálogo abierto que fomente el aprendizaje de todas las partes. En términos generales reduce la ambigüedad pues contribuye a un entendimiento mutuo, mayor confianza y apoyo a las acciones de gestión. Requiere sin embargo un diseño del proceso bien justificado y la implicación de facilitadores y mediadores.
	Negociación	Alcanzar un acuerdo que beneficie a todas las partes desde múltiples perspectivas.
	Reposicionamiento de opiniones	Tomar distancia y evitar imponer la perspectiva propia sobre la de los demás por la fuerza.
Hacer frente a las incertidumbres	Prepararse para lo peor	Limitar las consecuencias negativas potenciales (control del daño) del peor escenario posible (conservador o precavido)
	Adoptar soluciones robustas	Adoptar estrategias que rindan bien bajo múltiples escenarios. Esto puede implicar adoptar múltiples medidas (diversificar soluciones) para asegurarse de que alguna de ellas sea efectiva ante cada uno de los escenarios.
	Desarrollar resiliencia	Desarrollar “la capacidad del Sistema para absorber los impactos recurrentes tales como los desastres naturales, a la vez de mantener los procesos estructurales esenciales y los retornos”
	Adoptar soluciones flexibles	Elegir estrategias de gestión flexibles que puedan adaptarse a cambio inesperados en el futuro. Esto puede incluir la adopción de medidas que sean factibles en el plazo de un evento potencialmente perjudicial y que prevenga o mitigue los daños.

Fuente: Adaptado de Raadvger (2011)

Capítulo 4. LA MODELIZACIÓN COMO HERRAMIENTA DE APOYO EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.

“Qué equivocados estamos de llamar a este planeta Tierra, cuando es claramente Agua”.

Arthur C. Clarke.

83

4.1 NOCIONES PREVIAS A LA MODELIZACIÓN

La dificultad de encontrar un paradigma de gestión adecuado para la gestión de los recursos hídricos es un indicador evidente de la complejidad de los sistemas que intentamos gestionar. La componente física de los sistemas naturales, entre ellos los sistemas hídricos, es una amalgama de innumerables entidades que se relacionan entre sí, no siempre de manera lineal, en diferentes escalas de espacio y tiempo, dirigidas por el azar de factores externos como la climatología. La componente humana queda representada por un núcleo de normas socio-culturales, jurídicas y económicas, cuya mejor síntesis es la de una demanda cambiante y poco controlada del recurso, tan dinámica que las normas y las instituciones no suelen ser capaces de seguir el ritmo, y que resulta en un impacto sobre el mismo sistema que provee el recurso. Ambas componentes, de *dinámicas* independientes, confluyen en lo que denominamos sistemas hídricos.

En la actualidad no es posible gestionar los recursos hídricos, y hacer frente a la mencionada complejidad de los sistemas hídricos o hidrosociales sin el uso de herramientas diseñadas tanto para facilitar los cálculos de computación, como para explorar las mejores alternativas disponibles. Entre esas herramientas destacan los modelos, capaces de simplificar el proceso de toma de decisiones gracias a poder tratar un gran número de variables y datos implicados.

El concepto de modelización engloba un gran número de definiciones, todas similares pero con algún matiz que las diferencia: modelos, sistemas de apoyo a la decisión (SAD o DSS²² por sus siglas en inglés), Herramientas de Apoyo a la Decisión e Información (HADI, o DIST²³ por sus siglas en inglés), simulaciones... Pero todas ellas concuerdan en una arquitectura formada por una plataforma informática con tres elementos: una interfaz de entrada de datos, un componente con capacidad de cálculo y computación y una interfaz de salida y consulta de datos (Sun 2013). La integración de *data warehouses*, visores GIS, y otros elementos como submodelos son habituales, pero no modifican su alcance: liberar al gestor de la carga asociada al tratamiento de los datos, y convertir esos datos en información para facilitar la toma de decisiones coherente con el diagnóstico del sistema. Por sus características, y para utilizar una terminología común, el presente trabajo se centra principalmente en las Herramientas de Apoyo a la Decisión e Información (HADI).

84

Hemos afirmado que la gestión de los recursos hídricos es ineficiente e insuficiente en el contexto actual. Ineficiente a causa del paradigma, que como se ha presentado en el primer capítulo se ha mostrado incapaz de afrontar de manera eficaz los conflictos emergentes alrededor de la gestión hídrica, e insuficiente porque en la práctica de la gestión, la visión a corto plazo (medio plazo, si se consideran los

²² Decision Support Systems

²³ Decision and Information Support Tools.

6 años de los ciclos de planificación de la DMA), deriva en un uso de la modelización limitada y limitante, obviando el resto de posibilidades que ofrecen estas herramientas. Una posible alternativa es la utilización de HADIs que mediante el diseño de un protocolo de desarrollo y ejecución adecuados permita cumplir con los objetivos de la gestión, el seguimiento y el aprendizaje constante de las decisiones tomadas, pero además contribuya a la preparación, mitigación o aceptación de la incertidumbre.

En el presente capítulo se hará un repaso de las tecnologías utilizadas en la gestión del agua para facilitar la toma de decisiones. Definiremos la nomenclatura básica, los principios en los que se basan, las limitaciones y los desafíos asociados, por ejemplo cómo se trabaja con la incertidumbre, para finalizar detallando las bases del tipo de modelización necesaria en la gestión hidrológica.

4.1.1 El binomio gestión-modelo

La gestión de los recursos hídricos, presenta retos importantes, como la complejidad de los sistemas de los que se ocupa, que no siempre se entienden bien, el gran número de agentes interesados, a menudo con objetivos en competencia, y el gran número de opciones de gestión posibles (Maier et al. 2008). Para poder abordar estos retos, ha quedado demostrada la importancia de utilizar modelos integrados, que además sirven como mecanismo para evaluar la respuesta de los sistemas ambientales (Crout et al. 2008; Letcher and Jakeman 2003; McIntosh et al. 2011). El siguiente paso es incorporar los aspectos sociales e institucionales dentro del proceso de toma de decisiones (Holtz and Pahl-wostl 2011; Pahl-wostl 2008). Para ello, en los últimos años se están empezando a utilizar modelos basados en agentes y modelos de redes bayesianas (Döll, Döll, and Bots 2013), en un intento de integrar los aspectos sociales, económicos y ambientales en un marco único de modelado (Tàbara and Pahl-wostl 2007). A menudo estos modelos se desarrollan en modo de simulación para explorar los impactos resultantes de diferentes escenarios, aunque es importante insistir en la diferencia de la simulación por escenarios a la simulación

libre o *sandbox*.

A medida que la complejidad de los modelos aumenta con el fin de representar mejor los sistemas ambientales y socio-ambientales, hay también un aumento de la necesidad de identificar las posibles fuentes de incertidumbre y de cuantificar su impacto, para que se puedan identificar con confianza las posibles alternativas de gestión. Es necesario, sin embargo, examinar el proceso de toma de decisiones de una manera integrada, con el fin de identificar todas las fuentes de incertidumbre y las formas de incorporarlas en el proceso de toma de decisiones. Con el fin de desarrollar los HADIs para la gestión ambiental y el análisis de políticas, es necesario considerar una serie de pasos.

En primer lugar, es necesario identificar los problemas ambientales y trasladarlos a la agenda de quienes toman las decisiones. Esto se puede hacer a través de la comunicación de los datos habitualmente transmitidos, mientras se realizan los trabajos de modelización, o gracias a aportes de los actores locales y/o grupos de presión. Una vez que un problema particular está en la agenda de los gestores, es necesario tomar una decisión al respecto de si se deben tomar medidas para abordar el problema. Esta decisión dependerá de una serie de factores, tales como la importancia percibida y la magnitud del problema, así como el presupuesto disponible. Debe generarse una lista de soluciones alternativas y con el fin de determinar qué alternativa, o un conjunto de alternativas, se considera óptima, generalmente se utilizarán métodos de análisis (por ejemplo, los modelos integrados), técnicas de optimización formales y análisis de decisión multicriterio. A partir de ese momento, el gestor podrá decidir qué opción debe ser implementada, y siempre es interesante acompañar la puesta en práctica de la medida con un programa de seguimiento que permita evaluar la consecución de los objetivos y el aprendizaje.

Tradicionalmente, las herramientas de apoyo a las decisiones basadas en modelos se han utilizado para ayudar a determinar qué subconjunto de alternativas de gestión puede ser considerado "óptimo". Para conseguir esto, primero se requiere

seleccionar los criterios de evaluación adecuados, para después realizar la evaluación de todas las alternativas potenciales, o un subconjunto de estas, contrastadas con dichos criterios. Si el número de soluciones candidatas es limitado, todas las opciones pueden ser evaluadas. Sin embargo, si número de opciones es elevado, es necesario usar enfoques de optimización formales, como por ejemplo los algoritmos, para seleccionar qué subconjunto de alternativas debe evaluarse. Este proceso de evaluación se lleva a cabo con la ayuda de uno o más modelos de simulación integrados, lo que permite la realización de las alternativas propuestas para ser evaluadas según los criterios de rendimiento especificados.

Existe otra variable a tener en cuenta en el proceso de toma de decisiones. Las políticas ambientales se han escorado cada vez más hacia enfoques más conservadores, no estructurales y enfocados a la demanda, como consecuencia de que los problemas medioambientales cada vez más implican un mayor número de opciones sociales complejas e interconectadas (Mysiak, Giupponi, and Rosato 2005). Ante la posibilidad de errar o no cumplir con las expectativas muchos gestores prefieren demorar la toma de decisión. Sin embargo, derivado también de este nuevo tipo de problemas ambientales, desde el ámbito científico se entiende que el proceso de toma de decisiones debería verse favorecido por el uso de métodos plurales, multidisciplinarios e inclusivos, en los que los científicos participen junto con los gestores y otros agentes interesados en el proceso. Si los modelos se enfocan a la toma de decisiones, es pues lógico que este mismo enfoque deba servir en la construcción y desarrollo de dichas herramientas.

La incertidumbre constituye la principal barrera para concretar la ciencia con la toma de decisiones (Yuqiong Liu et al. 2008). Como resultado, una gran parte del debate se centra en cómo reducir mejor las brechas entre la ciencia y la gestión, de manera que la ciencia produzca información creíble (la información es confiable y de alta calidad percibida por los usuarios), legítima (la información es transparente y comprensible para los usuarios), e importante (la información es relevante para el contexto específico en el que se toma la decisión) (Sarewitz and Pielke 2007).

4.1.2 La complejidad del sistema

Otro aspecto a tener en cuenta es el marco de trabajo más adecuado para llevar a cabo una gestión de los recursos hídricos eficiente. No es simplemente un debate sobre la efectividad de los modelos de gestión (en términos de resultados, es decir, por ejemplo en la capacidad de suministro y depuración del recurso) sino sobre la incapacidad de dichos marcos de trabajo para satisfacer o dar respuesta a los requerimientos de todas las disciplinas implicadas. El marco de trabajo más aceptado en la actualidad, la GIRH se ha demostrado ineficiente por diversas razones: un marco normativo rígido que continúa enfocándose en las variables físicas del recurso de manera casi exclusiva, estructuras de administración y ejecución arcaicas encargadas de deshacer las políticas que ellas mismas ayudaron a establecer (Molle et al. 2009), y sobre todo la incapacidad para evaluar las acciones implantadas, lo que conduce a una escasa capacidad de autoaprendizaje (Schoeman, Allan, and Finlayson 2014). Otros paradigmas, como la gestión adaptativa, hacen hincapié en las debilidades de la GIRH, y requieren de un mayor conocimiento de cada uno de los aspectos a integrar para poder anticipar los acontecimientos y ser eficiente en su adaptación, así como la aceptación de la incertidumbre como parte de la gestión.

Sin embargo, con independencia del paradigma utilizado, propuesto o aún por desarrollar, hay una serie de características comunes contextuales dentro de la gestión del agua, a las que deben responder. El principal problema que la gestión hídrica presenta en la actualidad es, sin duda, la complejidad asociada a la multitud de agentes implicados, por cuestiones de escala, multiplicidad de disciplinas, incremento del número de variables, y como resultado, de las incertidumbres asociadas.

Para abordar esta complejidad, profundizaremos en la aplicación de la modelización en la gestión. Necesitamos un mecanismo que permita incorporar todos los aspectos, integrarlos o lo que es lo mismo conectarlos entre ellos, sacar conclusiones de los mismos y readaptarse, captar información y proyectarla hacia el

futuro para hacer predicciones. Este tipo de mecanismo es un DSS. Sin embargo el uso que en la actualidad se da de los DSS no es el más apropiado porque (1) están diseñados de tal manera que facilitan la transferencia²⁴ en la toma de decisión, (2) han dejado de ser una herramienta para ser la justificación, (3) incorporan sólo variables físicas, (4) no están diseñados para aprender y (5) no están diseñados para enseñar o comunicar. No es un uso erróneo, pero sí insuficiente en el marco de la gestión de los recursos hídricos. De ahí la propuesta de desarrollar unas herramientas, los HADI, que incorpore los cinco puntos mencionados.

4.1.3 Escalas de trabajo

La modelización hidrológica es un arte dentro de la ciencia (Novak et al. 2010), especialmente a la hora de establecer compromisos entre el rigor matemático y la fidelidad en la reproducción de los procesos que tienen lugar en el sistema. Un exceso de rigidez científica puede dirigirnos a modelos infinitos sin solución con una carga computacional de tiempos superiores a los requeridos en la toma de decisión. Llegar a mimetizar las dinámicas del sistema con la mayor sencillez posible sin llegar a trivializar los cálculos para no perder fiabilidad en los resultados suele ser el objetivo de cualquier desarrollador de modelos.

Para poder llegar a este equilibrio es necesario tener una visión global de la modelización. Es importante conocer el sistema a estudiar, y por supuesto las herramientas disponibles para construir el modelo, pero también lo es conocer las escalas en las que la modelización puede tener lugar, en espacio y tiempo.

²⁴ Hablamos de transferencia en la toma de decisiones a la omisión del rol de tomador de una decisión por parte de una persona para cedérselo a otra entidad (no legitimada) o a una máquina.

4.1.3.1 Escala espacial

Las cuencas hidrográficas se consideran habitualmente como las regiones lógicas para la gestión y planificación de los recursos hídricos. Esto tiene especial sentido cuando los impactos de las decisiones en relación a la gestión de los recursos hídricos tienen lugar única y exclusivamente dentro de los límites de la cuenca. La manera en cómo se gestiona el agua y su territorio en una parte de la cuenca puede (y suele) afectar a otras partes de la misma. Un posible ejemplo de esto es la erosión causada por el cambio de usos del suelo –previa deforestación– de los bosques situados en la cabecera de una cuenca afectará a la calidad del recurso y modificará la disponibilidad de las mismas aguas abajo debido a la sedimentación. Para maximizar los beneficios económicos y sociales en la totalidad de la cuenca, y para asegurarnos de que no solo dichos beneficios sino también los costes asociados se distribuyen de manera equitativa, la recomendación es que la gestión y planificación se realice a escala de cuenca. Sin embargo, aunque los límites hidrogeográficos tengan sentido desde un punto de vista hidrológico, pueden ser insuficientes para afrontar problemas particulares que tienen lugar fuera de los límites de la cuenca, como por ejemplo la necesidad de desembalsar agua de un embalse para turbinar y generar electricidad, cuya demanda proviene de una ciudad fuera de los límites de la cuenca. Lo que a nivel de gestión es deseable en estos casos es maximizar el rendimiento, sea cual sea la definición aceptada de rendimiento, del conjunto físico-ambiental, socio-económico, y administrativo del sistema hídrico (Loucks et al. 2005).

En la medida que los elementos de gestión, los actores implicados y/o los límites administrativos se extiendan más allá de los límites geográficos de la cuenca, el enfoque de gestión y planificación debería expandirse a los límites del problema, es decir, a lo que algunos autores, como ya se ha mencionado, denominan el

*problemshed*²⁵ (Allan 2005).

4.1.3.2 Escala temporal

Toda planificación requiere una visión a futuro. Cualquier recomendación realizada para el futuro inmediato debe tener en cuenta los impactos potenciales a medio y largo plazo, que pueden depender asimismo de las condiciones ambientales, demográficas y económicas presentes o futuras. En términos generales, la pregunta clave es definir cómo de lejos en el futuro necesitamos proyectarnos y cómo de independientes son estas predicciones de las decisiones que tomemos en la actualidad. La decisión más importante siempre es la que se debe tomar en el presente, tanto por su inmediatez como por su impacto en el futuro. Cualquier decisión que pueda tomarse más adelante, podrá apoyarse en mejor información, objetivos de gestión más contrastados y predicciones. Como la planificación es un proceso secuencial continuo, los planes hidrológicos necesitan actualizarse periódicamente y adaptarse a la nueva información disponible, nuevos objetivos y predicciones de demandas, costes, etc.

Es aquí posiblemente donde radica el principal problema de la escala temporal en la gestión de los recursos hídricos. La disponibilidad de datos por parte de las administraciones hidráulicas ha dejado de ser una limitación, y si bien el presente trabajo cuestiona en parte su utilización, los modelos existentes minimizan considerablemente la complejidad inherente de los sistemas hídricos y son capaces de aportar predicciones más precisas. En la actualidad, podemos decir que son los objetivos de gestión los que determinan la escala temporal. Así, nos encontramos con normativas que establecen ciclos de gestión de 6 años de duración (EC 2000),

²⁵ Problemshed es el resultado de un juego de palabras a partir de watershed, es decir, cuenca hidrográfica, y hace alusión al hecho de que en los límites no necesariamente deben enfocarse en el agua como recurso físico, sino en los problemas o conflictos derivados de su gestión.

concesiones en el uso del agua más longevas que el usufructuario²⁶, planes especiales de sequía que evalúan los indicadores de sequía operacional para periodos de entre 2-3 meses o planes de prevención de avenidas enfocados en periodos de retorno superior a 10 años. Igualmente, cada objetivo de gestión define las necesidades de captación de datos, en función del problema que necesita abordar, de manera que en la gestión de las inundaciones los datos requeridos son prácticamente instantáneos y de granularidad muy pequeña (m^3/s), mientras que para la asignación de las dotaciones de riego se necesitan tendencias de entre 6-18 meses y granularidad alta ($Hm^3/ha/año$). Por lo tanto, los objetivos de gestión determinarán la escala temporal de trabajo.

4.1.4 Por qué utilizamos la modelización

Cualquier decisión en materia de gestión, diseño o planificación tomada en el campo del medio ambiente y los recursos hídricos, se basa principalmente en lo que el gestor cree (o espera) que suceda como resultado de su decisión. Estas predicciones se fundamentan bien en información cualitativa que forman parte del conocimiento tácito (no estructurado) de las personas (conocimiento experto) o bien en algún tipo de información cuantitativa resultante de modelos matemáticos o computacionales.

En la actualidad, estos modelos matemáticos cuantitativos se utilizan para potenciar los modelos mentales, y se consideran esenciales para llevar a cabo evaluaciones de impacto ambiental. Los modelos matemáticos de simulación y optimización que hoy en día se pueden utilizar en cualquier ordenador establecen un marco común en el que planificadores y gestores pueden predecir el comportamiento de una política o programa de gestión en un sistema hídrico antes de que sea implementado. En la actualidad, la modelización aporta el mecanismo

²⁶ Las primeras concesiones en emitidas en la Confederación Hidrográfica del Ebro en la década de 1930 se dieron para un máximo de 75 años, cuando la esperanza de vida era de apenas 50 años (INE, 2004).

principal para predecir el comportamiento de una infraestructura propuesta o la respuesta a potenciales prácticas de gestión.

Durante las últimas 3 décadas se han conseguido mejorar significativamente la capacidad para modelizar los impactos económicos, ecológicos, hidrológicos e incluso los impactos institucionales dentro del amplio y complejo contexto de los sistemas “multiobjetivo” de los recursos hídricos. La aplicación de estos modelos a los sistemas reales ha contribuido a mejorar nuestro conocimiento de los mismos, y por lo tanto, han contribuido también a mejorar el diseño, la gestión y operación de dichos sistemas. Sin embargo, también han servido para darnos cuenta de cómo de limitadas son nuestras competencias en modelización y lo que nos queda aún por aprender en esta disciplina. Los sistemas hídricos son mucho más complejos de lo que los analistas han sido –o incluso serán jamás– capaces de modelizar y solucionar, no sólo por la limitación de capacidad de cálculo computacional derivado del elevado número de variables del modelo, restricciones, subrutinas o ejecutables en esas subrutinas, sino especialmente por carecer de la capacidad de entender suficientemente la enorme cantidad de dependencias físicas, bioquímicas, ecológicas, sociales, legales y políticas (y por lo tanto humanas) que gobiernan los mecanismos y comportamientos dentro de los límites de los sistemas hídricos. Aún más, estos procesos no sólo se ven afectados por incertidumbres en aspectos que inicialmente podemos medir, como por ejemplo los balances hídricos y las necesidades de demanda, sino que además se ven influenciados por las acciones impredecibles de múltiples individuos e instituciones cuyos comportamientos derivan de lo que obtienen o no como resultado de la gestión del sistema, o incluso por otros eventos ajenos a la gestión del agua. Dicho de otra manera, el desarrollo y aplicación de modelos, el arte, ciencia y práctica de la modelización, debe ir siempre precedido de manera imperativa del reconocimiento y aceptación de qué puede y qué no puede conseguirse mediante el uso de dichos modelos.

Como representación simplificada del mundo real, parte de la modelización implica decidir qué características de ese mundo se incluirán en el modelo y cuáles

no. Esta es una tarea crucial en el trabajo del modelizador, pues debe analizar qué aspectos son importantes en relación a los objetivos debatidos o las preguntas formuladas. Cómo de acertada sea esta fase depende en parte de la habilidad y experiencia del modelizador, el tiempo y dinero disponible, y tal vez lo más importante, la comprensión del sistema real y de los procesos de toma de decisión que tienen lugar en él por parte de la persona responsable de diseñar y construir el modelo.

Ya hemos mencionado que, dentro de algunos círculos académicos, el desarrollo de modelos es un arte, en tanto en cuanto requiere un conocimiento certero del sistema a modelizar, los objetivos del usuario final (o usuarios), las metas a alcanzar, las necesidades de información y datos, y evidentemente de las habilidades analíticas y capacidades de programación. Cualquier modelo se basa en numerosas suposiciones o aproximaciones, algunas de ellas controvertidas. El uso de estas suposiciones en una manera que permita mejorar el conocimiento y conduzca a la toma de una decisión acertada requiere evidentemente no sólo de habilidades técnicas de modelización sino además la capacidad de comunicar de manera efectiva (Jakeman, Letcher, and Norton 2006). Este último punto es importante en la medida que los modelos no producen decisiones sino información. Los gestores hídricos necesitan aceptar el hecho de que esas decisiones no pueden/deben verse afectadas por los resultados de un modelo. Hacer esto implica directamente utilizar el modelo para un propósito para el que no se ha diseñado y abandonar la responsabilidad inherente de la gestión. Conocer a partir de un modelo agroclimático que el cultivo de una especie tropical es posible en una región bioclimática determinada no implica que tenga que acometerse la transformación agraria de dicho territorio. El rol de gestor requiere ser consciente de que no todos los agentes implicados se beneficiarán de las decisiones que le deberá tomar, y que evidentemente recibirá las críticas y las quejas de aquellos que perciban que salen perdiendo tras la decisión. Todo ello se une a que muchos gestores/decisores se sienten más seguros no tomando decisiones (Mcintosh et al. 2011).

En muchas culturas y sistemas legales hay un sentimiento generalizado de que no hacer nada es mejor que hacer cosas que puedan fallar. En términos legales el mensaje es mucho más potente, ya que el incumplimiento del deber u “omisión culposa” (en inglés *nonfeasance*), aunque figuras penadas, se percibe como más aceptable o de manera más positiva, que la negligencia (en inglés *mistfeasance*) o la prevaricación o administración desleal (en inglés, *malfeasance*)²⁷ (Loucks et al. 2005). Lo cierto es que como seres humanos sentimos siempre mayor responsabilidad por lo que hacemos que por aquello que dejamos de hacer. No obstante, nuestra aversión al riesgo no debería disuadirnos de incluir temas sensibles en nuestros modelos. Cualquier esfuerzo adicional que pongamos en el desarrollo de un modelo debe ir dirigido a mejorar el conocimiento del sistema y la información disponible, ya que es este conocimiento mejorado del sistema (y no tanto la mejora del modelo *per se*) el que conduce a una mejora en la planificación y gestión del mismo. Los modelos utilizados en la gestión hídrica no deben dirigirse a reemplazar la toma de decisiones (lo sabemos tras años de estudios en modelización).

4.1.5 Propósitos de la modelización

Aunque trataremos cada uno de ellos con más detalle en los siguientes apartados, especialmente en lo que se refiera a su relación con la incertidumbre, es necesario introducir en este instante los diferentes tipos de modelos que nos podemos

²⁷ La terminología al respecto de estos conceptos es un poco confusa y al ser términos de carácter legal, a menudo es difícil encontrar su traducción literal, lo que hace necesaria una aclaración. La terminología habitualmente utilizada en la literatura científica (en inglés) se refiere a *nonfeasance*, *mistfeasance* y *malfeasance* y en general vinculados a la administración pública. *Nonfeasance* hace referencia a la omisión intencionada de realizar una acción o tomar una decisión para la que dicha persona está particularmente habilitada, o lo que es lo mismo, que nadie más que ella puede tomar. *Mistfeasance* hacer referencia a la realización de una acción o a la toma de una decisión con resultados (inintencionadamente) negativos, por lo que se ha optado por traducir al español como negligencia (falta de cuidado, aplicación y diligencia de una persona en lo que hace, en especial en el cumplimiento de una obligación). Por último *Malfeasance* hace referencia a la realización de una acción o toma de decisión con resultados intencionalmente negativos, o por lo menos, siendo consciente de los resultados potencialmente negativos derivados de dicha acción o decisión, y que en español se ha podría traducir como prevaricación o administración desleal.

encontrar en la gestión medioambiental, en base a su propósito, es especial porque sólo dos de ellos se emplean habitualmente en la toma de decisiones de la gestión de los recursos hídricos (Martins et al. 2013). Los cuatro propósitos de la modelización son la predicción, el análisis exploratorio, la comunicación y el aprendizaje (Brugnach, Lindenschmidt, et al. 2008).

El primer propósito de la modelización es la predicción. La gran mayoría de modelos hidrológicos, especialmente los hidrodinámicos, persiguen este objetivo. Se basan en el estudio exhaustivo de un proceso en concreto, que se reconstruye a partir de la recopilación de gran cantidad de datos, captados durante una ventana suficientemente representativa de tiempo, y usando fórmulas empíricas contrastadas. En general, empiezan siendo modelos a escalas temporales y espaciales pequeñas, que van expandiéndose a medida que la precisión es aceptable. De estos modelos se espera que den un resultado exacto con un margen de error casi nulo. Por lo tanto, se utiliza sólo en procesos muy conocidos donde la dificultad radica en los procesos de cálculo. Los modelos desarrollados para la predicción requieren que las incertidumbres se reduzcan al mínimo y reconocerlas de manera explícita. Este es uno de los modelos más utilizados en la gestión de los recursos hídricos, especialmente en dinámicas hidráulicas.

El segundo propósito, también ampliamente utilizado, sino el que más, en la gestión de los recursos hídricos, es el análisis exploratorio. Este tipo de modelos asumen el error que puede existir a partir del desconocimiento de dinámicas del sistema (debido en gran parte al gran número de variables que tienen en cuenta), pero no de los errores derivados de los datos o de la representatividad de los mismos. Es decir, se construyen, como los modelos de predicción, a partir de la recopilación de una cantidad representativa de datos, pero reproducen la dinámica del sistema a partir de fórmulas empíricas, matrices y ecuaciones derivadas que asumen la existencia de un error en el cálculo. Como resultado, estos modelos no devuelven valores exactos sino intervalos de confianza. Estos modelos son los que se utilizan más habitualmente en la planificación hidrológica, por ejemplo en la identificación

de los riesgos de inundación, donde el gestor puede estar razonablemente seguro de los valores obtenidos a partir del modelo, pero aun así tiene que considerar las probabilidades de fallo. Estos modelos se utilizan a menudo para realizar análisis de escenarios, especialmente cuando dentro del modelo hay datos con suficiente certidumbre, y lo que se desea evaluar son las implicaciones de la incertidumbre sobre otros parámetros. Por ejemplo, al conocer con seguridad la evolución de los consumos de agua en una cuenca pero desconocemos la variaciones climáticas que tendremos a causa del cambio climático.

Los siguientes dos propósitos no acostumbran a utilizarse en la gestión hídrica. Los modelos de comunicación son modelos cuyo principal objetivo es ayudar a interpretar la visión de gestión a los agentes interesados, y viceversa. Normalmente empiezan siendo modelos conceptuales, es decir, ideas y conceptos relacionados entre sí, que tienden a convertirse en modelos computacionales que pudieran ser utilizados tanto para aprender como para explorar, aunque no alcanzar ese estatus no supone un fracaso de la modelación comunicativa. Para su desarrollo se parte de grupos de datos relevantes y del conocimiento básico de las dinámicas del sistema, pero se le pide a los agentes interesados que utilicen su propia percepción del sistema para incluirlo en el modelo. En este tipo de modelos el error no es importante, y de hecho se asume la incertidumbre dentro del mismo pues intenta reflejar el enfoque, evidentemente parcial, de cada uno de los agentes. A partir de la construcción de este modelo, el organismo gestor puede usarlo para comunicar su propia visión y enseñar los resultados del resto de visiones. Pero sobretodo es una herramienta para involucrar de manera positiva a los actores locales, conocer las percepciones de cada uno de ellos, identificar incertidumbres y dar transparencia al proceso de modelización.

El último propósito de la modelización en la gestión de los recursos hídricos, también infrautilizado, es la modelización para el aprendizaje. En la actualidad la mayoría de este tipo de modelos se deriva de los modelos exploratorios lo que lleva a confundirlos, especialmente cuando los modelos exploratorios se basan en

escenarios. Lo recomendable es que se diseñen de manera expresa para el propósito de aprendizaje. El objetivo de estos modelos es doble: por un lado (a) aprender de las incertidumbres identificadas en el sistema mediante la ejecución del modelo, e integrarlas en el mismo y (b) ayudar al entrenamiento del usuario en la toma de decisiones. En este caso, el modelo se convierte en un simulador de toma de decisiones en la que cada elección realizada por el gestor resulta ser un input en el sistema que devuelve en forma de resultados, en los cuales el usuario se basará para tomar la siguiente decisión. Este tipo de modelización también se denomina *serious games* si el marco de la toma de decisiones está suficientemente acotado y no permite la entrada de nuevas variables una vez que ha empezado la modelización, o *sandbox* si dicho marco es tan amplio que incluye los mecanismos para la introducción de nuevas variables que no estaban en el momento inicial de la ejecución del modelo. La verdadera importancia de estos modelos radica en la posibilidad de aprender de situaciones que aún no han tenido lugar y por lo tanto prepararse para futuras eventualidades. Por ejemplo, podemos preparar un escenario en el que repetimos un evento que tuvo lugar y del que tenemos datos, pero se permite al gestor tomar decisiones diferentes a las que se tomó en su momento, explorando alternativas que al final del experimento se pueden comparar con los datos reales. Pero también podemos diseñar un evento ficticio pero plausible en el que el gestor tomará decisiones desde el punto de vista técnico pero con la seguridad de que cualquier decisión errónea no tendrá implicaciones en la vida real, pudiendo revisarla en cualquier momento. La limitación de estos modelos es que aunque la carga computacional es similar a la de un modelo exploratorio, necesitan una gran capacidad de las bases de datos para generar y guardar para futuras revisiones, cada uno de los escenarios generados a partir de una toma de decisión por parte del usuario. Sin embargo, su gran potencial estriba en minimizar la incertidumbre, tanto la debida al factor humano como por la variabilidad del sistema.

4.2 SOBRE LA CAPTACIÓN Y GESTIÓN DEL CONOCIMIENTO

Llegados a este punto, y teniendo en cuenta que los modelos necesitan de

información y conocimiento para funcionar, se hace relevante hacer un inciso para hablar de los procesos de captación y gestión del conocimiento.

A William Edwards Demming se le atribuye erróneamente la conocida frase “no se puede gestionar lo que no se puede medir”²⁸. Siendo como fue un estudioso de los sistemas de gestión y un abnegado creyente de que las decisiones deben tomarse en conocimiento fundamentado, es fácil creer que la cita es suya (la frase original es de William Pepperell Montague). Paradójicamente, la cita correcta es “las cosas importantes no pueden medirse”, basándose evidentemente en el conocimiento adquirido durante años de observación de la gestión de los sistemas de producción y corporativos. La clave de la gestión no está tanto en medir como en saber qué hacer con lo medido y cómo incorporar lo que no se puede medir, y que sin duda influye en el sistema. Hay aspectos que a largo plazo resultan ser relevantes pero que no pueden ser medidos de antemano; aunque sólo sea porque no se califiquen como importantes en un principio. El éxito de la cita errónea se debe seguramente a la confusión entre información o dato y conocimiento, y a que es más fácil obtener información que saber qué hacer con ella. Que los sistemas de captación y almacenaje de la información hayan sido más fáciles de comercializar que los sistemas de conocimiento podría haber contribuido también a ello.

En otra de sus citas Deming menciona que “(...) la información no es conocimiento. El mundo está inundado de información pero es lento en la adquisición de conocimiento. El conocimiento no tiene sustituto”²⁹. La información es contemporánea, se refiere a un momento exacto en el tiempo, mientras que el conocimiento es atemporal, tiende a propagarse en el tiempo”. Este pensamiento es importante en la modelización, ya que la mayoría de modelos están diseñados para

²⁸ <http://www.sintetia.com/lo-que-no-se-puede-medir-no-se-puede-gestionar/>

²⁹ Deming, W. Edwards. 1993. *The New Economics for Industry, Government, Education*, second edition.

convertir los datos en información, y debe ser trabajo de los actores apoyarse en los modelos para transformar esa información en conocimiento.

El término gestión del conocimiento sufre de ambigüedad terminológica, como demuestra la necesidad de acompañarlo de adjetivos que aclaren en el sentido en el que se está utilizando. Lo cierto es que cuando algo necesita ser gestionado a menudo se entiende que para conseguir tal objetivo es necesario que ese algo sea cuantificado, organizado y medido hasta el punto que si el objetivo es maximizarlos, debe ser posible reconstruirlo, poseerlo y controlarlo (Hildreth and Kimble 2002). Como resultado, la aplicación en el terreno de la gestión del conocimiento se ha enfocado tradicionalmente en capturar y controlar, en lo que a veces se ha denominado “conocimiento estructurado”.

Es en este punto donde es necesario diferenciar información de conocimiento. La información es un tipo de conocimiento que puede ser codificado, almacenado y transmitido (Hildreth and Kimble 2002). Algunas disciplinas como la Inteligencia Artificial entienden el conocimiento como información, y se han esforzado en desarrollar sistemas expertos capaces de “capturar” el conocimiento de expertos. Este enfoque de la captura del conocimiento se centra en los llamados “activos de conocimiento” que son tangibles, y que pueden ser estructurados y codificados, como son las bases de datos, documentos, etc. De hecho, como la estrategia CCA (Capturar, Clasificar, Almacenar) está dirigida desde premisas tecnológicas y con objetivos por y para la tecnología, hasta el punto que podemos decir que es la propia tecnología la que la ha potenciado, y como el uso más habitual de la tecnología en la gestión de la información es la creación de repositorios de conocimiento estructurado, lo que a menudo se describe como gestión del conocimiento no es sino un sistema de gestión de la información y de sus fuentes.

Sin embargo, parece evidente que hay aspectos del conocimiento que no pueden ser articulados, abstraídos, capturados y almacenados, o al menos no de la misma manera, que por lo tanto no tienen por qué ser estructurados, y que viene a

definir lo que a menudo se denomina el saber popular, el conocimiento local o la inteligencia global. El hecho de que la tecnología relacionada con la gestión de la información haya avanzado tanto en los últimos años ha hecho que se haya dejado de lado el conocimiento “menos” estructurado (no podemos referirnos ni siquiera a menosprecio), potenciando, e incluso articulando los trabajos en base únicamente al conocimiento estructurado. La corriente actual de pensamiento es aceptar que el conocimiento es a la vez estructurado (también conocido como “*hard knowledge*” o formal, si puede ser fácilmente articulado) y menos estructurado (conocido como “*soft knowledge*” o informal, si su transmisión es más compleja), siendo ambos imprescindibles para la toma de decisiones. Entender esto es crucial a la hora de plantear el diseño de un DSS, ya que necesitamos un mecanismo que permita incorporar el *soft knowledge* en el sistema, y no podemos hacerlo usando los mismos mecanismos que los utilizados para incorporar el *hard knowledge* o conocimiento formal.

El conocimiento informal no puede ser capturado, codificado y almacenado, de manera que la estrategia, para ser incorporada a un DSS, no puede realizarse mediante la captura, codificación y almacenamiento. Este tipo de conocimiento está fuertemente arraigado en las acciones y en los compromisos individuales en un contexto específico, por ejemplo, durante un conflicto. El conocimiento informal o tácito consiste en parte en habilidades técnicas y en parte en modelos mentales, creencias y perspectivas tan “incrustadas” que las asumimos como normas y no son fáciles de articular (Craps 2003).

Las variables sociales, tanto las dinámicas internas como las relaciones entre los diferentes entes sociales, presentan muchas dificultades a la hora de incorporarlas dentro de los modelos. Como gran parte de los elementos que las caracterizan forman parte del conocimiento informal, es prácticamente imposible codificarlo para convertirlo en un algoritmo. Como resultado, la modelización de las variables sociales queda generalmente reflejada en variables cuantitativas que pueden

entenderse como variables *proxy*³⁰ de las variables sociales, por ejemplo, replicando el patrón de consumos de una comunidad de regantes durante el último periodo de sequía, suponiendo que dicho comportamiento se repetirá bajo las mismas condiciones, obviando los posibles detonantes de dicho comportamiento. La clave con los datos proxy es poder encontrar la relación entre los datos estimados y los reales, para no aumentar la incertidumbre.

Actualmente las variables sociales se modelan como parámetros dentro de un análisis de escenarios en los que se puede analizar la sensibilidad de las mismas, o lo que es lo mismo, su influencia en los resultados del modelo, o mediante la modelización como agentes, es decir, un sistema es modelado como una colección de entidades autónomas de toma de decisión (denominadas agentes) que evalúan de manera independiente su situación y toman decisiones en base de un conjunto de reglas de decisión. prediseñadas que simulan su comportamiento (Cardoso, Bert, and Podestá 2011). El desafío en este campo es doble. Primero, al intentar capturar la información social sin distorsionarla (los agentes sociales pueden llegar a modificar su comportamiento ante agentes externos, por ejemplo dando respuestas sesgadas ante una encuesta) y segundo, al intentar traducir esa información a un lenguaje que el modelo pueda entender (Macal and North 2006; Murray-Rust et al. 2013; Ralha et al. 2013).

102

4.2.1 Conocimiento y tecnología

Se ha mencionado anteriormente que la tecnología ha sido la principal fuerza motriz para la gestión del conocimiento, y si bien esto es cierto, es necesario matizar este impulso. El gran volumen de datos generados –principalmente– por el sector financiero ha derivado en técnicas de gestión de datos e información que se han ido

³⁰ Los datos proxy son datos que nos sirven para inferir otros datos de los que no disponemos medida directa. Por ejemplo, podemos inferir la presencia de nitratos en las aguas a partir de la presencia de altos niveles de clorofila en una imagen satelital, sin necesidad de hacer el análisis químico.

implantando de manera tan exitosa, que en la actualizad gestión del conocimiento se asocia precisamente a la gestión de datos, y al uso de estos para obtener información estructurada. Sin embargo, este no es un enfoque válido para todas las disciplinas de trabajo.

En la actualidad existen trabajos en el campo de la inteligencia artificial que se centran en el aprendizaje del conocimiento no estructurado, informal, blando, tácito³¹... En estos ensayos la máquina observa el entorno, lo intenta copiar³², lo repite, se equivoca e intenta aprender de ese error, corrige, repite, se equivoca, y así en un ciclo iterativo hasta que la copia del conocimiento del entorno es prácticamente perfecto³³. Como el jugador de golf, o el arquero, que instintivamente interiorizan la velocidad del viento a la hora de realizar su lanzamiento, la máquina también aprende a hacerlo. Se puede argumentar que la máquina está capturando, codificando y almacenando la información del entorno, y que por lo tanto nos estamos refiriendo a conocimiento estructurado –convertido en tal gracias a la gran capacidad de captación de datos y de cálculo de la máquina–. No obstante, lo cierto es que a pesar de que la máquina a la que nos referimos es capaz de realizar 50 cálculos por segundo (es decir, 1 cada 20 milisegundos), la velocidad de las acciones y la cantidad de variables a incluir en los cálculos hace que la capacidad de respuesta de la máquina sea siempre insuficiente en el primer intento. De hecho, queda demostrado que la mera captación, codificación y almacenamiento de las variables externas son insuficientes para realizar las tareas, a no ser que la máquina aprenda el conocimiento tácito a base de ensayo y error; una vez ha aprendido esta

³¹ Los adjetivos utilizados son múltiples y varían en función de la disciplina de estudio o el autor. Sin embargo todos ellos transmiten la misma idea. el conocimiento no estructurado es flexible tanto en su transmisión como en su aplicación.

³² El término apropiado no es copiar sino modelizar. El uso de esta licencia semántica se basa en el intento de no interferir en la descripción de "modelos" que se realiza más adelante.

³³ (Anon 2013)

información menos estructurada, la máquina es capaz de tomar la decisión correcta una y otra vez.

De ello se concluye que la máquina no sólo aprende sobre el comportamiento del entorno, sino que además aprende a hacer uso de esa información. Y como dicho comportamiento del entorno no está inicialmente codificado, ni existen reglas implícitas (en este caso, pre-programadas) para el uso de esa información, al menos durante la primera iteración, la máquina está aprendiendo a hacer uso de una información no estructurada.

Una de las conclusiones de los experimentos en la gestión del conocimiento a través de Inteligencia Artificial es que hay conocimiento que inicialmente se podría considerar como estructurado y que sin embargo no se puede considerar como tal, sea porque suceden a una velocidad superior a la capacidad de CCA del sistema, sea porque los eventos en los que este conocimiento tienen lugar aún no han sucedido con anterioridad y necesitan de una primera vez para ser aprendidos e integrados en el sistema. A modo de ejemplo, en el caso de los experimentos de atletismo con máquinas llevados a cabo por D'Andrea cuando el cuadrocóptero hace el intento de devolver una pelota, no tiene la capacidad de capturar (ni calcular) de antemano la parábola de la pelota (que es una función del conocimiento tácito $F = m \times \vec{a}$, es decir, de la fuerza gravitatoria³⁴ y la masa de la pelota). Una vez la pelota es lanzada una primera vez, ese conocimiento es adquirido. Si alguno de los dos parámetros es modificado (una pelota más grande, un planeta diferente), ese conocimiento tácito debe ser reaprendido.

Este aspecto sobre la adquisición, incorporación, uso y continua reevaluación

³⁴ Es necesario recordar que aunque la fuerza gravitatoria g se asimila a $9,81 \text{ m/s}^2$, ésta depende tanto de la masa del planeta como de la posición relativa en el mismo (siendo menor en el ecuador). Igualmente, la máquina tampoco es conocedora de en qué planeta está, y por lo tanto necesita un primer ensayo para estimar la fuerza gravitatoria.

del conocimiento tácito o no estructurado es clave en el diseño de un DSS para la gestión integrada y adaptativa de los recursos hídricos. Somos capaces de captar, codificar y almacenar toda la información necesaria para correr los modelos, pero tenemos dificultades a la hora de integrar la información no formal o menos estructurada en los modelos, tales como las preferencias de acción frente a los costes de oportunidad o los comportamientos sociales, especialmente entre actores que compiten por el recurso.

4.2.2 La definición del problema

Uno de los primeros intentos de describir el concepto de sistemas de apoyo a la toma de decisiones (DSS por sus siglas en inglés) fueron Gorry y Scott-Morton que los describieron como "sistemas informáticos interactivos que ayudan a los gestores a utilizar datos y modelos para resolver problemas no estructurados" (Gorry and Morton 1971). En esta definición aparecen los conceptos de datos, el modelo y el problema no estructurado.

Cualquier toma de decisión consta de tres fases: la inteligencia (búsqueda en el medio ambiente de los problemas que necesitamos resolver), el diseño (desarrollo de alternativas para solucionar el problema) y la elección (análisis de las alternativas, y elección de una de ellas para su implementación). Un problema completamente estructurado es aquel cuyas tres fases de la toma de decisión (la inteligencia, el diseño o la elección) son estructurados. Es decir, podemos especificar algoritmos o reglas de decisión, que nos permitirá encontrar el problema, diseño solución alternativa, y seleccionar la mejor solución". Los problemas estructurados son repetitivos y rutinarios y requieren poco juicio, evaluación o discernimiento. Este tipo de problemas se puede resolver aplicando fórmulas conocidas en las que también se conocen los valores de las variables clave. En los problemas estructurados el proceso de toma de decisiones puede ser fácilmente automatizado con algún tipo de software.

En contrapartida, los problemas no estructurados son nuevos y no rutinarios y requieren de algún tipo de juicio, de evaluación y/o de la creatividad humana. Éstos

no pueden resolverse con fórmulas, y los valores de algunas variables claves no son conocidos, por lo que estos problemas son muy difíciles de automatizar con las tecnologías de la información y comunicación. Existen también los problemas semiestructurados, que contienen elementos de problemas estructurados y no estructurados, y que pueden resolverse utilizando tanto el criterio humano como los ordenadores (Courtney 2001).

Una de las capacidades de los DSS en general, y de los HADIs en particular, es su uso para la resolución de problemas no estructurados. Esta noción de problemas estructurados y no estructurados, de acuerdo con Gorry and Scott-Morton, es la que los define como tal.

Existe un tercer tipo de problema. Los problemas semi-estructurados, presentan elementos de los problemas estructurados y no estructurados, y pueden resolverse mediante el uso combinado del conocimiento humano y equipos informáticos. Entre ellos se encuentran los denominados problemas perversos.

4.2.3 Los problemas perversos (*wicked problems*)

Los problemas de planificación en el campo del medio ambiente, y en particular de la gestión de los recursos hídricos, va más allá de los que normalmente se define como no estructurado. Courtney refiere a esta tipología de problemas como problemas perversos (en inglés, *wicked*) y destaca que el paradigma racional clásico de la ciencia y la ingeniería no son aplicables para problemas de este tipo en sistemas sociales abiertos (Courtney 2001). Esta es la lista de las 10 propiedades de los problemas perversos.

- No hay una formulación definitiva de lo que es un problema perverso, ya que formular el problema es parte del problema.
- Los problemas perversos no tienen reglas de detención. El planificador detiene la simulación del modelo no porque disponga de la respuesta, sino porque se

ha acabado el dinero, el tiempo, la paciencia o porque la respuesta ya es suficientemente buena.

- Las soluciones a los problemas perversos no son verdaderas o falsas, ni buenas ni malas. Los valores son una parte inherente del problema y los valores varían entre los agentes implicados.
- No hay un test inmediato o final sobre una posible solución a un problema perverso. Las soluciones a un problema perverso, al estar tan inextricablemente ligados al medio ambiente, generan consecuencias a lo largo de un extendido ilimitado periodo de tiempo.
- Toda solución a un problema perverso es una operación única. Como no hay oportunidad de aprender de manera iterativa por ensayo y error, cada intento cuenta de manera muy significativa, y por lo tanto, las soluciones obtenidas no pueden deshacerse.
- Los problemas perversos no disponen de un número cuantificable, ni siquiera de una selección exhaustiva de soluciones potenciales. Ni tan sólo disponen de una descripción detallada de las operaciones permitidas que pueden incorporarse en el modelo o en el plan. Porque simplemente, puede que no tengan solución (por lo menos no en el sentido de solución óptima).
- Todo problema perverso es, en esencia, un problema único, pues pese a las similitudes, cada problema tiene una serie de características distintivas que lo hacen único.
- Cada problema perverso puede considerarse como el síntoma de otro problema. Una vez más, debido a su conectividad con el medio ambiente y a otros problemas, la solución a un problema perverso puede exacerbar otros problemas.
- La existencia de una discrepancia entre el estado actual y el estado deseado pueden explicarse de muchas maneras. La elección de la explicación a esta discrepancia determina la naturaleza de la resolución del problema; dicha elección es la que resulta más plausible a los ojos del gestor.
- El planificador no “tiene derecho” a equivocarse. El científico puede formular una hipótesis que podrá ser refutada posteriormente, mientras que el planificador busca siempre mejorar algún aspecto del mundo. El planificador

que trabaja con sistemas abiertos se ve atrapado en la ambigüedad de las redes causales.

Los problemas perversos son habituales en la gestión de los recursos hídricos, cuyos objetivos (y por lo tanto problemas) coinciden con muchos de los puntos mencionados. Podemos centrarnos en el proceso de planificación como ejemplo. La toma de decisiones se circunscribe a un espacio temporal definido por la normativa vigente, que es el que define cuándo parar, pero acabado un periodo, se inicia automáticamente otro. Igualmente, los resultados de los planes hidrológicos son tan cuestionables como correctos, y son tan buenos o malos como afecten a los agentes interesados. Como resultado, el gestor siempre está cuestionado (porque no puede errar) y sus decisiones, en general cualitativas, siempre están vinculadas al enfoque personal o del organismo que represente. Ser conscientes de esto nos ayudará a formular un protocolo de modelización adecuado al problema.

4.3 MODELIZACIÓN Y SIMULACIÓN DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS

108

Ya hemos visto que un modelo utilizado para la toma de decisiones, es decir un DSS, es un sistema computacional que intentar solventar un problema que por lo menos en alguna de sus etapas es semi-estructurado o no estructurado. Sin embargo, en la actualidad información y decisión pueden y deben ir de la mano. De aquí que en este trabajo utilicemos la nomenclatura DIST (Decision and Information support Systems) o HADI (Herramienta para el Apoyo a la Decisión e Información).

En los HADIs el énfasis pasa a estar en el desarrollo de modelos y análisis de problemas. Una vez que se reconoce el problema, éste se define en unos términos que facilitan la creación de modelos matemáticos. Se crean soluciones alternativas, y se ponen en práctica los modelos para analizar las distintas alternativas. La elección se realiza entonces y posteriormente se implementa.

Cualquier tipo de modelo es una herramienta, y como tal debe diseñarse con un propósito en mente, y adaptarse al contexto específico del problema. De ahí la

importancia de entender no sólo el problema, sino también los paradigmas de gestión que definen el contexto en el que estas herramientas deben mostrarse efectivas. Sin embargo, etiquetar los modelos como herramientas tiene otras implicaciones. En la dualidad entre gestor y modelo suele haber un intenso intercambio de información que tiende a elevar la caracterización antropomórfica de los sistemas expertos, adjudicándoles un rol para el que no están diseñados (Workman 2005). Los sistemas de apoyo a la toma de decisión generan resultados, y en algunos casos recomendaciones de acuerdo a unos criterios establecidos por el usuario previamente. Pero no tienen incorporados, todavía, sistemas de inteligencia artificial para tomar las decisiones en lugar de los humanos, especialmente en la resolución de los problemas no estructurados.

Los modelos de simulación hidrológica se construyen con uno de estos motivos en mente: (1) para expresar los procesos hidrológicos y su interacción, mediante expresiones matemáticas cuantitativas, proporcionando claridad y comprensión; y (2) el uso de modelos para el análisis de escenarios, la exploración de los futuros posibles que, obviamente, no se pueden medir (Droogers and Perry 2008). Por lo tanto, la comprensión de los procesos es la base para el desarrollo del modelo. Por supuesto, cualquier modelo es una simplificación bruta de una realidad altamente compleja. El principal reto, por tanto, no es tratar de representar a todos los procesos conocidos en un modelo, que de hecho es imposible, sino simplificar las representaciones tanto como sea posible y concentrarse en los procesos más relevantes del modelo en construcción (Droogers and Bouma 2014).

Los modelos también se aplican a nivel operacional para desarrollar escenarios de gestión o intervenciones para ser utilizado por los gestores del agua y los responsables políticos. Ejemplos de ello son los cambios en las reglas de operación de los embalses, la asignación del agua entre sectores, la inversión en infraestructura, tales como el tratamiento de aguas o de plantas de desalinización, y las prácticas agrícolas y de riego. En otras palabras: los modelos permiten a los administradores de recursos hídricos cambiar el foco de reactivo a un enfoque proactivo.

Existen varias barreras identificadas en el campo de la modelización. El primero se refiere a la falta de un estándar sobre la modelización que permita avanzar hacia una tipología de sistemas más avanzados, como los modelos de aprendizaje, *serious games* y *sandbox*. Existen dos hipótesis al respecto, que el desarrollo de modelos como disciplina académica se encuentra todavía en su fase inicial, y que los procesos hidrológicos son tan complejos y diversos que cada caso requiere su modelo específico (Droogers and Bouma 2014).

Otra barrera es la disponibilidad de datos. Las quejas habituales de que no hay suficientes datos pueden ser debidas al hecho de que los datos disponibles no se utilizan, se han perdido o han sido mal almacenados o tratados. Esto puede ser así porque los intereses de los gestores o tomadores de decisiones se hayan centrado en el impacto de las intervenciones posibles, lo que requiere un enfoque con visión a futuro, mientras que los datos, por naturaleza, sólo proporcionan información sobre el pasado. En otras palabras, los modelos se construyen con datos del pasado con la intención de conocer algo mejor el futuro, lo cual implica una linealidad no siempre veraz, lo que aumenta la incertidumbre. El bucle se cierra habitualmente con una mayor recopilación y almacenamiento de datos, ya que son indispensables para la calibración y validación de estos modelos; cuanto más indispensables cuanto mayor sea nuestro reconocimiento de la incertidumbre.

110

La última barrera identificada es el tratamiento de la incertidumbre, especialmente la asociada con los sistemas sociales.

4.3.1 Conceptos básicos de la modelización

Ya avanzados en el capítulo, aún no hemos entrado a definir qué es un modelo. Dos son las razones que lo justifican. La primera, que siendo un término de uso habitual, incluso fuera de los ámbitos de gestión, existe una idea preconcebida del mismo, que además tiende a diferir en función del bagaje de cada persona, especialmente en lo que se espera que esta herramienta haga. La segunda es que, como fruto de esta preconcepción de lo que es un modelo, existe cierta confusión

entre ciertos conceptos que se solapan.

La modelización es una actividad que nace de las necesidades contextuales a raíz de un problema determinado, que no puede abordarse de otra manera, y que se desarrolla en un continuo temporal adaptándose a una serie de limitaciones, también contextuales, que lo hacen único. Sin entender esto, cualquier definición de lo que un modelo sería simplemente el equivalente de una entrada en cualquier diccionario (de hidrología), por ejemplo, en el Glosario Internacional de UNESCO³⁵. Una vez cumplido con dicho requisito, nos disponemos a definir qué es un modelo.

Antes de analizar con más detalle las características de los modelos, sus limitaciones y las buenas prácticas de cómo podemos hacer uso de ellos en la gestión de los recursos hídricos, es necesario recapitular una serie de terminología que nos pueda ayudar a enfocar el discurso.

El primer término a definir es el de sistema. Un **sistema** es una colección de entidades (seres o máquinas) que actúan y se relacionan hacia un fin lógico, es decir, con un objetivo común. En la gestión hidrológica podemos verlo a través de un par de ejemplos. Los sistemas de explotación hacen referencia al conjunto de infraestructuras de almacenamiento, transporte y monitorización del agua y a las unidades que harán uso de dicho recurso, es decir, explotarán el recurso. No todas las entidades a las que se refiere la definición deben ser físicas. Por ejemplo, en el caso del denominado “sistema Guadiaro–Majaceite”, cuyo objetivo es el trasvase flexible de recursos entre cuencas adyacentes, se compone de una serie de entidades físicas como la estación de bombeo en el río Guadiaro, la canalización entre cuencas y el embalse de Los Hurones que hace de receptor, sino que además se compone de una serie de reglas de operación, como por ejemplo un volumen máximo de trasvase anual o un caudal mínimo circulante en el medio donante para iniciar el trasvase.

³⁵ <http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/glossary/glu/EN/GF0801EN.HTM>

De hecho, esta entidad no física es la que articula el objetivo final de ese sistema.

Si el sistema hace referencia a una realidad, en el lado opuesto se encuentra el modelo. Un **modelo** es una representación simplificada de un sistema elaborada para comprender, predecir y controlar el comportamiento de dicho sistema. Es relativamente habitual utilizar el concepto modelo de gestión cuando nos queremos referir a un sistema de gestión y viceversa. El sistema, como ya se ha mencionado, se refiere a lo que sucede en la realidad, con todos los elementos sin simplificar. En cambio, al hablar de un modelo de gestión, en la propia definición denotamos que se han realizado simplificaciones. La necesidad de realizar estas simplificaciones radica principalmente en la complejidad del sistema y en las incertidumbres inherentes del mismo, por eso la necesidad de poder describir apropiadamente las características de los sistemas naturales y las incertidumbres asociadas a ellos y a su modelización. Los modelos además, nos permiten trasladar la experimentación real, que acostumbra a ser costosa, compleja y a veces peligrosa (por ejemplo, no parece coherente simular crecidas de tiempo de retorno elevados para aprender del comportamiento de la unidad fluvial) a una experimentación de laboratorio en condiciones más favorables.

112

La representación de modelos puede adoptar distintas forma. Pueden ser modelos físicos (intentando replicar con la máxima fiabilidad pero a una escala mejor, el sistema a estudiar), pueden ser conceptuales (intentando identificar cuáles son los conceptos relevantes, o entidades, que describen el sistema, y cómo se relacionan entre ellos), o matemáticos, en los que las entidades que describen ese sistema se traducen en variables que se relacionan entre sí mediante ecuaciones matemáticas. En la gestión de los recursos hídricos veremos habitualmente una combinación de los modelos conceptuales y los matemáticos. Cuanto menos estructuradas sean las entidades que componen el sistema, mayor tendencia hay a trabajar con modelos conceptuales.

El conjunto de variables necesarias para describir un sistema en un instante concreto se define como el **estado** del sistema. La terminología habitualmente

utilizada es la de “variables de estado” y en la mayoría de ocasiones se refiere a las variables que definen el sistema en el instante cero de la modelización. Este instante cero es completamente arbitrario, pero por norma se opta por un momento en el que las variables sean estables. Es importante enfatizar que estabilidad no implica estacionariedad (aunque en algunos casos sea deseable). En un estado estacionario las variables permanecen constantes a lo largo del tiempo mientras que en estado estable las variables pueden variar a lo largo del tiempo pero sin turbulencias. Un caso claro de la importancia de los estados estables lo podemos ver en la modelización de inundaciones. Estas parten siempre de variables de estado estables, aunque por las características de las propias inundaciones en algún momento de la modelización se alcance un régimen turbulento.

4.3.2 Diferentes maneras de describir los modelos

En función del aspecto de la modelización en el que nos centremos, nos podemos encontrar con las siguientes clasificaciones^{36 37}:

Modelos Discretos vs. Modelos continuos. Esta clasificación hace hincapié en la evolución de las variables de estado dentro del modelo. Cuando las variables de estado cambian instantáneamente en instantes separados de tiempo, el modelo se define como discreto. Este es el caso de un modelo de balance de masas que obvia (por necesidades de simplificación) el proceso de las posibles pérdidas en la transición de agua entre dos embalses separados a una distancia significativa, y como mucho la estima como una constante en el embalse receptor. En el caso de un modelo continuo, en que las variables de estado cambian de forma continua con el paso del tiempo, las posibles pérdidas se tendrían en cuenta para cada punto $\frac{\partial x}{\partial t}$ entre los dos

³⁶ http://sebokwiki.org/wiki/Types_of_Models

³⁷ <http://www.eolss.net/sample-chapters/c02/E6-03B-01-01.pdf>

embalses, e incluso consideraría que la pérdida en el punto $x+2$ depende de la cantidad de agua disponible tras pasar por el punto $x+1$.

Si nos fijamos en el tipo de resultado esperado, entonces tendremos Modelos deterministas vs probabilísticos (o estocásticos) (Loucks et al. 2005). En muchos casos se puede entender un modelo como una caja que procesa unos inputs (variables) para darnos unos outputs (resultados). Esta conceptualización de los modelos los asimila de alguna a manera a ecuaciones matemáticas del estilo $y = a \pm bx^n \pm \dots \pm k^m \pm \varepsilon$, donde ε correspondería al azar³⁸. Así pues, en el caso de un modelo determinista, la introducción en el modelo de las mismas entradas producirían siempre el mismo estado y por lo tanto las mismas salidas o resultados, lo que implica que el azar no juega ningún papel en el modelo. En el caso de un modelo probabilístico o estocástico, por el contrario, el azar sí interviene en el modelo, de modo que una misma entrada puede producir diversos estados y salidas, de manera impredecible. Este azar puede ser propio del sistema o fruto de la simplificación, de manera que es importante observar que el modelo puede ser determinista o probabilístico aunque el sistema no lo sea.

Modelos Dinámicos vs. Estáticos. No todos los modelos incluyen el tiempo como variable de estado. El modelo es dinámico si el tiempo es una entrada del sistema y por lo tanto causa efecto en el mismo, o en otras palabras, los valores internos del modelo cambian con el tiempo. El modelo es estático si el tiempo no influye en el mismo. Por ejemplo, los modelos de precipitación-escorrentía son dinámicos, mientras que el modelo de apertura de compuertas de un embalse suele ser estático, pues depende de variables no temporales como nivel de agua o demanda directa.

³⁸ Esta simplificación necesita ser matizada. En términos matemáticos, los modelos no son realmente ecuaciones aisladas sino conjuntos de matrices de n dimensiones.

4.3.3 Distinciones entre sistemas en función de sus objetivos

Mencionábamos con anterioridad las posibles discrepancias en el vocabulario utilizado en el desarrollo y utilización de modelos para la gestión hidrológica, y que estas se basaban principalmente en el contexto en el que se utilizaba el “modelo” (Martins et al. 2013). En la literatura podemos identificar habitualmente nomenclatura como modelo, DSS, EIDSS, DIST, SAD, HADI, entre otros, para definir los sistemas de información computacionales que sirven como herramientas para recoger, almacenar, procesar y difundir una información determinada como apoyo a la decisión que debe tomar un individuo o un colectivo (Volk et al. 2010).

La definición del término en concreto para referirse a estas herramientas variará en función de la persona que lo necesita y su disciplina de trabajo (modelador, biólogo, ingeniero...) (Denzer 2005); por ejemplo, mientras que en inglés el término DSS se identifica con cualquier tipo de sistema de apoyo a la decisión, su equivalente en español, los Sistemas de Apoyo a la Decisión (SAD), son sinónimo de un DSS enfocado a la predicción de inundaciones a medio plazo³⁹. En cualquier caso, todas ellas convergen en una serie de elementos clave.

El primer aspecto en común es que trabajan con datos espacio-temporales complejos, a menudo incompletos, *fuzzy* o a una escala inapropiada para la tarea, lo que aporta incertidumbre al sistema. Este aspecto viene derivado además de su diseño de partida, desarrollados para abordar problemas complejos sobre la gestión de los datos debido a la variedad de proveedores y consumidores. La incertidumbre en este ámbito se ve incrementada por la ausencia de estándares para datos y metadatos en muchos dominios, lo que limita la trazabilidad (y por lo tanto la replicabilidad de los ensayos) y la conectividad con herramientas externas.

³⁹ Fuente: Encuesta del proyecto F7-REGIONS 245460 NOVIWAM (2011). Trabajo no publicado

Otro aspecto que los caracteriza es el uso de algoritmos complejos que resultan en herramientas de software complejas que provienen de las TIC: bases de datos, sistemas de metainformación, seguimiento en tiempo real, sistemas de información geográfica, redes, inteligencia artificial. En muchos casos se crea una situación de dependencia tecnológica que afecta la adaptabilidad de la herramienta, ya que, debido a la complejidad anteriormente citada, los objetivos de gestión pueden haber cambiado para cuando la herramienta está desarrollada.

Una última característica común es que para solucionar muchos de los problemas (léase, objetivos de gestión) tienes que incorporar muchas herramientas dentro de una única herramienta para el usuario, donde cada una de las herramientas usa diferentes algoritmos y/o estrategias de gestión de los datos.

Sin embargo, dentro de los DSS podemos identificar alguna diferencia adicional. Por ejemplo, mientras que los DSS se encuadran en los propósitos de predicción y exploración, los HADIs van algo más allá e incluyen mecanismos que contribuyen al propósito de comunicación y aprendizaje. Así pues, se podría aceptar una nomenclatura en función de su nivel de complejidad, partiendo de los modelos como representaciones de un sistema, pasando por los SAD o DSS diseñados para ayudar en la toma de decisiones y que utilizan como base los modelos, hasta llegar a los HADI, que partiendo de los DSS se diseñan para decidir, comunicar y aprender.

El concepto de partida es que los datos y la información son manipulados, agregados, transformados y presentados de tal manera que sirvan al propósito para el que el sistema se diseñó (comunicación, decisión...), como se puede ver en la pirámide de agregación Ilustración 5. El nivel de agregación va creciendo desde la obtención de la información para su uso en modelos hasta llegar al análisis d escenarios y a la simulación. Desde la perspectiva del usuario, el nivel de agregación aumenta de la transformación de datos en información y conocimiento (Volk et al. 2010).

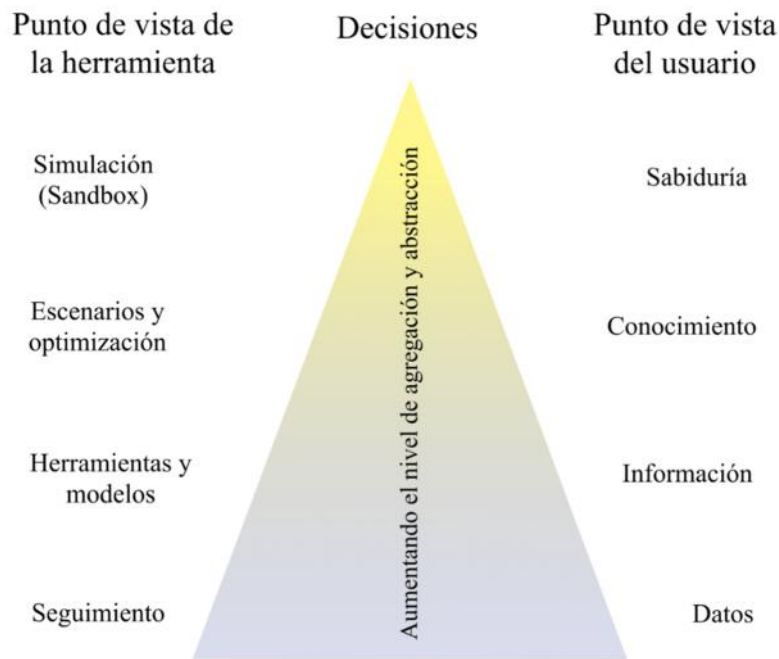


Ilustración 5. Pirámide de los niveles de agregación en los Sistemas de Apoyo a la Decisión desde la visión del usuario.

Adaptado de Volk (2010)

4.3.3.1 Simulaciones

El proceso de modelización puede partir de unas bases teóricas pero está claramente enfocado a la obtención de resultados. Estos resultados pueden ser de carácter lógico, como en el caso de los modelos conceptuales, o de carácter cuantitativo como en el caso de los modelos matemáticos. Cuando el modelo es determinista, el resultado de la modelización es una solución analítica exacta; esta situación se da en raras ocasiones en los sistemas naturales, de manera que hay que optar por alternativas que permitan incrementar el nivel de confianza en los resultados obtenidos, es decir, su transferibilidad a la toma de decisión. Esto se realiza

habitualmente mediante técnicas de análisis de sensibilidad⁴⁰.

Si el error asociado se puede acotar y es (a) el resultado de los errores asociados a las variables de estado utilizadas, por ejemplo en los errores asociados a la medición de las variables (validación), y/o (b) es el resultado de los errores asociados a la calidad del modelo (calibración), por ejemplo a raíz de la simplificación del sistema, la práctica habitual es asociar el resultado a un margen de error. Si el margen de error es aceptable en el contexto del estudio, los resultados son aceptables. Un ejemplo de esto son los resultados de un modelo hidrodinámico de inundaciones. El error asociado a la captura de los datos de caudales, a la representatividad de las series pluviométricas, a la tecnología usada para la generación de un modelo digital de terreno, unido al error asociado a la construcción del modelo (cómo se han decidido conectar los nodos, por ejemplo) o al tipo de algoritmos usados internamente por el software, determinan la calidad del resultado. Así, si el error en la determinación de la mancha de inundación en altura es de ± 20 cms, este valor será más aceptable si tiene lugar en una zona de elevada pendiente donde una ligera variación en la altura implica un incremento imperceptible de la zona inundada, que si tiene lugar en una llanura, donde 1 cm de variación puede implicar un incremento notable de la superficie anegada.

118

En el caso anterior una de las prácticas aceptadas sería la de representar gráficamente el resultado (por ejemplo, una línea delimitando la zona inundada) y acompañarla de una zona sombreada correspondiente a la superficie inundada si al resultado le sumáramos el error. Si las diferencias gráficas son significativas, sería necesario revisar o la calidad de los datos, o la calidad del modelo.

En otros casos, la incapacidad de arrojar una solución analítica exacta no responde exclusivamente a los errores, sino principalmente a las incertidumbres

⁴⁰ http://sebokwiki.org/wiki/Simulation_Modeling_and_Analysis

asociadas con el sistema estudiado. En algunos casos, nos podemos encontrar con que la modelación matemática del sistema es imposible. Así sucede en la actualidad con los modelos meteorológicos (por razones de escala y las conocimiento de las variables disponibles), sismológicos (por razones de escala, coste económico y riesgo asociado), o en todos aquellos modelos que incorporen variables sociales (principalmente por no corresponder a variables cuantitativas y por su carácter de conocimiento no estructurado). En todos estos casos la práctica habitual en la modelización es el análisis de escenarios.

Un escenario es una descripción de cómo se desarrollaría el futuro basándose en proposiciones condicionales (si A entonces B, o lo que es lo mismo $A \rightarrow B$) y que típicamente consisten en representaciones de una situación inicial (parámetros de partida o condiciones de partida) y de las fuerzas motrices y vectores de cambio que conducen a un estado futuro en particular (Alcama and Henrichs 2008).

El análisis de escenarios es un proceso costoso, experto y creativo. Costoso porque requiere medios técnicos pero sobre todo tiempo, experto porque se necesita un conocimiento fundado tanto del sistema como de la gestión hidrológica, y creativo porque para que los resultados sean significativos, es necesario plantear escenarios plausibles, pero poco comunes. Por ello la simulación se propone en general cuando los modelos matemáticos carecen de soluciones analíticas o numéricas (ecuaciones diferenciales no lineales, problemas estocásticos, etc.) (Gibert et al. 2008), cuando sea posible validar los modelos y sus soluciones de una forma satisfactoria o cuando la precisión esperada por el análisis de escenarios sea consistente con los requisitos de un problema concreto).

4.3.4 Anatomía genérica de una HADI

Aunque lo lógico es que cualquier HADI parta del conocimiento empírico, y se inicie como un modelo conceptual, es importante destacar que los HADIs no son sólo conceptos teóricos, sino que requieren un soporte físico. Este soporte físico tiene una serie de componentes conectados entre sí.

En general, las aplicaciones de los sistemas de soporte de decisiones están formados por tres componentes: el gestor del diálogo del usuario (a través del cual se hace la entrada de datos y la salida de los resultados), el gestor del modelo (o de los modelos, donde se definen las relaciones existentes entre los datos y se ejecutan los cálculos) y el gestor de los datos (responsable de almacenar y distribuir los datos necesarios para correr el modelo). La estructura fundamental de este tipo de herramientas lo podemos ver en la Ilustración 6.

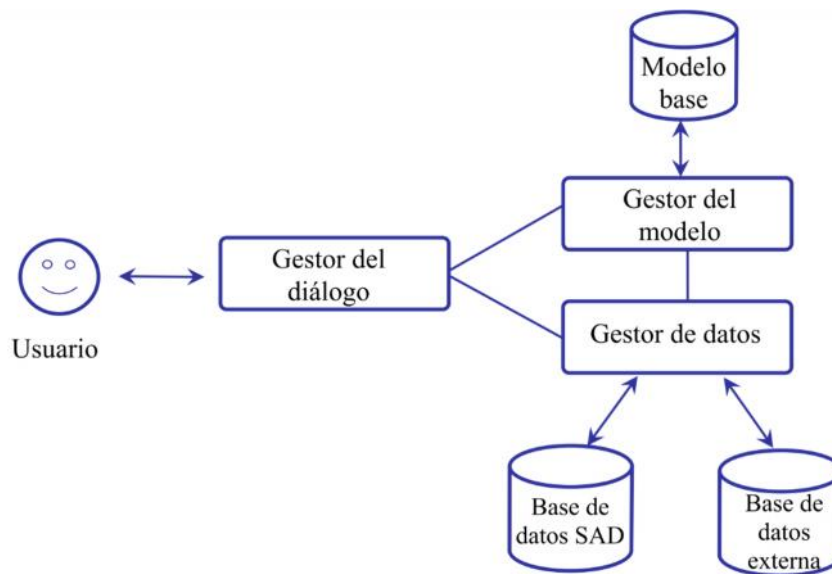


Ilustración 6. Componentes de una herramienta de apoyo a la decisión

(Fuente: Adaptado de Ariav Gad, M. J. Ginzberg (1985))

Una de las características deseables, pero no definitorias, de los HADIs es el uso de sistemas modulares. Los sistemas modulares o módulos son aquellos modelos que dentro de la arquitectura general del HADI tienen (a) la misión de modelizar un aspecto muy concreto, (b) son independientes del resto de módulos y (c) son intercambiables o reemplazables por módulos. Por ejemplo, podemos utilizar un modelo de precipitación-escorrentía cuyos resultados alimenten al modelo base, y que podemos sustituir por otro modelo mejorado en cualquier momento, sin afectar a la dinámica del mismo. A continuación definimos los diferentes componentes de

acuerdo tal y como lo describen Gad y Ginzberg (1985).

El componente de Modelo de Gestión: consiste tanto los modelos de decisión (los módulos o submodelos) como el sistema de gestión de modelos. Los HADIs utilizan modelos estadísticos, modelos analíticos, económicos, modelos de representación, modelos de optimización, etc., todos de manera independiente. El sistema de gestión de modelos almacena y mantiene dichos modelos, en los mismos términos que lo haría un sistema de gestión de base de datos.

El componente de Gestión de Datos: su función es la de almacenar y mantener la información que será o ha sido utilizada por los modelos, así como los resultados de los mismos. Se constituye por la información (en bases de datos) y por el sistema de sistema de gestión de base de datos. La información utilizada por el DSS puede provenir de múltiples fuente, de manera que es altamente recomendable que cada bloque de datos se acompañe con un fichero de metadatos, que aporte cuanta más información posible sobre el set de datos: fecha y origen, método de obtención del dato incluida la instrumentación utilizada, tratamiento que han sufrido los datos y en base a qué razón y criterios seguido para dicho tratamiento... Este permitirá conocer algo más sobre la incertidumbre asociada a dichos datos, y sobre qué tipo de tratamiento posterior es posible realizar si fuera necesario.

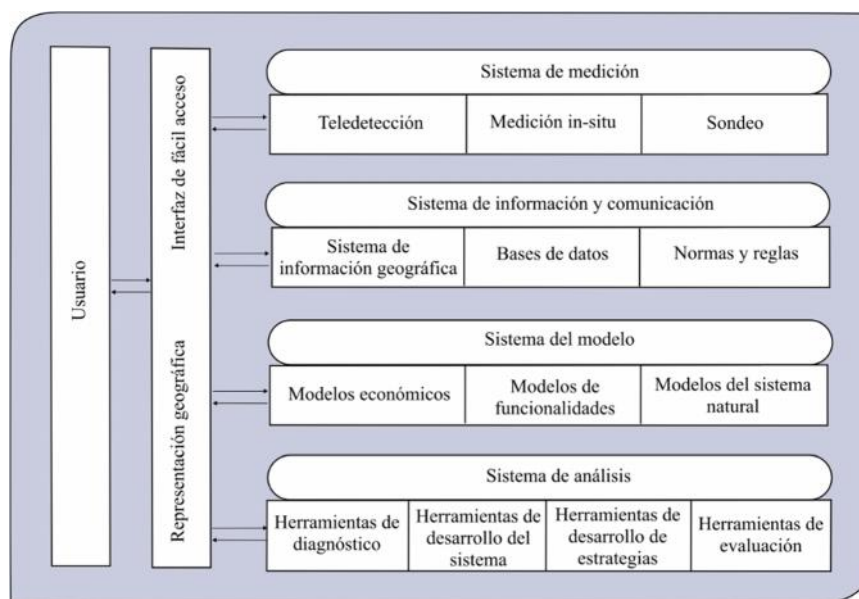


Ilustración 7. Componentes comunes en la mayoría de Sistemas de Apoyo a la Decisión.

Adaptado de Loucks et al.(2005)

El componente de gestión del diálogo: consiste en la interfaz de usuario, es decir en el mecanismo a través del cual el usuario se comunicará con el HADI, normalmente a través de un GUI⁴¹, además de un sistema de gestión de interfaz de usuario. La interfaz de usuario es un componente muy importante, porque es la parte del sistema que los usuarios ven, introducen información, comandos y modelos.

4.3.5 Elección del entorno de modelado

El entorno de modelo, es decir el software y el hardware que se utilizará, para el HADI debe ser seleccionado cuidadosamente, teniendo en cuenta los objetivos de gestión. Algunos de los requisitos importantes para el entorno de modelado son la capacidad de modelar espacial y temporalmente y a diferentes escalas.

Por otra parte, el entorno de modelo debe ser flexible, universalmente disponible y fácil de usar (de Kort and Booij 2007). Los entornos de modelo que se consideran habitualmente son lenguajes de tercera generación de programación (por ejemplo, Fortran), lenguajes de cuarta generación (por ejemplo Matlab, R...)⁴², sistemas de información geográfica (ArcView, QGIS, GRASS...), combinaciones de modelos existentes (por ejemplo, una combinación de un modelo hidráulico con un modelo socioeconómico) y software específicos, es decir, modelos gestores de modelos pre-construidos, generalmente de carácter comercial. Es aquí donde nos encontramos con un desafío técnico relevante en el desarrollo de los HADIs, ya que los lenguajes de tercera generación dan problemas con la flexibilidad y la presentación de los resultados, las combinaciones de los modelos existentes tienen problemas de trabajo a diferentes escalas, interactividad de los procesos, el software

⁴¹ Graphic User Interface: Interfaz gráfica del usuario

⁴² https://es.wikipedia.org/wiki/Generaciones_de_lenguajes_de_programaci%C3%B3n

específico suele ser poco flexible (normalmente orientado a un único objetivo de gestión), caro y opaco en los algoritmos utilizados (de Kort and Booij 2007). Por su lado, los lenguajes de cuarta generación y los lenguajes orientados a objetos requieren un nivel de conocimiento de programación fuera del alcance de aquellos actores ajenos a la disciplina. La solución a este desafío técnico facilitaría sin duda la utilización de los HADIs en un mayor rango de propósitos.

4.3.6 Uso de los componentes modulares

El uso de módulos en la modelización permite el trasplante y recambio de los mismos, es decir, los llamados 'plug and play'. A partir de este enfoque, el modelo de un "servicio", como por ejemplo un algoritmo de balance de agua que está encapsulado en un componente, puede ser sustituido por un algoritmo alternativo cuando sea apropiado; esto es especialmente útil cuando se mira un problema de gestión diferente en un sitio previamente modelado (reutilización del modelo para otro problema), el mismo problema en un tiempo o espacio escala diferente (re-escalado del modelo), o cuando nuevos conocimientos apoyan dicho recambio (replanteamiento del modelo). Este es un concepto interesante ya que ofrece un nuevo paradigma de desarrollo: el cotejo de datos, su tratamiento, análisis y visualización, pueden realizarse utilizando componentes diseñados por un especialista en ese tipo de trabajo, mientras que el investigador puede continuar diseñando nuevos modelos e incorporarlos mediante la simple sustitución de un componente por un componente "candidato"⁴³ diferente o mejor. El ahorro potencial de tiempo y esfuerzo a partir de la adopción de este enfoque son considerables; igualmente permite una reducción de los desafíos técnicos para los científicos que sólo tienen que dedicarse a desarrollar los componentes de su área de especialización. El ahorro en tiempo y recursos es doble: por un lado, con la especialización, se avanza en la investigación y

⁴³ El concepto de candidato se refiere a que aun siendo incorporado, sigue siendo sometido a evaluación y correcciones. Es un término adoptado del campo de las TIC.

la innovación de cada uno de los componentes. Por otro, el desarrollo y la evolución del modelo no queda “secuestrado” a la espera de que todos sus componentes funcionen a la perfección; al contrario, permite construir un modelo básico pero funcional que irá mejorando a medida que avance la fase de desarrollo, y lo que es más, podrá modificarse incluso durante la fase de consulta sin que todo el desarrollo necesite ser revisado.

La pregunta sigue siendo si, como investigadores y desarrolladores de modelos, podemos utilizar esta tecnología de manera efectiva, cruzar las fronteras disciplinarias y conceptuales, y construir los sistemas integrados necesarios para resolver la problemática asociada a la gestión de los recursos hídricos en la actualidad.

El uso de modelos modulares y el desarrollo de marcos de trabajo para el desarrollo de los mismos plantean consideraciones no sólo a nivel de la interfaz, sino también de los modelos de intercambio de datos y, ontologías comunes para el modelado, la semántica y la organización de los componentes. Existen enfoques tecnológicos para resolver el modelo de datos y el modelo de gestión, pero los problemas semánticos son los que presentan el mayor obstáculo en este tipo de esquema. Cuando se utiliza el modelado modular entre disciplinas, nos encontraremos habitualmente con problemas sobre el significado de los datos, variables y nombres de los parámetros que se cargan, se utilizan o se intercambian. La dificultad reside en que, como por definición, cada módulo es desarrollado por diferentes individuos, es probable que surjan malentendidos a menos que haya un significado claro y establecido para cada una de las variables de estado, y un texto acordado para comunicar estos. Los métodos formales ontológicos, derivados en gran parte de la investigación de Inteligencia Artificial, y que fueron inicialmente propuestos para hacer frente de manera explícita a los problemas de lenguaje en los datos y gestión de la información también pueden extenderse lógicamente a la información y los componentes (Rizzoli and Young 1997).

El concepto de la modularidad se ha apoyado en herramientas de modelado visual que permiten el desarrollo rápido de aplicaciones y una construcción de interfaz de usuario amigable. Esto ha ayudado a estrechar la brecha entre el investigador y el equipo profesional encargado de construir una interfaz de usuario accesible. Sin embargo, cabe destacar un hecho recurrente, y es que los fallos de software, a pesar de ser comprensibles pues nos encontramos con tecnología aún en fase de desarrollo, normalmente no aparece en las revistas científicas y otras publicaciones técnicas, por lo que hay pocas oportunidades de aprender de los errores de los demás, ni tampoco de aportar posibles soluciones a esos errores (Argent 2004).

4.4 EL CONTEXTO DE LA MODELIZACIÓN DE LOS SISTEMAS HÍDRICOS

4.4.1 Características de los sistemas hidrológicos

En los procesos de desarrollo de modelos se unen tres componentes, las herramientas en sí, los actores implicados (con sus objetivos de gestión) y los sistemas que queremos modelar. Los sistemas ambientales, entre ellos los sistemas hídricos, suelen caracterizarse por contener muchos componentes y procesos interrelacionados entre sí, que pueden ser biológicos, físicos, geológicos, climáticos, químicos, económicos o sociales. Por ello, siempre que intentemos analizar algún tipo de sistema ambiental, como por ejemplo una cuenca hidrográfica, y su problemática asociada, nos enfrentaremos inmediatamente con la complejidad derivada de diversas fuentes. En general, los sistemas hídricos se caracterizan por (Gibert et al. 2008):

- La multidisciplinariedad: en cualquier sistema ambiental coexisten una variedad de factores técnicos, económicos, ecológicos y sociales, que además cada uno de ellos se aborda desde un prisma diferente. La gestión del agua y por lo tanto del territorio que la contiene es un caso paradigmático, pues el mismo recurso (contenido en el mismo tiempo y lugar) es requerido para múltiples (y a menudo opuestos) usos. Para poder tratar adecuadamente este

factor es necesario integrar los conocimientos de todas las disciplinas, así como hacer uso de técnicas de análisis de diferentes disciplinas sociales y científicas.

- Dominios poco estructurados y no lineales: Los sistemas ambientales son dominios o ámbitos de trabajo poco estructurados y que suelen ser de naturaleza estocástica. Esto los convierte en sistemas difícilmente asimilables a una teoría matemática o a un modelo determinista debido a su alta complejidad, que además implica procesos que no están todavía bien estudiados. La gran mayoría de las interacciones entre los elementos bióticos (animales, plantas,...) son no lineales, y por lo tanto las soluciones posibles son múltiples.
- Alta dimensionalidad y multiescalaridad: la mayoría de los procesos ambientales tienen lugar en dos o tres dimensiones espaciales, e incluyen también la componente estacional. Dentro de este marco, podemos identificar que dichos procesos tienen lugar en una gran variedad de escalas espaciales. Así, a nivel espacial hay procesos que suceden a escala de mesohábitat (equivalente a un tramo fluvial) mientras que otros suceden a escala de cuenca (macrohábitat), lo mismo que a nivel temporal hay procesos dependientes de las condiciones de las estaciones (por ejemplo los cultivos) mientras que otros tienen escalas temporales mayores e indeterminadas (por ejemplo, los ciclos entre sequías).
- La heterogeneidad de los datos: los sistemas ambientales se caracterizan por una gran cantidad de datos heterogéneos, provenientes de numerosas fuentes, con múltiples formatos, resoluciones (granulometría) y calidades. Pero además, son sistemas donde la información cualitativa y subjetiva es a menudo muy relevante.
- Estacionariedad no intrínseca: Los sistemas naturales o ambientales no son estáticos, aunque alguna vez se modelen como si lo fueran.
- Inflexibilidad: algunos estados de los procesos ambientales cambian rápidamente mientras que otros cambian lentamente. Esto significa que la causa y el efecto no siempre están estrechamente relacionados, y el retraso en las respuestas dificulta la gestión.

- Sistemas poco controlables: debido principalmente a la falta de capacidad de influir sobre los mecanismos que controlan el sistema, o incluso al desconocimiento de qué mecanismos son los que controlan el sistema.
- Incertidumbre: son sistemas con elevados niveles de incertidumbre, sea porque la información que se adquiere es imprecisa, sea porque la recopilación de datos medioambientales suele ser cara y difícil, con errores de medición significativos, y porque ningún muestreo espacio-temporal es capaz de captar plenamente el comportamiento del sistema.
- Comportamiento cíclico: los sistemas naturales no tienen definidos un principio ni un final, es decir, no está claro dónde empiezan y dónde terminan. Se caracterizan además por bucles temporales y se ven afectados continuamente por la retroalimentación de otras partes del sistema.

Todas estas características se ven acentuadas cuando los sistemas naturales se ven afectados o alterados por la actividad humana. Cualquier desequilibrio en el comportamiento del sistema natural puede tener implicaciones severas, lo que ha incentivado la necesidad de obtener y analizar mayor cantidad de datos, generar modelos más precisos y desarrollar sistemas de apoyo a la toma de decisiones con el fin de comprender mejor el comportamiento de los sistemas naturales y por lo tanto, la gestión de los mismos (especialmente bajo situaciones anormales).

4.4.2 Características de los Usuarios y Actores de la modelización

En el proceso de modelización debemos tener en cuenta varias fases y varios actores. Respecto al tipo de actores que debemos considerar como relevantes podemos indicar los siguientes (Refsgaard et al. 2007):

- El gestor hídrico, es decir, la persona u organización responsable de la gestión y protección de los recursos hídricos, y por tanto del estudio de modelado y el resultado, que también podemos denominar como el dueño problema.
- El modelador, es decir, la persona o una organización que desarrolla el modelo y lo ejecuta, para realizar los trabajos para los que se construye el modelo. Si el

modelador y el gestor hídrico pertenecen a diferentes organizaciones, sus roles típicamente se denotarán como consultor y cliente, respectivamente.

- El evaluador, es decir, la persona u organización encargada de realizar algún tipo de revisión externa del proceso de modelización. La revisión puede ser más o menos amplia dependiendo de las necesidades de cada caso particular. El evaluador es un rol designado habitualmente por el gestor hídrico para apoyarlo en el encaje con la capacidad de modelado del modelador.
- Los agentes interesados o stakeholders, es decir, aquellas personas u organizaciones con algún tipo de interés en la gestión del agua, ya sea en la explotación o la protección de los recursos. Su circunscripción a los límites de la cuenca puede resultar más cómoda a nivel de operativo pero menos efectiva en los resultados, por lo que es aconsejable estudiar los límites geográficos del problema. Las partes interesadas incluyen a las autoridades competentes en las disciplinas que se solapan con la gestión de los recursos hídricos, los usuarios concesionales, los grupos de interés y cualquier segmento del público en general que perciba que se ve afectado por las decisiones a tomar. Este es un aspecto importante, ya que todo el mundo puede considerarse legitimado a participar en el proceso. Es por ello que los modelos comunicativos son relevantes, ya que abren la participación a todo el mundo, permite expresar perspectivas, apoyarlas y refutarlas, y llevar a los modelos exploratorios o de aprendizaje aquellas que se consideren apropiadas dentro del marco de los objetivos de gestión definidos.

4.4.3 La modelización y la sostenibilidad

Los sucesivos cambios de paradigma mencionados anteriormente han dejado a la gestión del agua en una situación peculiar, en la que debe cumplir con los servicios que ya prestaba con anterioridad, incluso con mayor precisión ya que hay nuevos actores en escena. Una de las premisas sobre la que la gestión, y por lo tanto los modelos diseñados para tal propósito, debe basarse, es el concepto de sostenibilidad, ya no sólo por lo que la sostenibilidad representa, sino porque de ella se derivan las necesidades de participación y comunicación.

Sin embargo, la sostenibilidad es un concepto subjetivo e incierto,

especialmente cuando se considera en relación con los sistemas “socionaturales”, complejos en sí mismos y en constante evolución. Pero es un concepto útil si se hace uso del mismo en la escala correcta y el contexto adecuado (Jakeman et al. 2008). Tiene además una multitud de definiciones, a menudo difíciles de conciliar con la realidad percibida. La más habitual es la que considera la sostenibilidad como un proceso que intenta satisfacer en cierta medida, el equilibrio entre un nivel social, económico y ecológico que deriven en un futuro aceptable (Medema et al. 2008). Aunque no de manera explícita, este concepto de sostenibilidad entiende que este proceso está en constante movimiento, pues los objetivos de sostenibilidad van cambiando a medida que las sociedades y la economía se desarrollan y los ecosistemas responden a estos cambios. La capacidad de estimar o incluir esta evolución debe estar presente en el proceso de desarrollo del modelo.

Dada esta subjetividad y la incertidumbre asociada a identificar la sostenibilidad y los mecanismos para potenciarla, la estrategia habitual seguida por los gestores es centrarse en ciertos indicadores de sostenibilidad para los que se definen umbrales; es un enfoque correcto, pero no es extraño ver cómo se acaba por gestionar dichos indicadores en vez de gestionar la sostenibilidad. Un ejemplo evidente de esto son los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) de la ONU (United Nations 2005) al proponer un límite inferior –un umbral– correspondiente a la satisfacción de las necesidades humanas básicas (acceso a agua potable, saneamiento, protección de la salud, etc.). La gestión hídrica está repleta de este tipo de gestión: cargas máximas de contaminante en los efluentes de depuradoras, caudales mínimos para asegurar la supervivencia de especies piscícolas, etc. Todos ellos son indicadores relativamente fáciles de monitorizar, y de cuya buena gestión se deriva la creencia de que contribuirá a maximizar los objetivos de lo que el gestor (o ese ámbito de gestión) entiende como sostenible. Sin entrar a cuestionar la bondad de las acciones, el logro de estos objetivos, sin embargo, puede entrar en conflicto con otros objetivos deseables, por lo que en muchos casos es preciso ajustar la escala de trabajo e integrar conocimiento (Jakeman et al. 2008; Voinov and Bousquet 2010).

La sostenibilidad de un sistema puede poner en peligro la sostenibilidad de otros. La subjetividad, la incertidumbre y el potencial conflicto implican que la gestión de los recursos hídricos debe ser adaptable y debe involucrar continuamente a todos los agentes implicados. A partir de este tipo de procesos se acostumbran a identificar vínculos importantes y elementos de negociación. Por lo tanto, los indicadores son necesarios, pero deben servir para informar a todas las partes, un objetivo común en cualquier tipo de modelización.

El punto más conflictivo de ciertas definiciones de sostenibilidad es la idea implícita de “no deterioro”, es decir en la “promesa” de que existe un equilibrio entre los tres círculos de la sostenibilidad, sociedad-economía-medio ambiente, capaz de satisfacer a todas las partes por igual y por lo tanto su consecución puede depender de avances tecnológicos o de voluntad política, pero es realizable. La propia definición, posiblemente muy centrada en las necesidades humanas, pone en peligro los objetivos de la sostenibilidad. Este equilibrio puede ser posible en escenarios de pequeña escala, sistemas más o menos cerrados y con pocos actores. Pero a medida que uno de los círculos crece, se hace más complicado equilibrar los otros dos. Siendo sinceros, ¿qué sostenibilidad se puede conseguir en las megaciudades (umbral a partir de los 10 millones de habitantes) que importan la práctica totalidad de los recursos de sistemas externos?

Otros autores como Hollong -citado en (Voinov et al. 2008)- definen la sostenibilidad como “la capacidad de crear, probar, y mantener la capacidad adaptativa de un sistema”. La importancia de esta definición recae precisamente en el énfasis sobre el sistema. Por lo tanto, acepta implícitamente que para conseguir dichos objetivos, algunos aspectos o parámetros pueden empeorar, siempre y cuando eso sea lo necesario para la adaptación del sistema. Como todos los sistemas tienen un punto de no retorno (al menos en la escala temporal de los seres humanos) un elemento clave de la gestión sostenible es preservar esta flexibilidad. Mientras el sistema tenga capacidad de adaptarse a las nuevas condiciones, será sostenible. En términos de la modelización, simplifica sus objetivos.

Esta definición concilia tres aspectos altamente relevantes en la gestión actual de los recursos hídricos. El primero es que desmitifica el concepto y lo hace más asequible. La consecución de los objetivos de sostenibilidad (de acuerdo a la definición clásica) se percibe a una “tierra prometida” en la que, independientemente del sector o del punto de partida, todas las partes conseguirán maximizar sus intereses. Pero la experiencia real deja patente que –en esos términos– esta es una meta prácticamente inalcanzable, aún más cuanto mejor vamos conociendo todas las interrelaciones dentro del sistema. La definición de Hollong encaja con la idea de que todos los elementos del sistema están conectados, se afectan mutuamente, y por lo tanto es necesario abordar la gestión desde un enfoque integrado. Como veremos posteriormente, este aspecto influye en la manera en cómo debemos diseñar, y sobre todo utilizar, los modelos o cualquier sistema de apoyo a la toma de decisión.

El segundo punto que concilia es que, para la gestión sostenible de cualquier sistema hídrico, es imperativo el conocimiento del sistema al completo, y no únicamente de los procesos hidrológicos. El sistema no es sólo multiescalar, sino que además es multidisciplinar. Es relativamente sencillo minimizar los impactos causados entre sistemas o sectores si se desconocen los mecanismos que rigen la relación entre los mismos. Esto incrementa la complejidad de los sistemas a modelar, pero incrementa la robustez y legitimidad de las decisiones.

El tercer punto conciliado es que cualquier cálculo o decisión es de alguna manera “temporal”. Los sistemas naturales son dinámicos y por lo tanto cualquier equilibrio lo será también. No sólo el gestor, sino todos los agentes que participen en algún momento en los procesos de planificación hidrológica deben entender y sentirse cómodos con esta idea. Asimismo, de esta provisionalidad deriva la necesidad de establecer mecanismos de aprendizaje continuado dentro de los modelos. En este sentido, el paradigma de la gestión adaptativa del agua (Pahl-Wostl et al. 2012) es el que posiblemente mejor encaja con las necesidades reales de gestión de la cuenca, no sólo por la visión integradora, sino especialmente porque permite el seguimiento y la reevaluación constante de las actividades de gestión y sus impactos. En este sentido,

la modelización de los sistemas deben ser procesos iterativos y continuados en el tiempo.

4.4.4 La modelización y la gestión adaptativa

La gestión integrada adaptativa se define como la metadisciplina científica que integra el conocimiento de diferentes disciplinas para ponerlo a disposición del aprendizaje social y los procesos de toma de decisión⁴⁴. El objetivo final de esta disciplina de disciplinas es contribuir a comprender y encontrar soluciones a complejos problemas sociales, que surgen de la interacción entre los seres humanos y el medio ambiente, así como contribuir al desarrollo sostenible. Para ayudarnos a poner en relación la gestión integrada con la modelización, citamos aquí los aspectos más relevantes de la gestión integrada adaptativa (Jakeman, Letcher, and Norton 2007; Letcher and Jakeman 2003; Pahl-Wostl and Hare 2004):

- Es una actividad centrada en el problema que usa un enfoque iterativo y adaptativo vinculando ciencia y política.;
- Se inicia y se retroalimenta un marco interactivo y transparente que facilita la comunicación;
- Es un proceso enriquecido por la participación activa de los agentes interesados, y encarado a la adopción por parte de estos;
- Conecta las complejidades entre los sistemas naturales y humanos, reconociendo las dependencias espaciales, las retroalimentaciones y los impedimentos.; y
- Busca identificar el conocimiento esencial que falta (y es necesario).

Simplemente, la gestión adaptativa trata de comprender al máximo el sistema estudiado y evaluar las opciones existentes sobre qué hacer, dónde, cuándo, cómo hacerlo, y especialmente, con quién hacerlo. Aunque no pensada en esos términos,

⁴⁴ http://www.tias.uni-osnabrueck.de/integrated_assessment.php

ofrece un mapa conceptual adecuado para los procesos de toma de decisiones a partir de los modelos.

A partir de esta premisa, será posible evaluar qué efectos del uso y manejo de los recursos de una manera integrada son los que conducen a una mejor toma de decisiones. La creciente disponibilidad de bases de datos (espaciales) y la innovación continuada de las tecnologías de la información y la comunicación (TIC) son en la actualidad evidentes facilitadores para dicha evaluación.

Sin embargo, a pesar de ser un marco de trabajo tan generoso con la modelización no hay que olvidar que, como vimos en el primer capítulo, también adolece de carencias, es decir que, como paradigma, no es capaz de dar respuestas satisfactorias a todos los conflictos existentes en la gestión de los recursos hídricos. Es por lo tanto necesario diferenciar la modelización para la gestión en sí misma.

4.4.5 Limitaciones conocidas de la modelización

La modelización contribuye, a través del diseño y de la construcción, a la estructuración de los problemas y por lo tanto debe basarse en la organización sistemática de datos, de las hipótesis y del conocimiento con un propósito específico (*problem oriented*). Como ya se ha mencionado, los sistemas naturales se caracterizan por presentar problemas no estructurados, con el nivel de incertidumbre que ello implica, y la creación de un modelo contribuye a minimizar este impacto. En el ámbito de la gestión de los recursos hídricos las principales razones para la modelización son la generación de nueva información a partir de los datos recolectados, y su compartición con el fin de informar a una decisión que pueda ser utilizada tanto en la gestión operativa como en el desarrollo y puesta en marcha de políticas estratégicas. Así, el uso de modelos es un proceso científico habitual de simplificación de la realidad con el objetivo de mejorar la comprensión del sistema. En base a ese proceso de simplificación, los modelos pueden tomar muchas formas. Pueden ser puramente cualitativos (a nivel lingüístico por ejemplo), cuantitativos (matemáticos) o mixtos, con alguna mezcla de los dos. Un diagrama de flujo sobre

cómo actuar en caso de emergencia, un proceso industrial, el croquis de una habitación para su reforma, etc., son modelos conceptuales como tantos otros en la rutina de nuestra vida cotidiana. Por lo tanto, podemos concluir que, como en cualquier proceso de pensamiento, las limitaciones de la modelización se ven afectadas por (Jakeman et al. 2006):

- Cómo se formula el problema.
- El conocimiento disponible: datos, hipótesis, información...
- El tipo de modelización (conceptual, heurístico, *in silico*⁴⁵...)
- Los criterios de rendimiento utilizado para evaluar el éxito del modelo;
- El rigor con que se aplica el proceso de modelado incluyendo el grado en el que se evalúa la aplicabilidad y sus limitaciones.

Cada vez con más asiduidad, no puede plantearse la complejidad de los problemas de modelado únicamente desde la perspectiva de la formulación matemática, por ejemplo a través de ecuaciones diferenciales. No todo es “encapsulable” en una fórmula o en una matriz, sino que hay conocimiento no estructurado (como ya se ha mencionado antes) que necesita incorporarse de manera directa o indirecta al modelo. No obstante, el rigor es esencial para comprobar la aplicabilidad de un modelo y generar confianza sobre el proceso de desarrollo del mismo. Para ellos, es necesaria la participación para hacer frente a la incertidumbre

⁴⁵ *In silico*: hecho por computadora o vía simulación computacional, es decir que todo el proceso se realiza de manera interna por una computadora. Son en general modelos que realiza la computadora sin necesidad de input del operador, pues se basa en una serie de reglas previamente definidas (por otro operador). Un ejemplo de esto son las tres leyes de la robótica formuladas por Isaac Asimov y John W. Campbell (https://es.wikipedia.org/wiki/Tres_leyes_de_la_rob%C3%B3tica). El robot debe cumplir con las tres leyes. Cualquier modelo de comportamiento que se plantee las tendrá en cuenta, pero para ello no necesita de la participación humana. Ejemplo. Un robot debe cruzar una carretera que está llena de agujeros. A la hora de decidir por dónde debe cruzarla, el robot define un modelo basado en las tres leyes de la robótica, siendo únicamente la 3ª la que lo condiciona (proteger su integridad). Observa la disposición de los agujeros y define el camino más seguro. Como su integridad puede depender también del consumo de la batería, decide además el camino más corto. Esto lo puede hacer sin la necesidad de input de un ser humano, simplemente a partir de las reglas incorporadas con anterioridad.

y subjetividad, para adquirir y compartir conocimientos y aumentar las posibilidades de acuerdo y la adopción de los resultados por las partes interesadas.

Una de las limitaciones generalizadas de la modelización ya mencionada es la disponibilidad (en términos de cantidad y calidad) de los datos para hacer funcionar, calibrar o probar un modelo. Esto, sin embargo, como en el caso de la disponibilidad de TIC apropiadas, no es una razón para no modelar.

De hecho, cuanto mayor sea esta limitación, mayor es la necesidad de estructurar el conocimiento de una manera creativa y sistemática, es decir, de modelizar, con el fin de evaluar las limitaciones y/o su aplicabilidad, identificar un camino a seguir, e indicar qué aspectos del modelo tienen mayor relevancia para reducir esas limitaciones y prescribir experimentos que ayuden a paliar dichas limitaciones.

Otro aspecto a tener en cuenta es que el uso de modelos por parte de la comunidad no experta en modelización ha aumentado significativamente. Esto se ha debido en parte a su reconocimiento como herramientas válidas para la evaluación ambiental, planificación y gestión (McIntosh et al. 2008), y en parte a la disponibilidad de interfaces de usuario más amigables. Evidentemente, este es un aspecto positivo y deseable, pero también ha supuesto un aumento del riesgo del mal uso o mala interpretación de las capacidades de los modelos. Si se emplea un cierto modelo para fines distintos para los que fue desarrollado, las conclusiones derivadas tienden a ser incorrectas. Además, si no se alcanza a entender las limitaciones y capacidades del modelo, algo que parece lógico que suceda por parte de las personas sin formación en el diseño y construcción de modelos, los resultados pueden ser fácilmente malinterpretados. El modelador puede, por ejemplo, haber decidido simplificar la transición entre dos puntos al no disponer de datos suficientes para su cálculo; al hacerlo es consciente de los errores potenciales, de manera que puede trazar cualquier resultado anómalo. Igualmente el mismo riesgo se cierne al no comprender plenamente la estructura matemática de un modelo y de las limitaciones

que impone a los algoritmos utilizados para simular su comportamiento. Esto es especialmente válido tanto en la aplicación de fórmulas que implican un conocimiento amplio de la disciplina como en la estimación de los errores propios de la computación. El objetivo no debe ser reemplazar al modelador, sino entender suficientemente el sistema por un lado, y comprender los elementos básicos del modelo, como para ser capaz de comunicarse con el modelador.

El mal uso de los modelos en cualquier momento, desde su diseño hasta la aplicación, puede llevar a la pérdida de confianza en los resultados del mismo. En las circunstancias en la que se encuentran los sistemas de gestión actuales, el uso de los modelos es inevitable, si no imprescindible. El reto es hacer del diseño de modelos un proceso creíble y accesible (con menos mística), con mayor transparencia y rigor. La transparencia puede ser mejorada mediante el desarrollo de protocolos en aquellas disciplinas más maduras (un buen ejemplo de esto son las aguas subterráneas) y mediante un mayor nivel de participación de las personas que puedan verse afectadas durante cada etapa de diseño del modelo, mediante mayor participación y comunicación. Este último puede realizarse mediante el uso de software y sistemas asociados fáciles de usar y que permitan a los usuarios hacer ensayos con el modelo sin interferir en su diseño. Respecto a la transparencia relativa a los elementos matemáticos y computacionales del modelo, ésta se puede conseguir a través del uso de software de código abierto que no sólo muestre los algoritmos, sino que también permita las aportaciones de la comunidad de desarrolladores independientes al modelo.

4.4.6 Problemas habituales de la modelización

Ya se ha mencionado por encima que los modelos o el software con el que se desarrollan estos modelos no están exentos de limitaciones. Estos los podemos clasificar en tres: problemas de construcción y uso práctico del modelo, problemas de usabilidad del modelo y la incertidumbre.

4.4.6.1 Construcción práctica del modelo

El desarrollo y aplicación de modelos debería seguir una serie de protocolos y estándares, con el fin de asegurar que los modelos y sus resultados son útiles y creíbles (Crout et al. 2008).

Si tuviéramos que definir unas buenas prácticas de modelización, se debería partir siempre de un objetivo de estudio específico y bien definido, acompañado de los datos y las hipótesis asociadas. A partir de ahí, realizaríamos la evaluación de las hipótesis en el modelo, su implementación en el mismo, y estudiaríamos cómo responde el modelo al estudio de los objetivos planteados, para finalizar con la presentación y comunicación de los resultados.

Si alcanzar estos estándares de lo que se denominan buenas prácticas de modelización depende del desarrollador del modelo, la responsabilidad de hacer un uso adecuado del mismo, es decir de usarlo para el propósito para el que fue diseñado, de recaer sobre los usuarios.

4.4.6.2 Usabilidad del modelo

A pesar del gran número de HADIs que se han diseñado en los últimos años para apoyar la formulación y aplicación de la gestión y la política ambiental, sigue habiendo una brecha entre su diseño y uso, con unos usuarios a menudo menos receptivos a las herramientas de lo deseado (Assaf et al. 2008; Gourbesville 2008b; Voinov et al. 2008).

Una de las principales dificultades estriba en que los HADIs no se diseñan para apoyar las acciones que las organizaciones y agentes interesados llevan a cabo en la práctica. Las ventajas de la aplicación en la práctica de todas las posibilidades de modelización de los HADIs se perciben fácilmente por el mundo académico, pero para que trascienda al personal de los organismos de gestión es necesario que haya un cambio de comportamiento en los usuarios (McIntosh et al. 2008). Así pues, no

sorprende ver cómo en muchos casos estas herramientas no se usan más allá de los modelos exploratorios para la optimización.

La usabilidad de un modelo depende de dos aspectos: su idoneidad respecto a los objetivos de gestión y de la apropiación o adopción por parte de los usuarios. Respecto a la idoneidad ya se han comentado los cuatro propósitos de la modelización y cómo cada uno de los tipos de modelos asociados puede contribuir a los objetivos. A excepción de los modelos de aprendizaje, este no es un desafío técnico o científico, sino social: los gestores tienen limitaciones presupuestarias, tienden a ser muy conservadores en sus decisiones debido a presiones externas y tampoco se encuentran en un ambiente en el que necesiten innovar. En este sentido se puede concluir que la gran mayoría de modelos son idóneos en función de los objetivos para los que fueron construidos, pero los objetivos no reflejan con precisión los conflictos de gestión en el sistema. Un síntoma de ello es la sustitución de unos modelos por otros “más precisos” para abordar el mismo problema por segunda vez, cuando, como ya hemos comentado, la precisión sólo es requerida en los modelos predictivos.

138

El segundo aspecto de la usabilidad, la apropiación del modelo por parte de los usuarios (“hacerlo suyo”) requiere inevitablemente un proceso participativo, algo a lo que muchos gestores son reacios. Esta actitud negativa puede venir por herencia de las tecnocracias del pasado, por percibir más trabajo a corto plazo pero no percibir los beneficios al medio plazo, por necesitar la implicación de disciplinas ajenas al conocimiento del gestor, y como no, por razones presupuestarias. Pero la modelización participativa (que normalmente se iniciaría con un modelo comunicativo) tiene muchas ventajas: la transparencia, la definición de una visión común, y sobretodo, convertir el propio proceso de modelización en el proceso de toma de decisiones.

4.4.6.3 Incertidumbre en el desarrollo de modelos

La incertidumbre es un problema bien conocido en el mundo académico del modelado que exige cada vez más atención. Parte de su complejidad recae en que no

tiene un único origen. Puede derivarse de los errores de medición, de la variabilidad del sistema, de conocimiento ambiguo o incompatible con el propio modelo o con otro tipo de conocimiento, de la falta de comprensión exhaustiva del comportamiento del sistema, de las ideas preconcebidas del sistema o del modelo, o del nivel de experiencia del desarrollador.

Esencialmente, todos los sistemas contienen incógnitas debido a sus complejidades. En consecuencia, la persona responsable de diseñar y construir el modelo debe hacer suposiciones y decidir qué estilo de modelo se ajusta mejor al problema de acuerdo a sus conocimientos, las creencias y la experiencia, por lo tanto, inevitablemente introducirá subjetividad en el modelo. Todas estas incertidumbres de diversas fuentes se pueden manifestar a partir de los datos, la estructura o el enfoque del modelo. Es importante que estas incertidumbres se aborden durante el desarrollo del modelo y se transmiten en asociación con los resultados.

La incertidumbre no tiene por qué ser eliminada, sino que dependerá del propósito del modelo. Ciertamente, en el caso de que estemos tratando con modelos desarrollados para la predicción, estos requieren que las incertidumbres se reduzcan a la mínima expresión y sean reconocidos de manera explícita. Sin embargo, cuando el objetivo del modelo es el análisis exploratorio, el énfasis recae en identificar un abanico de posibles resultados, por lo que las incertidumbres adquieren valor, y se incorporan como escenarios alternativos en lugar de ser eliminadas.

4.5 BUENAS PRÁCTICAS EN EL DESARROLLO DE MODELOS

4.5.1 Teoría General de la Modelización

Como en la mayoría de disciplinas de nueva aparición, y de manera más recurrente en aquellas sometidas a constantes innovaciones tecnológicas, la ciencia de la modelización está aún en la fase de normalización. Esto implica la aceptación por la comunidad científica de una nomenclatura común, de protocolos de trabajo y de una teoría general de la modelización (un marco de trabajo que trate los aspectos

operativos, metodológicos y epistémicos de la modelización científica), que aún no se ha descrito (Ritchey 2012).

Uno de los aspectos que debería tratar esta teoría son los requisitos para una aplicación correcta de la ciencia de la modelización en la práctica, esto es, la definición de unos protocolos que aseguren las buenas prácticas a lo largo de todas las fases de la modelización.

4.5.2 Fases del proceso de modelado

Cualquier proceso de modelación requiere de un protocolo que no sólo establezca un orden, sino sobre todo que facilite todo el proceso, la identificación de incertidumbres, la participación de los actores, especialmente si la modelización se encuadra en un marco de gestión adaptativa. Una primera propuesta, basada en 5 fases, surge del proyecto *Harmoniqua* (Refsgaard et al. 2005; Scholten et al. 2007):

4.5.2.1 Planificación del modelo

140

Este paso tiene como objetivo acordar un plan que ayude a responder a preguntas como por qué es necesario usar un modelo para este problema en particular, qué enfoque de modelado es el más apropiado, quién va a hacer el trabajo de modelado, quién hará de evaluador, el nivel de implicación de cada uno de los actores, y cuáles son los recursos disponibles para el proyecto. El “dueño” del problema, en la mayoría de casos el gestor hídrico, tiene que describir el problema y su contexto, así como inventariar los datos disponibles. Una tarea muy importante, pero a menudo obviada, es analizar y determinar los diversos requisitos del estudio de modelado, particularmente en términos de la precisión que se espera de los resultados a obtener, algo tanto más importante cuando el nivel aceptable de precisión puede variar de un caso a otro y debe entenderse dentro del contexto socio-económico. Para ello, lo lógico es que salga de un diálogo entre el modelador, el gestor y los agentes interesados. En este paso es interesante realizar un análisis a priori de las posibles fuentes clave de incertidumbre.

4.5.2.2 Datos y conceptualización

En este paso, el modelador debe reunir todo el conocimiento relevante sobre la cuenca y desarrollar una visión general de los procesos y sus interacciones con el fin de conceptualizar el sistema, con suficiente detalle para cumplir los requisitos especificados en la fase de planificación. En especial hay que detallar la escala espacial y temporal del modelo, la dinámica del sistema, las condiciones de contorno y cómo se pueden determinar los parámetros del modelo a partir de los datos disponibles. También se debe evaluar la necesidad de modelar ciertos procesos de maneras alternativas o con diferentes niveles de detalle para permitir evaluaciones de la incertidumbre estructural. Asimismo, en esta fase se deciden los lenguajes de programación y arquitectura del sistema.

4.5.2.3 Construcción del modelo

Esta fase implica transformar el modelo conceptual en un modelo físico específico que se puede ejecutar en el código de modelo seleccionado. Una tarea importante en esta fase es el tratamiento de los datos con el fin de preparar la entrada de los archivos necesarios para ejecutar el modelo. Por lo general, el modelo se ejecuta dentro de una interfaz gráfica de usuario (GUI por sus siglas en inglés), donde muchas de las tareas ya se han automatizado.

4.5.2.4 Calibración y validación

Este paso tiene que ver con el proceso de analizar el modelo que se construyó durante el paso anterior, primero calibrando el modelo (a partir de datos de eventos conocidos), y luego mediante la validación de sus resultados con los datos de campo independiente. Por último, la fiabilidad de las simulaciones de los modelos para el objetivo previsto se debe evaluar a través de los análisis de incertidumbre.

4.5.2.5 Simulación y evaluación

En este paso el modelador utiliza el modelo calibrado y validado para hacer

simulaciones⁴⁶ para cumplir con los objetivos y requisitos del estudio. Dependiendo de los objetivos definidos, estas simulaciones pueden dar lugar a resultados específicos que se pueden utilizar en una toma de decisión posterior (por ejemplo, para fines de planificación o diseño) o para mejorar la comprensión del sistema. Es importante llevar a cabo evaluaciones de incertidumbre adecuadas de las predicciones del modelo con el fin de llegar a una decisión sólida. Al igual que con los otros pasos, la calidad de los resultados debe evaluarse a través de revisiones internas y externas.

Las interacciones entre el proceso de modelado y el proceso de gestión del agua son muy claras al comienzo del proceso de modelado (Paso 1), donde el modelador recibe las especificaciones de los objetivos y los requisitos para el modelo, desde el proceso de gestión hídrica hasta el final del estudio de modelado (Paso 5), donde los resultados de los modelos se proporcionan como *input* en la gestión hídrica. Estas dos interacciones suelen ser participativas en el sentido de que no sólo el gestor sino también los grupos de interés clave, están implicados en el diálogo con el desarrollador del modelo. A este respecto, la evaluación participativa que identifique las principales fuentes de incertidumbre que puedan afectar al proceso de toma de decisiones es esencial en el paso 1, como base para priorizar los elementos a modelar. La modelización se construye en función de unos objetivos pero debe adaptarse a la disponibilidad de datos, etc...

Otra posible aproximación a la protocolización de las fases de modelización surge de los trabajos de investigación del SAHRA⁴⁷ en Arizona (Yuqiong Liu et al. 2008). Su propuesta (ver Tabla 6) es algo más detallada, y destacan dos aspectos

⁴⁶ Una vez más, la terminología puede ser confusa, pero es inevitable hacer uso de ciertos términos debido a su uso generalizado a pesar de la confusión que generen. El término "simulación" se utiliza en este ámbito como sinónimo de "ejecución del modelo", mientras que en otro contexto se refiere a un modelo de aprendizaje interactivo, y es importante hacer este inciso para evitar equívocos.

⁴⁷ Science and Technology Center for Sustainability of Semi-Arid Hydrology and Riparian Areas

interesantes: el establecimiento de una fase final de seguimiento y auditoría, lo que deja el modelo abierto, y la inclusión de los escenarios como una fase más posterior la validación y calibración del modelo, lo que implica la construcción de un modelo parental o modelo base a partir del cual se derivan los escenarios.

Tabla 6. Directrices para el desarrollo de escenarios.

Pasos	Directrices
Formulación del problema	Entender el contexto de la decisión tanto en el aspecto natural como humano.
	Identificar las preguntas clave que son de interés para los actores implicados y desarrollar un foco científico de interés integral e interdisciplinar
Definición del escenario	Involucrar al máximo a los <i>stakeholders</i> en esta actividad
	Identificar los factores limitantes clave para el sistema en estudio, como el cambio climático o el crecimiento de la población
	<ul style="list-style-type: none"> • Determinar las extensiones espaciales y horizontes de tiempo de los escenarios
	<ul style="list-style-type: none"> • Adoptar tipos de escenarios apropiados de acuerdo con las preocupaciones de las partes interesadas
Modelo conceptual	Determinar el sistema de componentes / procesos y el nivel de detalle para modelar
	Especificar resoluciones temporales y espaciales adecuadas
	Usar modelos conceptuales alternativos para dar cuenta de la incertidumbre acerca de nuestro conocimiento de la realidad, si lo desea
	Ser transparente sobre los supuestos y limitaciones del modelo conceptual
	Utilizar un lenguaje común y documentar explícitamente el modelo conceptual para la comunicación con las partes interesadas
Desarrollo del modelo	Desarrollar o seleccionar algunos modelos informáticos adecuados para experimentos de escenarios
	Ser transparente acerca de las capacidades y limitaciones de los códigos modelo
	Diseñar y desarrollar interfaces fáciles de usar para la interacción de las partes interesadas
Verificación, calibración y validación	Definir criterios de rendimiento a medida para el contexto decisión específica
	Definir los límites de la precisión en la performance aceptables para las partes interesadas
	Utilizar datos independientes para la verificación de código, la calibración del modelo y la validación de modelos
	Documentar el dominio de aplicabilidad y el grado de precisión del modelo
Construcción del modelo de simulación o escenario	Derivar / reunir conjuntos de datos de entrada para ejecutar los escenarios
	Reunir salidas modelo / escenarios que son de interés para las partes interesadas
Análisis y evaluación del escenario	Realizar la evaluación de la incertidumbre en los resultados de escenarios en cuenta todas las posibles fuentes de incertidumbre introducidas durante cada paso anterior
	Discutir con las partes interesadas sobre los indicadores adecuados que son más valiosos para la toma de decisiones
	Realizar un análisis de indicadores para evaluar el riesgo potencial asociado

Pasos	Directrices
	a cada escenario
Implementación y toma de decisión	Comunicar los resultados del escenario a los agentes interesados junto con las estimaciones de incertidumbre asociadas. Mantener un diálogo activo, continuo y de apoyo con los agentes interesados.
Seguimiento y auditoría de cierre	Hacer un seguimiento continuo, junto con los agentes interesados de las variables de decisión claves y evaluar los indicadores a medida que “el futuro sucede”. Determinar si la planificación actual debe ser modificada o si se precisan nuevos escenarios

Adaptado de Liu et al. (2008)

Ambas propuestas encajan perfectamente en sus estudios, pero no hay trabajos adicionales que los repliquen y que validen los resultados. Es pues lógico pensar, que la protocolización debería ser la primera fase en la secuencia de desarrollo del modelo, ya sea usando una réplica o un protocolo diseñado expresamente, para contribuir a la propia ciencia con datos experimentales.

En cualquier caso, en ausencia de protocolos definidos, hablaremos de buenas prácticas de la modelización, es decir, de aquellos elementos que consideramos deseables a lo largo de todas las fases de modelización.

144

4.5.3 Buenas Prácticas de Modelización (BPM)

Los elementos clave que se apuntan en las directrices existentes sobre lo que se debe entender como “buena modelización” cubren aspectos técnicos del desarrollo, la implementación y el uso de los modelos, así como aspectos relacionados con la interacción entre el desarrollador del modelo y el usuario final de la aplicación.

Los elementos clave de las directrices técnicas existentes definen el proceso de modelización como un proceso sistemático y ordenado como sigue (Crout et al. 2008):

- Definición del propósito del modelo.
- Recolección y procesado de los datos necesarios.
- Diseño de un modelo conceptual.

- Desarrollo computacional del modelo.
- Configuración del modelo (parametrización)
- Establecimiento de los criterios de rendimiento del modelo (si se ajusta y cómo a los objetivos marcados en las fases iniciales).
- Calibración.
- Validación.
- Evaluación de la incertidumbre.
- Ejecución práctica del modelo para el propósito inicialmente definido.
- Presentación de los resultados.

A falta de la aceptación de un protocolo definido y ajustado a las necesidades de modelización, clasificaremos las buenas prácticas deseables en todo desarrollo en tres grandes etapas genéricas en el proceso de modelado.

4.5.3.1 Fase I – Desarrollo del modelo

- i. **Formulación del problema:** es necesario describir el contexto en el que se utilizará el modelo y el tipo de audiencia dirigida, especificar la(s) pregunta(s) que debe(n) ser respondida(s) con el modelo, declarar el dominio de aplicabilidad del modelo, incluyendo el alcance de extrapolaciones aceptables, evaluar la disponibilidad de conocimientos y datos, y especificar los resultados de los modelos necesarios.
- ii. **Diseño y formulación:** Descripción del modelo conceptual; Descripción y justificación del enfoque de modelado utilizados y de la complejidad; entidades y procesos representados en el modelo; más importante, los supuestos aplicados sobre el sistema. En la medida de lo posible es interesante presentar una declaración clara y descripción (en palabras, expresiones funcionales, diagramas y gráficos, si es necesario) de cada elemento del modelo conceptual, disciplina asociada, reglas, etc., detrás de ella. Cuando sea posible, debe ser contrastado con otros modelos conceptuales o hipótesis existentes.
- iii. **Descripción del modelo:** Es necesario incorporar una descripción detallada del modelo actual y de la forma en que se ha implementado (programas,

- plataformas de software, scripts). Este es el momento de determinar el nivel óptimo de la complejidad del modelo
- iv. **Parametrización:** Incorporar una lista de todos los valores de los parámetros utilizados en el modelo, las fuentes de datos, y cómo se obtuvieron o calcularon los valores de los parámetros; incertidumbres asociadas con cada parámetro. En la medida de lo que sea posible, los parámetros del modelo deben originarse a partir de mediciones directas. Todos los datos de entrada deben cumplir con los criterios de aceptación de calidad de datos
 - v. **Calibración:** se debe aportar la documentación de los conjuntos de datos utilizados para la calibración, qué parámetros fueron calibrados y qué método de optimización se utilizó. Es importante tener presente la utilización del análisis de sensibilidad en etapas precoces del desarrollo y con frecuencia.

Tabla 7. Elementos que se consideran como Buenas Prácticas de Modelización.

Elemento	Descripción
Inclusión de los stakeholders	Comunicación continua entre los desarrolladores del modelo y los <i>stakeholders</i> durante todas las fases de construcción del modelo, lo que representa un factor crítico para el éxito o fracaso de los proyectos de modelización.
Formulación de los objetivos	Definición de los objetivos del modelo desde el principio del proyecto de modelado, que incluye la evaluación del problema de gestión real, variables clave y de los procesos, la disponibilidad de datos, tipo de productos necesarios, y cómo informará decisiones.
Modelo conceptual	Formalización de las suposiciones sobre el Sistema estudiado y comprensión preliminar de su organización interna y funcionamiento.
Elección del enfoque de modelización	Identificación del enfoque de modelización más apropiado en el contexto de los objetivos del proyecto.
Elección de la complejidad del modelo	Determinación del nivel óptimo de complejidad del modelo en relación al problema estudiado.
Uso de múltiples modelos	Aplicación de múltiples modelos para el mismo problema, que puede disminuir la incertidumbre sobre el enfoque de modelo apropiado y supuestos principales.
Parametrización y calibración	Determinación de los parámetros del modelo a partir de datos empíricos o mediante calibración de los resultados del modelo en base a los datos existentes.
Verificación	La garantía de que el formalismo de modelado es correcto; es decir, que el modelo se ha implementado correctamente.
Análisis de sensibilidad	Comprobación sistemática de la sensibilidad de los resultados del modelo a los cambios en los valores de los parámetros.
Cuantificación de las incertidumbres	Determinación de los límites de confianza de los resultados de los modelos, lo cual es esencial para la valoración de la utilidad del modelo y sus resultados en el contexto de las decisiones.

Elemento	Descripción
Validación	Comparación de los resultados de los modelos con lotes de datos empíricos independientes, es decir, que no hayan sido utilizados ni en la parametrización ni en la calibración del modelo.
Revisión colegiada (por pares)	Evaluación de la calidad de un modelo y su análisis por parte de expertos independientes.
Documentación y transparencia	Comunicación precisa de los modelos, y transparencia durante todo el proceso de modelización, lo que se puede lograr a través de una documentación clara y completa del modelo y de su evaluación.

Adaptado de (Schmolke, Thorbek, DeAngelis, & Grimm, 2010)

4.5.3.2 Fase II – Modelo de pruebas y análisis

- i. Verificación: La evaluación de que el modelo está funcionando de acuerdo a sus especificaciones, aportando documentación de las pruebas que se han realizado. Este es el momento apropiado para realizar una revisión colegiada (por pares) de los modelos. Es necesario desarrollar un plan de control de calidad del proyecto que incluya medidas para evaluar la calidad de la entrada de datos, el modelo de corroboración⁴⁸ y el análisis de sensibilidad y la incertidumbre. Dada la naturaleza iterativa del proceso de evaluación del modelo, se deduce que estas técnicas cualitativas y cuantitativas de evaluación se pueden aplicar de manera efectiva en todo el desarrollo de modelos, pruebas y aplicación.
- ii. Análisis de sensibilidad: Exploración del comportamiento del modelo para variar los parámetros; documentación de qué combinaciones de parámetros han sido probados; la justificación de las gamas y combinaciones de los parámetros utilizados.
- iii. Validación: Comparación de modelo o submodelo salidas con los datos empíricos que no se utilizaron para la parametrización o calibración; documentación de las fuentes de datos; qué partes (submodelos) han sido validados; qué métodos de validación se aplicaron.

⁴⁸ En esta lista, la corroboración se define como una evaluación cualitativa y / o cuantitativa de la exactitud y capacidades relevantes de un modelo.

4.5.3.3 Fase III – Aplicación del modelo

- i. Resultados: Las salidas que se utilizan para informar las decisiones; Descripción de los experimentos de simulación (escenarios) llevadas a cabo; estadística aplicada para analizar los resultados del modelo.
- ii. Análisis de incertidumbre: Identificación y evaluación continuada de las incertidumbres, a partir de los resultados del modelo utilizado para las recomendaciones; Descripción de la varianza, el ruido, y el sesgo en datos empíricos; determinación de la estocasticidad en el modelo; descripción de la incertidumbre del modelo que puede ser evaluado a través de la aplicación de diferentes modelos o submodelos; mejor y el peor de los casos.
- iii. Recomendación: Descripción de la forma inicial de la(s) pregunta(s) que podrían ser respondidas; resumen de las conclusiones extraídas del modelo; aclaración de extrapolaciones utilizadas (en tiempo y espacio). Evaluación del rendimiento del modelo para el propósito inicialmente definido. Seguimiento y retroalimentación a nuevos modelos.

148

Otro aspecto clave en la modelización, de carácter transversal, es la transparencia, que parte tanto de la documentación completa de todos los aspectos de un proyecto de modelado y la una comunicación y participación efectiva entre los modelistas, analistas y tomadores de decisiones.

Esta transparencia fomenta una justificación (normativa de uso) clara para el uso de un modelo para un propósito determinado. La documentación apropiada permite a los gestores (tomadores de decisiones) y a otros usuarios, entender el proceso por el cual se ha desarrollado un modelo, su ámbito de aplicación previsto, y las limitaciones de su aplicabilidad. Uno de los principales objetivos de la documentación debe ser minimizar la incertidumbre con respecto al ámbito de la modelización (qué y para qué de desarrolló el modelo).

4.5.4 La importancia de las Buenas Prácticas de Modelización (BPM).

La revisión de la literatura científica muestra que los elementos de buenas

prácticas de modelado han sido identificados pero son ampliamente ignorados. Las razones de esto pueden incluir falta de implicación por parte de los gestores, la falta de incentivos para que los modeladores sigan buenas prácticas, y el uso de terminologías inconsistentes (Schmolke et al. 2010).

La principal razón para ceñirse a un listado de buenas prácticas de modelado es el control de la incertidumbre. La complejidad de los sistemas ecológicos hace que sea difícil predecir los efectos de las regulaciones y medidas de gestión. A ello hay que sumarle la interacción de numerosos factores, la extensión de las escalas temporales y espaciales de interés, y el uso de enfoques empíricos que son a menudo demasiado limitados para apoyar adecuadamente las políticas y toma de decisiones. El uso de las buenas prácticas de modelización no eliminará estos factores, pero sí permitirá identificar los puntos de entrada de la incertidumbre, cómo abordarla, minimizándola o integrándola en el sistema.

La necesidad de trabajar en base a unas buenas prácticas de modelado (BMPs) no es algo reciente, y es algo reconocido en muchas disciplinas diferentes en las que se utilizan modelos ecológicos para apoyar la toma de decisiones. Aunque ha habido intentos muy útiles y detallados para proponer esa orientación, el estado de la técnica del modelado ecológico para soporte de decisiones sigue siendo insatisfactoria. Una posible explicación que inicialmente propusimos es que hay una falta de consenso sobre los elementos importantes de las buenas prácticas de modelado.

4.5.5 Consideraciones generales en la Aplicación de las BMPs.

A partir de lo mencionado con anterioridad, podemos identificar una serie de componentes de lo que se podría definir como buenas prácticas en el desarrollo de modelos.

4.5.5.1 Definición de los objetivos del modelo.

Este apartado es de alguna manera el resultado de la abundancia tecnológica en la que vivimos. La gran variedad de software, lenguajes de programación, la

accesibilidad a hardware de computación por parte de la gran mayoría de implicados, pues en la actualidad cualquier ordenador personal soporta el funcionamiento de un modelo (aunque a expensas de un incremento de las horas de cálculo), ha democratizado la utilización de los modelos. Sin embargo, también ha contribuido a la dispersión de los objetivos y ha diluido la razón de ser de los modelos. Con menos recursos disponibles, tanto de software para desarrollar los modelos, como en hardware capaz de estar a la altura de los cálculos requeridos, los primeros modelos hidráulicos desarrollados a principios de la década de los años 80 estaban perfectamente diseñados para un propósito concreto (Andreu and Sahuquillo 1987). De hecho, el propio lenguaje de programación era la interfaz de entrada y salida de datos, lo que suponía que no sólo para desarrollar el modelo, sino para utilizarlo, era necesario tener nociones de programación. El desarrollador debe ser responsable de que el modelo se construya en base a los estándares definidos como prácticas óptimas de modelado. Sin embargo, incluso un modelo que se ajuste plenamente a estos estándares resultará defectuoso si se utiliza para un propósito para el cual no fue diseñado. Por lo tanto, es responsabilidad de los usuarios ser conscientes de las capacidades y prestaciones del modelo y usarlo adecuadamente.

Evidentemente la democratización a la que hacíamos mención no puede verse sino como algo positivo. Pero como a menudo sucede con la tecnología, la accesibilidad a la misma provoca en términos generales un abuso de la misma, y en muchos casos los modelos se han convertido en el fin y no en el medio, siendo usados para justificar infinidad de causas por el mero hecho de que los datos hayan sido “procesados” por el modelo.

Así pues, una premisa que no podemos olvidar, especialmente en esta época de democratización al acceso de los modelos es preguntarse constantemente, ¿para qué queremos un modelo? Si no somos capaces de definir el propósito detrás de la modelización, no seremos capaces de evaluar hasta qué punto los resultados han sido un éxito ni podremos ajustar adecuadamente su compleja estructura (no podremos diseñar adecuadamente). De hecho, todo el proceso de desarrollo y evaluación del

modelo será dirigido por el propósito del modelo subyacente; cuanto más explícito sea el propósito del modelo, mejor. De alguna manera, la propia pregunta que queremos responder debe mostrarse implícita en la formulación de los objetivos del modelo.

Si partimos desde el punto de vista de que todos los modelos tienen una pregunta de partida, podríamos suponer que todos los modelos tienen como objetivo explicar algo. Sin embargo, los modelos que son buenos para explicar los comportamientos, patrones o mecanismos de causa-efecto en el sistema, no siempre se desarrollan con el objetivo de predecir. Este es el ejemplo de los modelos sísmicos a gran escala, que persiguen entender y anticiparse a las contingencias propias de su disciplina, sin que tengan por ello capacidad de predecir cuantitativamente. A la inversa sucede algo parecido: existen modelos con un elevado nivel predictivo, pero cuya precisión recae en la elección del algoritmo adecuado capaz de incluir las incertidumbres, sin conocer cuáles son, y por lo tanto, desconociendo el funcionamiento del sistema. Ambas estrategias de modelización son válidas, si se ajustan a los objetivos marcados.

Otro aspecto de la importancia de identificar propósito del modelo lo tenemos en los matices internos. Los modelos predictivos en el ámbito científico no pueden tener el mismo propósito que los modelos predictivos para la gestión. Aunque ambos son inspirados/inducidos por el mismo objetivo, es decir anticipar resultados y consecuencias, su uso y la motivación (cómo y por qué de predecir) son diferentes. La investigación suele estar estimulada por la curiosidad, que es a menudo impredecible en su curso y en los resultados, principalmente preocupada porque se validen o refuten las hipótesis científicas. Los investigadores están interesados en descubrir las características más destacadas del sistema en la frontera del conocimiento. Como consecuencia de ello, los estudios científicos pueden resultar prejuiciosos o aportar resultados que son demasiado rígidos, intransferibles y limitados para la elaboración de políticas. Los políticos, por su parte, se desenvuelven en contextos más amplios, y en conflictos e incertidumbres de mayor escala. A nivel

de gestión, se espera que los modelos sean no sólo fiables, sino además que el conocimiento que aporten sea socialmente robusto. La falta de comprensión de estas diferencias resulta en el conflicto habitual entre científicos y gestores, en las que se atribuye a los responsables políticos la incapacidad de entender los modelos y a los científicos se les acusa de simplificar la complejidad de las cuestiones políticas.

Este tipo de malentendidos suelen manifestarse cuando los modelos son desarrollados con un propósito (habitualmente el científico) y se adaptan para aplicarse con otro propósito (en general, la gestión). La importancia de la finalidad original con el proceso de desarrollo del modelo posterior necesita ser más ampliamente reconocido y comprendido.

4.5.5.2 Evaluación del modelo.

La evaluación de los modelos debe ser una parte central durante todo el proceso de desarrollo, y no un paso a realizar al final del mismo. Incluso hoy en día lo habitual es que el desarrollo del modelo parental consuma más tiempo y recursos que la evaluación del modelo, y de tal manera se asignan los recursos. Tradicionalmente la evaluación de los modelos ha implicado algún tipo de medidas de rendimiento predictivo y tal vez un análisis de incertidumbre. Aunque importantes, estas sólo pueden considerarse como un punto de partida; cada vez más esfuerzo está siendo dedicado a la evaluación de las hipótesis y formulaciones del modelo dentro de los procesos iterativos del desarrollo (Y Liu et al. 2008; Yuqiong Liu et al. 2008). Este tipo de enfoques suelen ser más apropiados para evaluar si un modelo encaja con su propósito que una simple evaluación de la capacidad de predicción del modelo. La fase de evaluación también debe incluir la evaluación de los datos utilizados en el modelo.

4.5.5.3 Indicadores de rendimiento

El papel de los indicadores de rendimiento es indicar la precisión con la que el modelo encaja con las observaciones, por lo general a partir de un criterio

predeterminado (por ejemplo, considerando como más significativos valores más grandes). De manera ideal, el indicador utilizado debe reflejar el propósito del ejercicio de modelización. Un indicador estándar no siempre puede ser la opción correcta; por ejemplo, en el mismo tramo de río, los indicadores seleccionados en un estudio de investigación de caudales ecológicos serían diferentes de aquellos que seleccionaríamos en una investigación de inundaciones, y definitivamente diferentes a los que utilizaríamos para estudiar el régimen natural de ese tramo de río. Es necesario que estos indicadores tengan en cuenta los errores tanto en las observaciones como en las predicciones del modelo, que pueden venir causados por errores de cálculo, de parámetros seleccionados o por la propia estructura del modelo.

4.5.5.4 Definiendo y comprobando (o refutando) las hipótesis.

Cualquier proceso de desarrollo de un modelo requiere que el modelador haga una serie de suposiciones o hipótesis simplificadoras (Das Gupta 2008). Esto es necesario con el fin de describir los sistemas naturales complejos, a partir de modelos matemáticos mucho más simples. Estos supuestos pueden relacionarse con al menos dos aspectos de la construcción de modelos:

- a. hipótesis sobre el modelo conceptual subyacente que describe la comprensión del modelador del sistema natural;
- b. supuestos sobre cómo se traduce este modelo conceptual en un modelo en una computadora.

En el caso del primer tipo de supuesto podríamos incluir –por ejemplo– una hipótesis sobre los mecanismos dominantes de precipitación–escorrentía–caudal circulante en un momento dado o sobre las características de un acuífero. Son suposiciones que tienen lugar en el modelo conceptual.

En el caso de los supuestos de la segunda categoría, normalmente el modelador realizará simplificaciones que le permitan pasar del modelo conceptual al modelo

computacional; esto se hace a partir de reglas, algoritmos o ecuaciones, y es en este momento en que tienen lugar este tipo de hipótesis. Puede ser, por ejemplo, que se considere que la degradación de la materia orgánica disuelta en el agua se degrada en base a una ecuación de primer orden (y no de segundo), o que el régimen de un río se mantendrá siempre por debajo del régimen turbulento (aplicando unas fórmulas y no otras) o bien aceptando procesos como lineales cuando no lo son, porque en el espacio-tiempo que tiene lugar el modelo, es asimilable a lineal.

Dentro de lo que consideraríamos buenas prácticas de modelado, estos supuestos deben enumerarse explícitamente para describir el proceso de trabajo del modelador y para permitir la evaluación de estos supuestos en una etapa posterior.

Este proceso de evaluación de las hipótesis debe tener como objetivo responder a las siguientes preguntas:

- 1) ¿Existe un parámetro del modelo, o un grupo de parámetros, que representan el proceso que pretende representar, o en otras palabras, la respuesta del modelo depende de este parámetro, pues controla la respuesta del sistema?
- 2) ¿Son constantes a lo largo del tiempo los puntos donde estos indicadores dan una respuesta óptima? Si varían en el tiempo, ¿lo hacen de manera coherente?
- 3) ¿Hay un único conjunto de valores de parámetros del modelo que es reproducen de manera óptima diferentes variables de forma simultánea?

Capítulo 5. GESTIÓN DE LA INCERTIDUMBRE EN LA MODELIZACIÓN.

“No conocemos la solución a los problemas futuros. lo único que podemos hacer es despertar inteligencias capaces de resolverlos.”

Antoine de Saint-Exupéry

155

5.1 EL ORIGEN Y LAS FUENTES DE LA INCERTIDUMBRE EN LAS BPMs

Aunque muchos autores se refieren al término fuentes como causas, en este caso hablaremos del origen, en el sentido del punto de referencia de la incertidumbre. Indican a qué tipo de conocimiento de una persona, respecto a una pregunta concreta, hace referencia la incertidumbre, y por lo tanto se enfatiza la naturaleza contextual de la incertidumbre en la toma de decisiones. Esta es una visión más descriptiva que analítica. La pregunta clave respecto a los orígenes de la incertidumbre es saber respecto a qué tenemos incertidumbre.

5.1.1 Puntos de entrada de la incertidumbre en los modelos

Las causas de incertidumbre se refieren a aquellos puntos en el proceso de planificación y toma de decisiones en los que la incertidumbre puede aparecer. Los 5 ítems seleccionados (Maier et al. 2008) indican momentos en el proceso de toma de decisiones por los que hay que pasar, y que al hacerlo, generaremos o nos acompañará algún tipo de incertidumbre. Sin embargo, este esquema de las causas, si bien encaja con el proceso de toma de decisiones (macro) no encaja de manera directa en el proceso de modelización (micro). No obstante, se puede extrapolar al protocolo de modelización adaptativa. Vamos a definirlos como niveles:

1. Un primer nivel (**identificación del problema**) equivalente a la causa (i) evaluación del status y deficiencia del recurso, entraría en la etapa 1 (definición del problema) y 2 (análisis del conocimiento).
2. El segundo nivel (**definición de los objetivos**), englobaría parte de la causa (i) y de la (ii) identificación de las causas y definición de los objetivos, y se corresponde a las etapas 3 (modelo conceptual) y 4 (selección de las herramientas). Se podría entender que también recoge parte del (iii).
3. El tercer nivel (**síntesis de la realidad**) recoge las etapas de (5) Desarrollo del modelo computacional y (6) parametrización. No encaja de manera directa con la clasificación de causas. Por aproximación, (iv) creación de combinación de medidas y selección de la combinación más apropiada.
4. El cuarto nivel (**establecimiento de variables de seguimiento y control**) se asimilaría (vagamente) al (iii) preselección de medidas y estimación de los costes e impactos. Recoge las etapas 7 (criterios de rendimiento), 8 (calibración) y 9 (validación), si bien las etapas 8 y 9 dependen en gran medida de los datos disponibles y de los objetivos, de manera que podría ajustarse a (i) y (ii).
5. El quinto nivel se asigna de manera exclusiva a la **evaluación de la incertidumbre**. Este es el punto donde nos paramos a revisar si hemos seguido todos y cada uno de los pasos de manera que hayamos considerado la incertidumbre adecuadamente. (evaluación de los resultados). Etapas 10

(Incertidumbre), 11 (ejecución) y 12 (presentación de los resultados). Similar a (v) comprobar excepciones y priorizar medidas.

5.2 LA INCERTIDUMBRE EN LOS MODELOS DE TOMA DE DECISIÓN

Ya se ha comentado, aunque de manera implícita, que la elección de una medida política a partir de un conjunto de alternativas mutuamente excluyentes se ve limitada por nuestra capacidad para procesar todos los factores importantes al abordar los grandes problemas ambientales, como la conservación de la biodiversidad, usos y servicios del agua o la degradación del suelo y el cambio climático. También ha quedado patente que, además de estas limitaciones cognitivas, las personas tienen diferentes puntos de vista sobre lo que es importante y digno de invertir los recursos propios y su tiempo. Este conflicto entre los objetivos que debe perseguir la herramienta de modelización, especialmente cuando están anclados en valores subyacentes vinculados a los resultados de las políticas (Mysiak et al. 2005; Mysiak et al. 2008) es una fuente de incertidumbre en la toma de decisiones. Sin embargo, también puede servir a aumentar la certidumbre sobre los comportamientos sociales.

157

5.2.1 La identificación del conflicto

El conflicto a nivel social es un indicador de los objetivos de gestión. Como tal, hay que entenderlo como un elemento que pertenece a los agentes implicados pero externo a ellos, pues depende de factores como el territorio, el momento, otros agentes (con valores propios), políticas sectoriales e incluso a variables de mercado. Es habitual entender el conflicto como algo personal; lo cierto es que se convierte en algo personal a través de los valores y creencias de los agentes implicados, pero parte siempre de un elemento externo y no al revés (e identificar ese elemento es clave para la resolución del conflicto).

Pongamos como ejemplo el desembalse de una presa para regadío a principios

de verano, que genera conflicto entre la comunidad de regantes, titular del embalse y que por lo tanto soporta los costes amortización, mantenimiento y fiscales (impuestos) de dicho embalse, y un grupo ecologista cuyo principal interés es el mantenimiento de los servicios ecológicos que provee el río. El primer elemento característico de muchos conflictos es que se difiere en el objetivo de gestión que queremos asignar al recurso, lo que explica que sea más fácil que 2 comunidades de regantes se pongan de acuerdo. El segundo elemento del conflicto está en las variables espacio-temporales de la gestión. Si el grupo ecologista no considerase ese espacio fluvial (y sí por ejemplo otro aguas arriba) como relevante a la hora de conseguir sus objetivos de gestión, esto es, mantener o maximizar los servicios ecológicos que provee, no existiría conflicto. Igualmente, si la comunidad de regantes pudiera flexibilizar la temporada y modo de desembalse, es decir, sus objetivos no coincidieran en el tiempo con los objetivos del grupo ecologista, tampoco existiría conflicto. El tercer elemento es el contexto político-económico. Cualquier variación en la legislación puede generar conflicto. La aparición de los caudales ecológicos en la normativa española como "una restricción que se impone con carácter general a los sistemas de explotación" (Ministerio de Medio Ambiente 2001), implica que en aquellas zonas donde los recursos de un río estaban asignados al 100% habrá un conflicto para cumplir la norma y los derechos concesionales a la vez. En este caso es importante entender que el conflicto no es indicador de que algo no funciona. Sin duda los ecosistemas fluviales estarán en mejores condiciones a partir de la implantación de la norma, por escasa que esta sea; simplemente indica la aparición de diferencias entre los objetivos. Caso parecido es el de los cambios en los mercados. Ante unos precios de mercado bajos, es posible que al regante le parezca sensato no meter más inputs al producto y dejar de regar. En este caso, el conflicto desaparece pues el objetivo de gestión de la comunidad de regantes no se ejecuta.

El cuarto elemento a considerar son los valores y creencias personales. El problema de este elemento es que puede ser un comportamiento aprendido pero no experimentado. Es decir, el conflicto no se ha sufrido como tal, pero es inculcado

desde las primeras fases del aprendizaje, de manera que el actor se ve predispuesto de manera cultural a entrar en conflicto ante otro actor, por el simple hecho de ser ese actor en concreto. Este elemento debe aislarse nada más se identifique (el elemento, no el actor) pues no sólo genera incertidumbre sino que además provoca distorsión e interferencias en el proceso. Como algo externo, el conflicto debe situarse siempre en el exterior de la persona.

Un último elemento es que para que haya conflicto debe existir el ítem que se desea gestionar. Si no existe recurso que gestionar, entonces los objetivos de gestión se trasfieren a otros agentes, pero no puede existir conflicto entre regantes y ecologistas si no hay agua que desembalsar.

Sin embargo, la parte más interesante de este proceso de identificación del conflicto, y sin duda la más compleja a nivel técnico y científico, es la identificación de los comportamientos de cada uno de los actores para cada conflicto específico. Si bien hemos dicho que el conflicto es un elemento externo a los actores, su comportamiento ante ese conflicto no lo es, sino que de hecho los define. Poder capturar ese comportamiento agente-conflicto específico y trasladarlo a la modelización es primordial para poder reducir la incertidumbre asociada a las variables sociales en la gestión del agua, sea como algoritmos dentro de la modelización por agentes, sea a través de redes bayesianas que simulen las preferencias de comportamientos de cada uno de los actores (Henriksen et al. n.d.; Norton and Reckhow 2008).

5.2.2 Causas de la incertidumbre

Hay diferentes formas de entender las causas de la incertidumbre. La primera es por su naturaleza. La incertidumbre puede ser de naturaleza ontológica, epistémica o ambigua. La naturaleza ontológica hace referencia a nuestra comprensión del sistema, y por lo tanto a lo que podemos considerar imprevisible dentro del mismo. La naturaleza epistémica a la falta de conocimiento, es decir a la aplicación de la ciencia en nuestro sistema. La naturaleza ambigua se refiere sin

embargo a la falta de claridad en los objetivos, por ejemplo. La necesidad de definir el Buen Estado Ecológico en los planes de cuenca es un objetivo muy ambiguo cuando no se ha definido a qué se refiere con Buen Estado Ecológico.

Por las características de las naturalezas mencionadas, ya podemos intuir que, en la práctica, es imposible alcanzar un estado de certidumbre plena. Esto es debido a las siguientes causas (Sigel, Klauer, and Pahl-Wostl 2010b):

- Dificultades en la descripción de los problemas relacionados con el agua.
- Dificultades en la interpretación de las exigencias normativas de la DMA y relacionarlos con las circunstancias prácticas.
- Evolución y factores que no pueden ser influenciados o controlados.
- Dificultades en la predicción de la conducta humana, particularmente en las interacciones sociales y los procesos de negociación.
- Capacidades restringidas para el análisis debido a finitos recursos financieros.

5.2.3 Fuentes de incertidumbre en relación al proceso de modelización

160

Tradicionalmente, se ha hecho hincapié en la incertidumbre de los datos y estructural. Sin embargo, especialmente a raíz de los nuevos paradigmas de gestión hídrica, hay un creciente reconocimiento de la necesidad de tener en cuenta las incertidumbres asociadas a los factores humanos.

5.2.3.1 Incertidumbre de datos.

Las incertidumbres en los datos incluyen (Maier et al. 2008):

- El error de medición: el error de medición puede ser debido al tipo de instrumento utilizado (por ejemplo, precisión de la medición), su calibración, la lectura y captura de los datos (por ejemplo, el registro automático, la lectura manual), la frecuencia de medición y registro, y cómo los datos se transmiten y se almacenan.
- Tipo de datos registrados: en muchos casos, no se registran todos los datos pertinentes, o se registran en la escala temporal inadecuada (por ejemplo,

datos de pluviometría diarios en vez de horarios). En consecuencia, los datos pueden presentar una imagen incompleta o sesgada del estado de un sistema.

- Longitud (duración) del registro de series de datos: la longitud del registro de datos es probable que tenga un impacto en los tipos de eventos que han sido capturados, y por lo tanto puede tener un impacto significativo en las decisiones tomadas y los modelos de calibrado y validado.
- La forma en que los datos se analizan, procesan y presentan: esto puede tener un impacto significativo en los procesos de toma de decisiones, ya que puede poner de relieve ciertos factores en la preferencia sobre los demás y puede afectar la fuerza del argumento presentado a los gestores. En este caso, las herramientas de *datamining* pueden resultar muy útiles.

Tabla 8. Ejemplos de incertidumbres en función de los sistemas implicados en la modelización.

Fuente	Ejemplo
Sistema (Datos)	<ul style="list-style-type: none"> • Error de medida <ul style="list-style-type: none"> ○ Tipo de instrumento ○ Calidad y Frecuencia de calibración del instrumento ○ Lectura y recogida de datos ○ Transmisión de datos y almacenamiento • Tipo de datos recogidos • Longitud de la secuencia de datos • Tipo de análisis y procesado de datos • Formato de presentación de los datos
Estructura (Modelos)	<ul style="list-style-type: none"> • Método de modelización utilizado • Tipo, calidad y longitud de los datos disponibles. • Método de calibración y datos utilizados • Método de validación y datos utilizados • Variabilidad de los inputs
Humanos (Operatividad)	<ul style="list-style-type: none"> • Conocimiento, experiencia y pericia de desarrollador del modelo. • Influencia política e importancia percibida por los actores. • Conocimiento, valores y actitudes de los actores. • Fortaleza de los argumentos presentados por los actores • Valores y actitudes de los gestores • Clima político

Fuente: Maier, 2008

5.2.4 Incetidumbres estructurales

Las incertidumbres en las entradas del modelo se deben a errores de medición y/o a la variabilidad natural (por ejemplo, utilizando un valor único en lugar de una distribución de datos). El término “incertidumbre del modelo o estructural” se utiliza generalmente para describir la incertidumbre asociada a la incapacidad del modelo

desarrollado para representar el sistema intenta modelar. Es conocido y aceptado que los modelos predictivos están sujetos a la incertidumbre de datos, estructural y de parámetros.

La incertidumbre está asociada a los parámetros obtenidos directa o indirectamente a partir de datos de entrada-salida medidos para la calibración. Si los parámetros se obtienen directamente de los datos medidos, algunas de las incertidumbres asociadas con los datos previamente serán incluidas. Si los parámetros se obtienen por calibración, la longitud, la calidad y el tipo de registros de datos disponibles previamente mencionados suelen tener un impacto significativo. Además, el tipo de método de calibración empleado puede influir en la calidad de los parámetros del modelo obtenido.

5.2.4.1 Eficiencia computacional

162 Una tipología particular de la incertidumbre estructural es la eficiencia computacional. Históricamente, la inclusión de la incertidumbre en los modelos, incluso aquellos relativamente simples, ha sido un problema desde la perspectiva de la eficiencia computacional. La experiencia del pasado indica que, a medida que aumenta la potencia de cálculo, lo mismo ocurre con la dificultad y complejidad de los problemas que están abordando. Por lo tanto, es necesario desarrollar medios alternativos que solucionen los problemas relacionados con los excesivos tiempos planteados para la ejecución de los modelos. Algunos de estos enfoques son:

- Utilizar métodos más eficientes para estimar medidas de gestión del riesgo.
- Estructurar el esqueleto de los modelos complejos a partir de métodos de análisis de sensibilidad, eliminando o relegando aquellos elementos que se comporten de manera insensible (constantes).
- Uso de metamodelos para reemplazar aquellas partes computacionalmente ineficientes de los modelos. Dentro de esta categoría se encuentran las redes neuronales, que se caracterizan principalmente por trabajar eficientemente con datos no lineales.

La toma de decisiones en los sistemas ambientales es un aspecto extremadamente confuso debido a la complejidad de los sistemas considerados y a los intereses contrapuestos de las múltiples partes interesadas. Con el fin de mejorar la calidad de las decisiones tomadas, es habitual el uso de herramientas de apoyo a las decisiones, como los modelos integrados, algoritmos de optimización y análisis de decisión multicriterio. Sin embargo, a medida que las herramientas de apoyo a las decisiones aumentan en complejidad, también se vuelve más importante la necesidad de considerar la incertidumbre en todas las etapas del procesado. Algunas de las áreas importantes que deben abordarse en relación con la incorporación de la incertidumbre en la toma de decisiones ambientales incluyen (Ascough et al. 2008):

- El desarrollo de criterios de rendimiento que evalúen el riesgo que sean aceptados por todas las disciplinas implicadas.
- El desarrollo de métodos para cuantificar la incertidumbre asociada al factor humano.
- El desarrollo de enfoques y estrategias para incrementar la eficiencia computaciones de los modelos integrados, los métodos de optimización y métodos para estimar las medidas asociadas al riesgo.

5.2.5 Incertidumbre humana

Un tipo de incertidumbre que ha recibido escasa atención en la literatura es la incertidumbre asociada a la intervención humana, que puede tener un impacto significativo en todas las etapas del proceso de toma de decisiones ambientales. Los valores y las actitudes del desarrollador o el clima político, pueden tener un impacto significativo sobre si el problema ambiental está bien enfocado, qué soluciones alternativas se plantean y qué criterios de evaluación se seleccionarán. La base de conocimientos, la educación, las actitudes y "influencia" política de los grupos de interés y de presión también pueden tener una gran influencia en el resultado final del proceso de toma de decisiones. Pero más allá del factor humano dentro del proyecto, cabe considerar también que el nivel de conocimiento base de los actores, la agenda de los *stakeholders* y grupos de presión, tiene mucha relevancia en el

resultado final del proceso de toma de decisiones.

Incluso los aspectos más técnicos del proceso de toma de decisiones no son inmunes a la incertidumbre debido a la intervención humana. Un ejemplo de esto nos lo muestra Maier (Maier et al. 2008) que explica cómo los resultados de los modelos desarrollados por diversos modeladores diferían significativamente, a pesar de que a los modeladores se les presentó el mismo problema y los mismos datos, debido al conocimiento, la experiencia y las preferencias de los modeladores.

5.2.6 El factor humano

Mientras que las incertidumbres asociadas a los datos, modelos y parámetros vienen trabajándose desde hace tiempo, las incertidumbres asociadas al factor humano y en especial las metodologías para estudiarlas, se encuentran aún en las primeras etapas de su desarrollo. Precisamente por esto parece relevante dedicarle un apartado al factor humano dentro de la modelización y en la evaluación de la incertidumbre.

164

La desatención del factor humano en la planificación de los recursos hídricos en general, y en la modelización en particular ha podido deberse bien a que los gestores hayan infravalorado su importancia, o tal vez a que los modeladores, originarios mayoritariamente del campo de las ingenierías, hayan encontrado difícil trabajar con científicos de disciplinas como la sociología o la psicología. En cualquier caso, ya es posible, cada vez más, identificar avances significativos en relación con el desarrollo de modelos de conducta humana y su vinculación con los modelos de sistemas ecológicos. La impresión personal es que esto es debido a que la incertidumbre asociada al factor humano tiene una doble vertiente. La primera es “endo-modular”, es decir, correspondiente a las incertidumbres asociadas a la modelización del comportamiento humano (social) como parte del modelo, mientras que la segunda es “exo-modular”, es decir, asociada a las incertidumbres derivadas al comportamiento humano de las personas involucradas en el desarrollo el mismo, y cuyas actitudes pueden influir en el resultado final de la herramienta.

La incertidumbre debido al factor humano desempeña un papel importante en la definición de alternativas de gestión disponibles con los criterios de evaluación seleccionados. Los criterios de evaluación generalmente abordan objetivos contrapuestos, lo que complica la clasificación de las alternativas propuestas. Si hay un número limitado de alternativas, es necesario utilizar alguna forma de análisis multicriterio para clasificar las alternativas posibles. Este enfoque se basa en el uso de ponderaciones relativas de los criterios de evaluación por parte de actores que representan a grupos de interés dentro de la modelización del sistema. El problema habitual es considerar que no hay incertidumbre asociada a la ponderación de las alternativas (debido a las creencias personales) al entender que las incertidumbres estaban asociadas a los datos o al conocimiento del sistema (que además los *stakeholders* están ayudando a entender).

Es evidente que si bien los *stakeholders* pueden aportar conocimiento del sistema y de los objetivos del modelo, su visión puede y tiende a ser sesgada, y por lo tanto es deseable tener en cuenta ambos tipos de incertidumbres. Para evitar esto, principalmente en modelos predictivos, los criterios de evaluación deben obtener a partir de modelos que ya incorporan la incertidumbre, y se acompaña de medidas apropiadas para gestionar el riesgo. Sin embargo, por las características de los sistemas o por la tipología de modelo utilizado, esto no es siempre posible y hay que utilizar estrategias alternativas.

5.2.7 Opciones para modelar las variables sociales

No es el objetivo de este trabajo profundizar en el modelado de las variables sociales, pero como una de las fuentes principales de incertidumbre, es relevante que describamos mínimamente los diferentes enfoques usados por los modeladores a la hora de trabajar con ellas. Recordemos que las variables sociales son complejas de modelar debido a su carácter de conocimiento no estructurado. En particular, en la modelación de las variables sociales nos enfrentamos a dos problemas: cómo realizamos la captura de ese conocimiento y cómo lo codificamos e incorporamos en

el modelo sin que pierda su significado.

5.2.7.1 Captura de las variables sociales

El principal problema que nos encontramos en la captura de las variables sociales es que los sistemas sociales son muy sensibles a los agentes externos, y cualquier muestreo mal diseñado puede llegar a ser disruptivo. La toma de una muestra de agua de un río es independiente de otra muestra tomada en ese mismo punto momentos más tarde. Sin embargo, los sistemas sociales tienen memoria y la independencia entre muestras queda siempre en entredicho. Asimismo, los sistemas sociales tienen conciencia propia, y pueden acomodar sus respuestas al tipo de muestreo (o encuesta), de manera que lo ideal es poder captar esa información a través de metodologías lo menos intrusivas posibles (encuestas, análisis del discurso y de contenidos, etc.). Entre ellas caben destacar las metodologías para la participación pública basadas herramientas SIG, que pretenden dar voz y poder a las poblaciones que tienen poca voz en la arena pública, a través de la educación y participación con técnicas de representación geográfica. PPGIS utiliza y produce mapas digitales, imágenes satelitales, croquis, y cualquier herramienta especial o visual para cambiar la conciencia y la implicación de estos agentes a escala local.

La modelación participativa implica la incorporación de representantes de los sistemas sociales en el proceso de modelización, por ejemplo a través de los modelos comunicativos. Este tipo de modelación suele acabar en un análisis de escenarios, en los que han incorporado las características de comportamiento de los agentes, porque estos mismos han decidido libremente incluirlos. La ventaja de esta metodología es que no es necesario cuantificar la incertidumbre sino aceptar que se ha incorporado en el modelo. La posible desventaja al incorporar el conocimiento directamente en el modelo, éste no se codifica y por lo tanto no puede reutilizarse, de manera que en el caso de construir otro modelo, los agentes deben incorporarse al equipo de desarrollo otra vez desde el principio de la modelización.

5.2.7.2 Incorporación fidedigna en el modelo

Una vez capturada la información, nos enfrentamos al desafío de incorporar esos datos en el modelo, sin que esta codificación, en general una transformación de los datos en algoritmos, implique una pérdida de representatividad.

Modelización mediante agentes (*Agent-based modeling*): esta metodología está especialmente indicada para analizar las interacciones humanas con el medio ambiente porque permiten la consideración explícita de los cambios en el comportamiento de actores individuales que surgen a partir de determinados cambios en el medio ambiente (Schlueter et al. 2007). Los ABMs tienen la ventaja de que pueden representar las relaciones sociales e institucionales entre actores a diferentes escalas. En los modelos basados en agentes el sistema se modela como una colección de entidades autónomas de toma de decisión llamadas agentes, en la que cada agente evalúa su situación y toma decisiones sobre la base de un conjunto de reglas de decisión.

La modelización de un “agente” se realiza en tres pasos (Döll et al. 2013):

- 1) Modelización del actor: representan las percepciones de los problemas o conflictos de los agentes utilizando gráficas de percepción.
- 2) Modelización de las acciones: inferimos las acciones que estos actores realizarán cuando se encuentren bajo las condiciones de un escenario concreto.
- 3) Modelización de los factores: se estiman los cambios en factores relevantes (variables físicas) resultantes de estas acciones (es decir, el impacto que tendrán dichas acciones y sobre quién).

Redes Bayesianas: Una red bayesiana, también denominada red de creencias, es un tipo de modelo gráfico utilizado en aquellas áreas donde la incertidumbre es una parte integral del esquema de trabajo. La gráfica consiste en nodos, que representan las variables, y líneas vinculando los nodos, que representan relaciones de causa-efecto, que no deben ser deterministas sino estocásticas, es decir, asociadas a una

probabilidad (Henriksen et al. 2007)(Aguilera et al. 2011)(Uusitalo 2007).

Redes Neuronales Artificiales: las RNA son redes de nodos de procesamiento, no lineales, distribuidos y adaptativos. Cada nodo de procesamiento recibe el input de otro nodo que procesa y envía a un tercer nodo, cada uno de los cuales tiene unos valores ponderados y unas reglas internas (Loucks and Beek 2005). En términos de modelización el nodo sería el agente y las normas de comunicación con el resto de nodos las variables sociales que queremos incorporar (Iliadis and Maris 2007).

5.3 TRATAMIENTO DE LA INCERTIDUMBRE

5.3.1 La incertidumbre y la teoría de las probabilidades

Dentro de la teoría probabilística la incertidumbre se representa (Gilbert et al. 2014) como:

- (i) Un número de resultados potenciales (acciones, procesos, experimentos aleatorios...) y
- (ii) Probabilidades que expresan el grado de confianza (creencia) de que ese resultado potencial pueda llevar a ocurrir.

La idea principal es que las probabilidades pueden interpretarse como frecuencias (“sucede 2 de cada 9 veces”) de manera que la probabilidad puede ser cuantificada. La notación habitual de la probabilidad es:

$$P(q) = 1 - P(\emptyset) \stackrel{P(\emptyset)=1}{\Leftrightarrow} P(q) + P(\emptyset) = 1$$

Donde $P(q)$ es la probabilidad de ocurrencia del evento (q) y $P(\emptyset)$ en la probabilidad de que el evento (q) no ocurra. De acuerdo con las reglas de Laplace (la probabilidad de ocurrencia de un suceso imposible es 0, y la probabilidad de ocurrencia de un suceso seguro es 1), la suma de ambas probabilidades debe ser igual a uno. En este caso es lógico pensar que si el evento (q) no ocurre es porque hay otro evento (s) que tiene lugar. De manera que en el caso de tener sólo dos posibles resultados, la no ocurrencia de un resultado implica la ocurrencia del otro, de

manera que:

$$P(q) = 1 - P(\emptyset) = 1 - P(s)$$

Sin embargo, en la gran mayoría de casos nos encontraremos con más de 2 posibles resultados.

$$P(q) = 1 - P(\emptyset) = 1 - P(s) - P(t) - (...) - P(z)$$

De aquí se observa que de los posibles resultados son dependientes entre sí. Como 2 resultados no pueden tener lugar a la vez, la probabilidad de ocurrencia de un evento está en relación con las probabilidades de ocurrencia del resto de eventos. Es por esto que cuando aplicamos la teoría de la probabilidad en una situación en concreto es imprescindible (a) asegurarse de que se conocen todos los posibles resultados, pues el desconocimiento de alguno de ellos influiría en nuestra estimación de la probabilidad del resto de eventos, y (b) que la determinación de la probabilidad sea lo más fiable posible, por ejemplo, a partir series de datos suficientemente representativas (Sigel et al. 2010b).

Solo cuando se conoce con suficiente certeza la probabilidad de ocurrencia de un evento, podemos hablar de riesgo.

Teóricamente, la incertidumbre puede describirse de tal manera que todos los posibles resultados son conocidos y que todas las probabilidades pueden ser estimadas como probabilidades subjetivas. No obstante, en el contexto ambiental, con la complejidad de los sistemas ya descrita, este tipo de conceptualización de la incertidumbre no alcanza a representar con suficiente fidelidad los problemas a debate, primero porque es imposible conocer todos los posibles resultados y sus variaciones, y segundo porque al fin y al cabo, la probabilidad se apoya en la existencia de frecuencias y repeticiones, y el número de muestreos y datos necesarios para conseguir distribuciones de probabilidad significativas es simplemente inabordable por cualquier estudio ambiental.

En resumen, podemos definir que la cuantificación de la incertidumbre en términos de probabilidad requiere una gran cantidad de datos y conocimiento de la cuestión en estudio, una condición que en el ámbito de la gestión medio ambiental (y por lo tanto hídrica) simplemente no puede alcanzarse plenamente.

5.4 TRATAMIENTO DE LA INCERTIDUMBRE DURANTE EL PROCESO DE MODELIZACIÓN

Determinar cómo las diversas causas de incertidumbre afectan la representación de nuestro modelo, no es suficiente para captar la complejidad de la situación. Como hemos comentado, durante el proceso de modelado de las diferentes causas de incertidumbre afectan a los datos, la estructura y la elaboración del modelo. Pero cómo sucede esto y su relevancia a los objetivos de modelado y cómo se debe tratar esta incertidumbre, depende totalmente de los objetivos del ejercicio de modelización. La incertidumbre y sus efectos no pueden ser considerados en términos absolutos, sino sólo en relación con el propósito de una configuración de modelado particular.

170

Por lo tanto la finalidad para la cual se construye un modelo tiene implicaciones para la forma en que las incertidumbres se abordan y se incluyen en un modelo (Brugnach and Pahl-wostl 2007). Si queremos abordar de manera eficiente la incertidumbre, debemos considerar algún tipo de protocolo que nos ayude a identificar los pasos y a minimizar el impacto que la incertidumbre puede tener sobre nuestro modelo. Al hacerlo, debemos tener presente los 4 tipos de modelización (predicción, exploración, comunicación y aprendizaje) pues cada uno de ellos tiene diferentes umbrales de tolerancia a la incertidumbre y diferentes técnicas para tratarla.

5.4.1 Tratamiento de la incertidumbre en los Modelos predictivos

En los sistemas complejos y adaptativos, la predicción de las trayectorias de las variables de estado individuales en un sistema en particular no es muy significativo. Los modelos son especialmente adecuados para aportar unas ideas generales sobre

los patrones existentes en el comportamiento del sistema. Por lo tanto, cuando hablamos de modelos predictivos, nos referimos a la capacidad de prever propiedades y relaciones a nivel del comportamiento global del sistema como, por ejemplo, el efecto de aumentar la diversidad a partir de la capacidad de adaptación de un sistema. Estos ejercicios de modelización, que representan causalidad cuantificable dentro del sistema, suelen aportar ideas globales y contribuir al desarrollo de directrices para el diseño de otros modelos. Debido a esto, cuando se utilizan los modelos de predicción, principalmente se espera capturar las características esenciales del sistema de modelado y producir conocimiento válido sobre las realizaciones de comportamiento del sistema futuro. Como la cuantificación es importante, las principales fuentes de incertidumbre en los modelos predictivos son los errores de medición, los errores de entrada datos y los derivados de la propia estructura del modelo. Una manera de tratar este tipo de incertidumbre es el establecimiento de los límites en los que los resultados del modelo no pueden considerarse.

Tabla 9. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos predictivos.

	Datos	Estructura	Enfoque
Errores en las observaciones empíricas	Límites de incertidumbre en los valores de los parámetros para poder definir la robustez del modelo de simulaciones de una base de datos inciertos		
Dinámicas complejas		Variación sistemática de las dimensiones estructurales como la heterogeneidad, vínculos entre elementos, propiedades individuales, para explorar los orígenes de la variabilidad.	
Ambigüedad y conocimiento conflictivo	Elegir más de una interpretación si es posible.	Elegir diversas estructuras de modelos.	Decidir a partir de más de una perspectiva.
Ignorancia	Análisis de sensibilidad respecto a la ignorancia en el conocimiento.		
Creencias y Valores			Incluir diferentes interpretaciones de los resultados y definir el rol de cada incertidumbre.

Adaptado de (M Brugnach, Pahl-Wostl, et al., 2008)

5.4.2 Tratamiento de la incertidumbre en modelos exploratorios

Cuando se utilizan los modelos para el análisis exploratorio, el énfasis no se pone tanto en la predicción de los futuros estados o en imitar la realidad, sino en la observación de posibles trayectorias de desarrollo del sistema y a la detección de patrones de comportamiento extremo o cambios drásticos. Dado que se trata de sistemas complejos puede que no sea posible fijar una probabilidad dada a un determinado resultado, sino simplemente proporcionar evidencia de que es posible y cuáles podrían ser las consecuencias. Esto puede ser muy útil en entornos participativos dada la diversidad que caracteriza a las sociedades humanas, pues se plantea una gama de escenarios posibles interesantes. En estos casos, las incertidumbres no necesariamente tienen que ser eliminadas, sino que pueden utilizarse para producir escenarios alternativos que se pueden explorar. De esta

manera transformamos la ignorancia en creatividad, y las creencias y valores se pueden utilizar para vías alternativas internamente consistentes.

La tabla siguiente muestra algunas sugerencias sobre cómo hacer frente a las incertidumbres cuando el propósito de modelado es el análisis exploratorio.

Tabla 10. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos exploratorios.

	Datos	Estructura	Enfoque
Errores en observaciones empíricas	Añadir media de (estadísticos de tendencia central)		
Dinámicas complejas			Fuente de innovación
Ambigüedad y conocimiento en conflicto		Definir más de un escenario en formato participativo	
Ignorancia	Test de sensibilidad a la ignorancia de conocimiento		Input creativo a partir del proceso participativo.
Creencias y valores		Base para el desarrollo de diferentes estructuras de modelos. Muy relacionado con el enfoque	Base para el desarrollo de diferentes escenarios consistentes (perspectivas coherentes). Debe ser un planteamiento explícito.

Adaptado de (M Brugnach, Pahl-Wostl, et al., 2008)

5.4.3 Tratamiento de la incertidumbre en los modelos comunicativos

Los modelos pueden tener como propósito comunicar el conocimiento sobre sistemas complejos a los tomadores de decisiones, los grupos de interés y / o el público en general. En este caso, los modelos pueden ser vistos como herramientas educativas, o como maneras de desafiar las creencias o suposiciones inadecuadas. Por ejemplo, estos modelos pueden ayudar a construir la comprensión de las implicaciones de los ciclos de retroalimentación positiva o cambios bruscos provocados por efectos de umbral. La incertidumbre es parte de la propia estructura del modelo y sirve para indicar las deficiencias de conocimiento, y la presencia de valores integrado en el modelo. Por lo tanto, la incertidumbre debe incluirse explícitamente en la comunicación modelo. En este caso, los desarrolladores de los modelos o "expertos" no son observadores externos como en los objetivos del resto de modelizaciones, sino

facilitadores de un proceso participativo. El modelo, como proceso y como producto, se utiliza como una oportunidad para el intercambio de ideas y conocimientos, utilizando enfoques participativos para descubrir modelos mentales y marcos/enfoques (Pahl-Wostl and Hare 2004).

Tabla 11. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos comunicativos

	Datos	Estructura	Enfoque
Errores en observaciones empíricas	Explicar el origen		
Dinámicas complejas		Implementación educativa de las implicaciones de las diferentes estructuras del modelo, razonando por qué es posible.	
Ambigüedad y conocimiento en conflicto		Implementación interactiva de las diferentes interpretaciones	Ilustrar el papel de “enfocar” a la hora de seleccionar entre diversas interpretaciones.
Ignorancia			
Creencias y valores		Implementar diferentes estructuras de modelos a partir de las creencias y valores	Introducir el papel de la ciencia y del conocimiento experto a la hora de aportar “verdades”

. Adaptado de Brugnach et al., 2008.

5.4.4 Tratamiento de la incertidumbre en los modelos de aprendizaje

El uso de los modelos de aprendizaje tiene como objetivo no sólo el modelo como un producto final, sino el mismo proceso de construcción del modelo como un medio para la comprensión del sistema. Este tipo de modelos son simulaciones interactivas en las que el usuario puede (y debe) tomar decisiones en un entorno seguro, donde los errores pueden (y deben) ser revisados y en los que el principal objetivo es entrenarnos para gestionar las incertidumbres eventuales de magnitud desconocida. En el proceso, podemos revivir eventos pasados, o simular eventos posibles pero que aún no han sucedido.

Tabla 12. Estrategias para abordar la incertidumbre en los modelos de aprendizaje.

	Datos	Estructura	Enfoque
Errores en observaciones empíricas		Añadir múltiples escenarios en los que probar la influencia de dichos errores.	
Dinámicas complejas	Bases de datos dinámicas que permitan el <i>forking</i> .	Modelo de desarrollo participativo para desarrollar más de una implementación estructural	Elaborar mapas cognitivos y hacerlos explícitos al grupo.
Ambigüedad y conocimiento en conflicto			Elaborar mapas cognitivos y hacerlos explícitos al grupo.
Ignorancia		Incluir conocimiento desde formato participativo	Probar escenarios imposibles.
Creencias y valores			Destacar el papel de las creencias a la hora de influenciar el planteamiento de modelización (frame) y hacerlo explícito a partir de métodos interactivos.

Adaptado de Brugnach et al., 2008

5.5 METODOLOGÍAS PARA LA EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE

175

El campo de la evaluación de la incertidumbre es una disciplina matemática en sí misma, y la literatura científica está inundada de metodologías al respecto. Como ya se ha podido percibir, el tratamiento de la incertidumbre es crucial en la modelización (Pianosi 2007), y por ello es importante que revisemos algunas de las metodologías utilizadas en este campo.

1. Ecuaciones de propagación del error.
2. Captura del conocimiento experto
3. Revisión por pares extendida (revisión con *stakeholders*)
4. Modelización Inversa (estimación de parámetros)
5. Modelización inversa (incertidumbre predictiva)
6. Análisis de Monte Carlo
7. Simulación de modelo múltiple
8. Control de Calidad

9. Análisis de escenarios
10. Análisis de sensibilidad
11. Involucración de los agentes interesados
12. Matriz de Incertidumbre

5.5.1.1 Ecuaciones de propagación del error

Las ecuaciones de propagación del error (Mandel, 1984) son ampliamente utilizados en las ciencias experimentales para estimar la propagación de errores en los cálculos. Estas ecuaciones son válidas únicamente si se cumplen las siguientes condiciones: (1) la incertidumbre que tienen distribuciones gaussianas (normales); (2) las incertidumbres para modelos no lineales son relativamente pequeñas, por ejemplo la desviación estándar dividida por el valor medio es inferior a 0,3; y (3) las incertidumbres no tienen covarianza significativa. Estas son las dos ecuaciones principales:

176 Para la suma de errores, para $z = x \pm y \pm \dots$

$$\sigma_z = \sqrt{(\sigma_x^2) + (\sigma_y^2) + \dots}$$

Para la multiplicación de un número exacto $z=cx\dots$

$$\sigma_z = c \times \sigma_x$$

Para el producto de errores, para $z=xy$ o $z=x/y$

$$\sigma_z = \sqrt{\left(\frac{\sigma_x}{x}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_y}{y}\right)^2 + \dots}$$

La principal ventaja de las ecuaciones de propagación de errores es que son fáciles y rápidos de usar. Las limitaciones principales se encuentran en los supuestos subyacentes que rara vez se mantienen, especialmente no para cálculos complejos. Las ecuaciones de propagación de errores son por lo tanto adecuadas para análisis preliminares.

5.5.1.2 Captura del conocimiento experto.

La captura del conocimiento experto es un proceso estructurado para provocar generar juicios subjetivos de los expertos. Se utiliza habitualmente en el análisis de riesgo cuantitativo para evaluar incertidumbres en los casos donde apenas hay datos empíricos directos disponibles para inferir sobre la incertidumbre. Por lo general, el juicio subjetivo se representa como una función de densidad de probabilidad subjetiva que refleja el grado de conocimiento, pero también la percepción, del experto.

La captura de conocimiento experto consiste típicamente de los siguientes pasos:

- (1) Identificar y seleccionar los expertos.
- (2) Explicar al experto la naturaleza del problema y la metodología, además de advertir de los posibles sesgos subjetivos y explorarlos.
- (3) Definir claramente los términos a evaluar y elegir una escala y la unidad familiar para el experto.
- (4) Debatir el estado del conocimiento: fortalezas y debilidades de los datos disponibles, las lagunas de conocimiento, incertidumbres...
- (5) Buscar extremos y anomalías.
- (6) Evaluar estos extremos.
- (7) Definir la distribución: forma y percentiles o parámetros que caracterizan.
- (8) Verificar con el experto que la distribución que se construye a partir de las respuestas de los expertos representa correctamente las creencias de los expertos.
- (9) Decidir si desea o no agregar los provocados distribuciones de diferentes expertos (esto sólo tiene sentido si los expertos tenían los mismos modelos mentales a través del que se obtuvo la distribución).

La obtención de expertos tiene el potencial de hacer uso de todo el conocimiento disponible que no pueden ser fácilmente formalizados. Las limitaciones están vinculadas a la subjetividad de los resultados que son sensibles a la selección

de expertos. En caso de diferencias entre los expertos, puede ser difícil de cuantificar con seguridad las incertidumbres.

5.5.1.3 Revisión por pares extendida (revisión por los *stakeholders*)

Revisión por pares extendida es la participación de los interesados para asegurar la calidad del proceso de modelado. El razonamiento, la observación y la imaginación de las partes interesadas no están limitados por la racionalidad científica. Esto puede ser beneficioso al abordar problemas complejos mal estructurados. En consecuencia, el conocimiento y las perspectivas de las partes interesadas pueden aportar valiosos nuevos puntos de vista sobre el problema y la información pertinente sobre ese problema. Las partes interesadas pueden contribuir a la calidad del conocimiento de múltiples maneras: mejora de la calidad de la formulación del problema y las preguntas formuladas por los científicos, la contribución del conocimiento de las condiciones locales para determinar qué datos los más determinantes o que alternativas derivadas de los resultados son factibles, aportar opiniones personales que pueden conducir a nuevas líneas de investigación, crítica a las suposiciones hechas por el científico, que pueden conducir a cambio de hipótesis...

La principal fortaleza de la revisión por pares extendida es que permite el uso de conocimiento adicional de fuentes no científicas. Las limitaciones principales radican en la dificultad para que los interesados comprendan los conceptos a veces complejos y abstractos, para garantizar la representatividad de los actores seleccionados y en las asimetrías de poder que pueden ser reproducidos.

5.5.1.4 Modelización inversa para la estimación de parámetros

Los valores de parámetros se estiman a menudo a través de la modelación inversa, también denominada calibración automática (Doherty, 2003). La técnica consiste en buscar “automáticamente” un conjunto de parámetros óptimos a partir de minimizar una función objetivo, generalmente definida como la desviación estándar

al cuadrado sumada entre los objetivos de calibración (datos de campo) y sus homólogos simulados. En la práctica se construye un modelo al que se le asocia una serie de resultados reales, y se van ensayando parámetros hasta que la desviación respecto de los resultados esperados es estadísticamente despreciable. A mayor número de parámetros mejor optimización pero también mayor complejidad.

La mayoría de las técnicas de inversión tienen la ventaja de que además de los valores de los parámetros óptimos también producen estadísticas de calibración en términos de parametrización y observación de sensibilidades, parámetros de correlación e incertidumbres de los parámetros. Es decir, nos permite identificar si hay parámetros dependientes entre ellos y en qué medida, y el grado de influencia de un parámetro sobre la calibración final del modelo. Sin embargo, una limitación importante de estas técnicas es que la calibración del modelo se basa en un único modelo, con una sola estructura. Los errores en la estructura del modelo, por tanto, se asignarán erróneamente a modelar las incertidumbres de los parámetros.

5.5.1.5 Modelización inversa para la incertidumbre predictiva

Además de para estimar los parámetros algunas de las técnicas de optimización inversa incluyen la capacidad de estimar incertidumbres predictivas, es decir, aquella incertidumbre que puede en términos probabilísticos o estocásticos. El método por el cual se deriva la incertidumbre predictiva varía entre procedimientos, pero es habitual encontrar muchas de estas técnicas de optimización basadas en la regresión no lineal, es decir que la predicción de interés se trata como una observación, y el algoritmo de regresión se utiliza entonces para cuantificar el efecto de la incertidumbre parámetro de esta observación. Un ejemplo de esto es la incertidumbre asociada a la pluviometría, que parte de la observación de una serie de eventos, que se convierten en probabilidades a partir de una serie de algoritmos diseñados ad hoc. Algunos métodos se basan en una solución semi-analítica en el que el algoritmo de regresión se utiliza para calcular o bien un intervalo de incertidumbre de predicción para la variable de salida o incertidumbre en la desviación entre un caso de

referencia y un escenario de simulación. Otros métodos utilizan la regresión para buscar los valores máximos y mínimos de la predicción, con la restricción de que el modelo debe ser calibrado en un nivel aceptable, que se define por algún tipo de nivel de aceptación predefinido de la función objetivo. El resultado suele ser una curva de distribución de probabilidad. Este método proporciona una estimación objetiva de la incertidumbre predictiva en función de la estructura del modelo aplicado. La principal limitación, además de los supuestos sobre la linealidad y residuos de la distribución normal, es que la incertidumbre sólo puede predecirse para tipos de datos para los que existen observaciones.

5.5.1.6 Análisis de MonteCarlo

Monte Carlo es una técnica estadística para los cálculos de modelo estocástico y el análisis de la propagación de errores que puedan existir a nivel de cálculo. Su propósito es trazar la estructura de la distribución de los resultados del modelo. En su forma más simple esta distribución se asigna mediante el cálculo de los resultados deterministas denominados realizaciones para un gran número de aleatorio de datos en función de las funciones de distribución individuales de datos de entrada y los parámetros del modelo. Es decir, a partir de una distribución de probabilidad resultante de datos observados, se obtienen datos al azar, no observados, pero que encajarían en dicha función de distribución. El análisis de Monte Carlo requiere que el analista especifique las distribuciones de probabilidad de todas las entradas y parámetros, y las correlaciones entre ellos. Ambas distribuciones de probabilidad y las correlaciones son generalmente poco conocidas, de manera que si no se tienen en cuenta de manera adecuada las correlaciones y la covarianza en las distribuciones de entrada, puede conducir a subestimar o sobrestimar la incertidumbre en el resultado del modelo.

La ventaja del análisis de Monte Carlo es su aplicabilidad general y que no impone muchos supuestos sobre distribuciones de probabilidad y correlaciones y que puede vincularse a cualquier código de modelo. La limitación clave son los grandes

tiempos de ejecución para los modelos computacionalmente intensivos y la gran cantidad de resultados no siempre son fáciles de analizar.

5.5.1.7 Simulación de múltiples modelos

Esta es una técnica diseñada para afrontar la incertidumbre estructural del modelo. En vez de hacer una evaluación utilizando un único modelo, la evaluación se lleva a cabo utilizando diferentes modelos del mismo sistema. Esto se puede realizar cuando se tengan códigos de modelo alternativos con diferentes descripciones de los procesos o, en casos particulares como el de las aguas subterráneas, al tener diferentes modelos conceptuales basados en diferentes interpretaciones geológicas.

Las principales ventajas de este método son que los efectos de estructuras de modelos alternativos pueden ser analizados de forma explícita y por lo tanto la robustez de las predicciones del modelo aumenta. En contrapartida, una limitación importante es que no podemos estar seguros de si hemos muestreado suficientemente bien los modelos a ensayar, y por lo tanto podríamos estar pasando por alto importantes estructuras de modelos relevantes para nuestro modelo.

5.5.1.8 Control de calidad

El control de calidad o *Quality Assurance* (QA) se puede definir como los protocolos y directrices a seguir para la correcta aplicación de los modelos. Los objetivos principales de la QA son garantizar el uso de las mejores prácticas de modelización, para alcanzar un consenso entre los diferentes actores involucrados en el proceso de modelado y asegurarse de que la exactitud esperada y el rendimiento del modelo están en conformidad con los objetivos del proyecto.

Los elementos clave de los procedimientos de control de calidad incluyen.

- (1) la elaboración del problema y definición del propósito del estudio de modelado;

- (2) la evaluación de las fuentes de incertidumbre de manera conjunta por el gestor, desarrollador del modelo y de las partes interesadas y el establecimiento de requisitos de precisión como reflejo de los criterios de rendimiento y las necesidades establecidas por el gestor y el respeto de partes interesadas.
- (3) la ejecución de las pruebas de validación de los modelos, es decir, las pruebas de rendimiento del modelo a partir del uso de datos independientes que no se han utilizado para la calibración, con el fin de evaluar la exactitud y la credibilidad de las simulaciones del modelo para eventos comparables
- (4) revisiones llevadas a cabo por auditores independientes y consulta posterior con el desarrollador del modelo, el gestor y los *stakeholders* durante las diferentes fases del proyecto de desarrollo o construcción del modelo.

La QA mejora las posibilidades de que se esté utilizando la mejor práctica disponible, permite involucrar a las partes interesadas en el proceso de modelado en un marco formal y estructurado, y mejora la transparencia y replicabilidad. Sin embargo, como muchas otras certificaciones de calidad, si no está bien diseñado y se lleva a cabo a fondo y de manera detallada, el control de calidad puede convertirse en un simple sello estampado y generar falsa credibilidad (Scholten et al. 2007).

5.5.1.9 Análisis de escenarios.

El análisis de escenarios tiene como objetivo describir secuencias lógicas e internamente consistentes de eventos para explorar cómo el futuro puede, podría o debería evolucionar desde el pasado y el presente. De manera coherente con la gestión adaptativa, este enfoque entiende que el futuro es inherentemente incierto, y por lo tanto existen múltiples futuros alternativos se pueden explorar a través del análisis de escenarios. Como tal, el análisis de escenarios es también una herramienta para hacer frente de manera explícita a diferentes supuestos sobre el futuro.

Dentro de la modelización podemos definir diferentes tipos de escenarios. Por ejemplo, (Alcamo 2001) podemos encontrarnos con escenarios de referencia en contraste los escenarios de políticas. En este caso, los escenarios de referencia presentan el estado futuro de la sociedad y el medio ambiente en el que no existe

ninguna política ambiental adicional o no tiene una influencia perceptible en la sociedad o el medio ambiente. Por el contrario, los escenarios de políticas representan los efectos futuros de las políticas de protección del medio ambiente (Alcamo 2008).

Otra posible clasificación es la de escenarios exploratorios frente a escenarios anticipativos. Los escenarios exploratorios comienzan en el presente y avanzan explorando las posibles tendencias en el futuro, mientras que los escenarios de anticipación comienzan con una visión prescrita en el futuro para ir trabajando hacia atrás en el tiempo para visualizar cómo este futuro podría surgir.

Por último, podemos diferenciar entre escenarios cualitativos y escenarios cuantitativos. Los escenarios cualitativos describen futuros posibles en forma de textos narrativos o las llamadas "líneas argumentales". En cambio, los escenarios cuantitativos proporcionan tablas y figuras que incorporan datos numéricos a menudo generados por modelos sofisticados.

Es evidente que un escenario puede poseer diversas características, por ejemplo, ser cuantitativo, anticipativo y de políticas.

Existe un último tipo de escenarios, poco utilizados por su complejidad, pero realmente útiles en fases de modelización avanzada, por ejemplo en simulaciones y modelos de aprendizaje, *serious games* o *sandbox*; son los denominados escenarios libres o de tendencia, que por una parte continúan los desarrollos previstos, mientras que por otra incluyen eventos sorpresa o inesperados que permiten la exploración de situaciones extremas.

Los escenarios pueden asegurar que los supuestos realizados sobre la evolución futura sean transparentes y queden documentados, y son a menudo la única manera de hacer frente al futuro desconocido. Una limitación de los escenarios cualitativos, aquellos que son más interesantes en el desarrollo de modelos en la gestión de los recursos hídricos, es que es difícil probar los supuestos subyacentes. Para los escenarios cuantitativos, el análisis se limita a los aspectos del contexto que se pueden

cuantificar.

5.5.1.10 Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad es el estudio de cómo la variabilidad de los resultados de un modelo (numérico o de otra tipo) se puede explicar, asignarse o distribuirse de manera cualitativa o cuantitativa a diferentes fuentes de variación, y de cómo los resultados del modelo dependen de la información introducida (Saltelli et al., 2004).

Dependiendo de la complejidad de los resultados del modelo, los métodos de análisis de sensibilidad pueden ir desde lo simple a lo relativamente complejo. Si el espacio de salida de un modelo es lineal, en análisis de sensibilidad puede llevarse a cabo directamente a través de un análisis diferencial, a partir de derivadas parciales del resultado en comparación con uno de los datos de entrada, manteniendo el resto de datos de entrada constante. Si contrariamente el espacio de salida del modelo es no lineal, entonces las hipótesis necesarias para conducir el análisis diferencial no se sostienen. El análisis diferencial se puede llevar a cabo, pero el analista debe ser consciente de que los resultados pueden aplicarse únicamente a un rango muy concreto del espacio de salida.

184

Para estos casos, el desarrollador debe utilizar otros métodos analíticos. Estos incluyen métodos tales como el análisis de Monte Carlo, el método de Morris o diversos métodos como la prueba de amplitud de la sensibilidad de Fourier.

La parte importante del análisis de sensibilidad es que da una idea de la influencia potencial de los posibles cambios en la entrada de datos y permite discriminar entre parámetros en función de su importancia para la precisión de los resultados. En cambio, una limitación es la tendencia del análisis de sensibilidad a producir una sobrecarga de información, y de no tener en cuenta ni la estructura del modelo ni las condiciones de contorno del modelo.

5.5.1.11 Participación de los interesados

La participación de los agentes interesados, no sólo en el proceso de toma de decisiones, sino también en el proceso de modelado, puede ayudar a evaluar y gestionar los problemas complejos de una mejor manera. Este potencial puede ser aprovechado de tres maneras:

- (1) se les permite articular temas de interés y para mejorar el enfoque del problema;
- (2) mediante la utilización de su cuenta (no científico) conocimientos y observaciones y su capacidad para inventar nuevas opciones; y
- (3) mediante su participación activa en el control de calidad del conocimiento operativo que es producido en conjunto, como se menciona en la revisión por pares extendida.

Los puntos fuertes de participación de los interesados son que aumenta el nivel de responsabilidad pública, la transparencia en el proceso y que puede aumentar el apoyo público para la ejecución de las decisiones de gestión posteriores.

5.5.1.12 Matriz de Incertidumbre

La matriz de incertidumbre (Walker et al. 2003) se puede utilizar para identificar y priorizar las incertidumbres más importantes en el desarrollo de un modelo.

La matriz es similar a una matriz de Leopold⁴⁹, en la que cruzan fuente y tipos de incertidumbre y en la que se anotan de manera cualitativa o cuantitativa los equivalentes a la magnitud e importancia de dicha incertidumbre. Para un modelo en particular, se enumeran en las filas las diferentes fuentes de incertidumbre mientras que en las columnas se indica el tipo de incertidumbre asociado a cada

⁴⁹ Leopold, Luna B.; Clarke, Frank E.; Hanshaw, Bruce B.; Balsley, James R. (1971). [*A Procedure for Evaluating Environmental Impact*](#). Geological Survey Circular 645. Washington: U.S. Geological Survey.

fuerza. La importancia de cada fuente puede entonces caracterizarse mediante la ponderación en función de su impacto en el estudio de modelado en cuestión. A partir de este momento, la suma de incertidumbre puede evaluarse, por ejemplo, mediante el uso de las ecuaciones de propagación de errores mencionadas con anterioridad. Es posible que no se pueda identificar todas las fuentes de incertidumbre, o que las ponderaciones realizadas al inicio del proyecto sean las correctas. La matriz debe evaluarse en cada revisión, donde se pueden añadir nuevas fuentes de incertidumbre o modificar el peso de las incertidumbres existentes, ajustándolo a medida que se gana conocimiento en el sistema. El uso interactivo de la matriz de incertidumbre durante el proceso de modelado apoya la identificación de todas las fuentes de incertidumbre pertinentes y contribuye a priorizar en función de la evaluación cualitativa de su importancia. La matriz también proporciona un marco para realizar un seguimiento de todas las fuentes de incertidumbre a lo largo del proceso de construcción del modelo, de manera que las fuentes identificadas al principio del proceso no se dejan del lado al final del mismo, cuando las incertidumbres son típicamente cuantificadas a partir de simulaciones.

La matriz de la incertidumbre es además una buena plataforma para facilitar el diálogo estructurado entre los gestores hídricos, los desarrolladores del modelo y las partes interesadas, sobre las posibles fuentes y tipos de incertidumbre, lo que ayuda a los actores clave a acercar posiciones y conocimiento sobre las incertidumbres y su importancia. Su principal limitación es que se basa en gran medida de la opinión de expertos y produce principalmente visión cualitativa.

Tabla 13. Matriz de incertidumbre.

Fuentes de Incertidumbre		Taxonomía (tipos de incertidumbre)				Naturaleza	
		Incertidumbre estadística	Incertidumbre de escenarios	Incertidumbre Cualitativa	Ignorancia Reconocida	Incertidumbre Epistémica	Incertidumbre Estocástica
Contexto	Naturaleza, tecnología, económico, social, político.						
Inputs	Datos del sistema						
	Vectores del sistema						
Modelo	Estructura del modelo						
	Tecnología						
	Parámetros						
Resultados del modelo							

Fuente: Refsgaard (2007) adaptado de Walker (2003)

5.6 ELEMENTOS A TENER EN CUENTA EN LA MODELIZACIÓN DE LOS HADI

187

Para finalizar este capítulo, hablaremos de los aspectos más relevantes sobre los que la modelización de los HADI debería prestar atención.

5.6.1 Uso de herramientas que faciliten la representación e interpretación de los resultados.

La integración de las actividades de gestión, así como de la modelización realizada para apoyar la gestión, se ha convertido en una alta prioridad. Para resolver los problemas de aplicación e integración, la tendencia actual es a encapsular el conocimiento en modelos de una manera que satisfaga las necesidades científicas, y también proporcione las estructuras conceptuales y técnicas necesarias para la aplicación multiescalar e integrada de ese conocimiento por parte de los usuarios del sistema. Este cambio en la concepción de los modelos ha derivado en una adopción de múltiples herramientas y tecnologías del campo de las TIC (Argent 2004).

En el núcleo de la mayoría de las aplicaciones de modelado ambiental es el deseo de representar naturales procesos para propósitos que incluyen: la comprensión de los procesos, las pruebas de la representación de procesos, desarrollo de preguntas o necesidades de datos para permitir una mejor representación, proporcionando respuestas a preguntas específicas acerca de la probable situación futura de un sistema ambiental, y el apoyo a la investigación de alternativas estados futuros bajo las intervenciones de gestión alternativa.

El incremento en la demanda de procesos participativos en los ciclos de planificación hidrológica ha dado lugar a la demanda de nuevas herramientas de modelado, y han hecho aflorar la necesidad de nuevos mecanismos de desarrollo y comunicación del modelo. Para ello, es necesario disponer de herramientas flexibles que permitan construir los modelos de manera rápida y abierta; deben ir acompañadas de interfaces flexibles que permitan trabajar de manera conjunta a las partes implicadas en el problema que el modelo pretende ayudar a resolver

188

Para muchos de los actores implicados, este tipo de enfoque flexible e integrado de la modelización es a menudo un desafío, ya que implica el cambio conceptual en su forma de operar habitualmente. Este nuevo enfoque también implica la apertura, el acceso y la flexibilidad tanto de los conceptos de la modelización, como del código del propio modelo. El modelo, aunque construido para la gestión, tiene una base eminentemente científica. Y por lo tanto debe someterse a las reglas básicas de transparencia y rigor científico.

Técnicamente, nuestros modelos rara vez se diseñan para la comunicación, ni para comunicarse entre otros modelos de la misma disciplina, así que mucho menos para comunicarse entre otras disciplinas. El tremendo éxito del GIS y de los modelos que utilizan GIS ha generado otros problemas de rigidez en el marco de trabajo. Básicamente, los GIS se perciben a menudo como estructuras conceptuales y técnicas en las que los modelos ambientales deben encajar, en vez de concebirse como proveedores de servicios, análisis de datos espaciales y de gestión, a incluir dentro de

los modelos ambientales. En este sentido es recomendable hacer uso de las herramientas fuera de su contexto y entender que la idoneidad de una herramienta se evalúa en función de los resultados obtenidos, y no de lo que supongamos que la herramienta debe hacer.

5.6.2 Simulaciones y Escenarios

En los últimos años, a través de los múltiples cambios de paradigma, estamos siendo testigos de una transición en la gestión y planificación de los recursos hídricos del enfoque vertical (top-down), en el que el control y las decisiones se encuentran en manos de los gestores directos del recurso, hacia un enfoque ascendente (bottom-up), donde se pone el énfasis en la participación de todos los actores, no sólo los expertos, a lo largo de toda las etapas de la planificación. Esto incluye desde la fase de identificación de los problemas a la selección de soluciones potenciales, e incluso (aunque siendo este uno de los objetivos, rara vez se ve) durante las fases operativas y de implementación del proyecto (Assaf et al. 2008). La participación pública a todas las escalas y durante todas las etapas tiene como objetivo principal contribuir a la flexibilidad y transparencia en los procesos de gestión, identificar y aglutinar la representación de intereses comunes y poner a todos los usuarios directos o indirectos del recurso en relación. Su dificultad, técnica y presupuestaria, radica en la complejidad asociada con el incremento de agentes interesados a tener en cuenta a la hora de planificar.

En este proceso de toma de decisión compartida o consensuada varios elementos son imprescindibles, como son examinar los elementos principales de este sistema hídrico compartido, entender los principales problemas (y sus prioridades) que necesitan abordarse, participar en la identificación de políticas de gestión alternativas, y finalmente seleccionar una o varias soluciones equilibradas y que cuenten con un amplio consenso. Parece comprensible que, ante esta complejidad, los organismos de gestión tradicionales se muestren cuanto menos precavidos a la hora de poner en marcha estos procesos de participación que en términos generales

no se perciben como una oportunidad sino como una obligación legal con la que cumplir. En el caso de España, durante el primer proceso de planificación hidrológica de la DMA durante los años 2003–2009, los procesos participativos fueron utilizados durante las fases de identificación del problema y presentación de las alternativas, pero siempre a modo de consulta de las propuestas ya definidas y nunca como fuente inicial del conocimiento. Parte de esta desconfianza puede argumentarse desde las limitaciones presupuestarias, o incluso desde la actitud inmovilista de una administración que por sus propias características (muy jerarquizada y con tasas de renovación de personal técnico mucho menor de lo que podríamos tener en una empresa privada) es incapaz de adecuarse a los nuevos paradigmas, o simplemente a nuevas normativas.

190 Sin embargo, en relación a la temática del presente trabajo, es difícil aceptar que sin problemas presupuestarios y con instituciones diligentes y preparadas técnicamente se pudieran abordar con cierta garantía de éxito estos procesos de definición compartida de la gestión, pues lo que a menudo nos encontramos es un uso insuficiente de los modelos, y de las herramientas informáticas.

Existen hoy en día una gran variedad de modelos de simulación genéricos que incorporan interfaces gráficas interactivas –para facilitar la comunicación con los usuarios– enfocados al estudio de los tratamientos de aguas residuales, cuestiones de planificación y gestión de las cuencas hidrográficas, y al mismo tiempo adecuados para facilitar la participación de los *stakeholders* en la planificación y los procesos de toma de decisiones. Si bien es cierto que cada modelo tiene sus propias características especiales, todos ellos están diseñados para facilitar la entrada, almacenamiento, recuperación y visualización geográfica, hidrológica, y dependiendo del modelo y aplicación, datos socioeconómicos asociados con cuencas fluviales o regiones específicas. Los datos de entrada también incluyen las políticas que gestionarán los recursos hídricos en el tiempo y en el territorio. Las salidas o resultados de estos modelos de simulación describen los impactos de estas políticas de gestión del agua. Y lo que es más importante, proporcionan un medio de

involucrar a las partes interesadas para llegar a una visión compartida de cómo funciona su sistema de recursos hídricos, y los posibles impactos económicos, ambientales, hidrológicos y / o ecológicos de desarrollo alternativo y políticas de gestión.

Los diferentes sistemas genéricos de apoyo a la toma de decisión a menudo varían en los tipos y detalles de los análisis que se pueden realizar. Uno de los desafíos a la hora de desarrollar este tipo de herramientas es intentar satisfacer las necesidades de todos aquellos que se encuentran presentes a en los diferentes niveles de la toma de decisiones. Los gestores de los recursos hídricos normalmente desean trabajar con herramientas que proporcionan mayor detalle en comparación con los cargos políticos, que están entre los que solicitan y proporcionan a menudo el dinero para este tipo de estudios, pero cuya escala de trabajo requiere menos detalle. Si miramos a los diferentes agentes interesados en la cuenca, estos suelen diferir en el nivel de detalle que consideran apropiado para tomar buenas decisiones. Por lo tanto, lo ideal es que estos modelos genéricos de simulación sean capaces de satisfacer a todos los involucrados en el proceso de planificación y gestión, lo cual ya es un desafío en sí mismo.

191

Por lo tanto, podemos decir que para facilitar el proceso de toma de decisiones, más que utilizar complejos modelos hidrodinámicos, necesitamos modelos interactivos y relativamente simples que simulen el sistema hídrico, con el objeto de que (Assaf, 2008):

- Ayuden a los diferentes actores a desarrollar sus propios modelos y a identificar los aspectos hídricos y ambientales más importantes para una gestión robusta de la cuenca.
- Aporten suficiente conocimiento preliminar para entender las relaciones e interdependencias entre las diferentes componentes del Sistema.
- Sirvan como una primera aproximación sobre la importancia relativa de las diferentes suposiciones derivadas de la incertidumbre asociada a datos

y parámetros y su relación con los criterios importantes de rendimiento de la cuenca hidrográfica, y

- Se conviertan en facilitadores de la comunicación entre los actores implicados, ayudándoles a alcanzar una idea común sobre el funcionamiento de la cuenca o río, de manera que se aspire a alcanzar una visión conjunta sobre cómo se desea gestionar los recursos en el futuro.

5.6.3 Características y comparativas entre los modelos para generar escenarios

Una característica común en todo modelo de simulación es el cálculo del balance de masas de agua a lo largo del tiempo en cada punto que se haya considerado de interés en la cuenca. Estos modelos proporcionan una manera adecuada de hacer un seguimiento de dónde está el agua y adónde va, y en algunos casos, de lo que ésta contiene, es decir, de sus parámetros de calidad. Otros parámetros de carácter cuantitativo también pueden ser evaluados, como por ejemplo la generación de energía hidroeléctrica o los consumos asociados a los bombeos para riego. Igualmente, algunos modelos son capaces de estimar aspectos cualitativos como los posibles impactos ecológicos. En cualquier caso, el mecanismo vinculante es siempre el balance hídrico entre los diferentes puntos de interés del sistema.

192

El principio básico detrás de todo modelo de simulación es la representatividad de los datos de entrada en el mismo. Si estos son suficientemente representativos, los resultados de la simulación deben ser indicativos de la dirección y magnitud del cambio que uno esperaría observar, al menos en un sentido estadístico relativo. De esta manera, a través de múltiples simulaciones, los individuos pueden probar, modificar y evaluar diversos diseños de infraestructuras y políticas de gestión de manera iterativa hasta que se alcance un resultado suficientemente satisfactorio, por lo menos sobre el papel. Este procedimiento de modelización iterativa también puede ser utilizado para determinar dónde se pueden necesitar datos y análisis más detallados y más precisos.

Cabe tener presente, sin embargo, que en ocasiones el uso de modelos de simulación de procedimientos iterativos de prueba y error puede ser problemático y consumir mucho tiempo, no sólo en el procesado de cálculo matemático, sino especialmente en la representación gráfica y en las fases deliberativas posteriores, en vista de la gran cantidad de políticas de operación a evaluar. Para contrarrestar esta limitación propia de los modelos enfocados exclusivamente en la simulación, algunos modelos genéricos (por ejemplo ModSim, WEAP) combinan la simulación y optimización para identificar y evaluar combinaciones y alternativas que cumplan con las expectativas y los criterios de éxito⁵⁰ de los usuarios. Además, en el caso que existan múltiples objetivos contradictorios entre los agentes interesados, los módulos de optimización pueden permitir identificar y cuantificar compensaciones entre las partes.

5.6.4 Implicación de los actores

Tradicionalmente, las herramientas de modelización han contribuido no sólo a mejorar y revitalizar la planificación de los recursos hídricos, sino a incluso a mejorar el prestigio de la profesión, pues pocas disciplinas vinculadas a la gestión de los recursos naturales hace uso de manera tan asidua y sofisticada como es la gestión de los recursos hídricos.

Los modelos hidrodinámicos han ido crecido en sofisticación, partiendo inicialmente desde procedimientos matemáticos individuales simples (ficheros de apenas unos cientos de Kb), para convertirse en aplicaciones informáticas en toda regla, con altas capacidades de computación elevadas capacidades gráficas. La adopción de un enfoque participativo por parte de agencias de planificación, por ejemplo, USACE, ha creado la oportunidad para que el uso de modelos (entre otras tecnologías) facilite la participación de los interesados en todas las etapas de la toma

⁵⁰ Entendemos éxito como la consecución de los objetivos planteados de partida.

de decisiones. Las partes interesadas pueden (deben) participar en los pasos de modelado de:

- Delimitación y configuración de la cuenca hidrográfica,
- identificación de los puntos de interés,
- introducción de los datos relevantes para el punto o tramo en cuestión,
- probar varios supuestos si hay desacuerdos de las partes interesadas a fin de determinar la importancia de cada uno de estos supuestos respecto a las decisiones que se deben tomar, y
- continuar con simulaciones completas a partir de conjuntos de datos hidrológicos alternativos, como por ejemplo los relativos a proyecciones.

Esto dará a los actores implicados una sensación de pertenencia respecto al modelo, puesto que el modelo es el resultado de sus esfuerzos y no de los de otra persona, además que al haber participado a lo largo de todo el proceso de construcción del mismo, van a entender mejor sus fortalezas y debilidades.

194

En esencia, el desafío radica en que permitir que aquellos actores que no sean expertos en modelización (ni lo pretendan ser) logren suficiente familiaridad con el sistema hídrico modelizado, sus componentes y sus interacciones, que les permita entender los principales temas y problemas existentes desde varios puntos de vista. Este enfoque ayuda a los actores involucrados a apreciar el impacto potencial de las políticas propuestas, las alternativas de gestión respecto a sus intereses y a los intereses de otras partes interesadas, como por ejemplo, proporcionar estimaciones de los impactos directos e indirectos que ciertas prácticas puedan tener sobre los recursos ambientales y económicos.

Existen tres justificaciones principales para la participación de los agentes interesados, de acuerdo con la literatura (Carmona, Varela-Ortega, and Bromley 2013):

- Justificación democrática. el público debe participar en las decisiones que les afectan.

- Justificación de fondo: los ciudadanos pueden proporcionar a los científicos con sus conocimientos especializados, para una mejor comprensión de los hechos y los valores.
- Justificación pragmática: un público involucrado y educada tiene más probabilidades de apoyar la implementación de las políticas resultantes

Esto implica la necesidad de que el desarrollo de herramientas participativas capaces de superar la complejidad y la incertidumbre (Pahl-wostl et al. 2007). Además, la participación exitosa de los interesados en la gestión de los recursos naturales requiere de herramientas que sean transparentes y flexibles (Henriksen et al. 2007). Estas herramientas deben ser diseñadas para obtener el conocimiento de diferentes grupos de interés y operar como una plataforma para llevar a cabo el debate. Al mismo tiempo, la metodología seleccionada debe ser compatible con la planificación y la toma de decisiones. Estos dos objetivos, a saber, el aprendizaje social y el apoyo a la toma de decisiones, se identifican en la literatura, y deben ser considerados en conjunto, ya que la primera contribuye a la segunda (Voinov and Bousquet 2010).

Al mismo tiempo, abordar las cuestiones de gestión del agua siguiendo los principios de la GIRH requiere el uso de herramientas integradas, capaces de tomar en consideración los diferentes aspectos del uso del agua. Un enfoque interesante es el uso de "métodos formales" (principalmente modelos matemáticos) combinados con los enfoques basados en las partes interesadas.

Voinov y Bousquet (2010) proporcionan una visión general de las técnicas de modelado participativos, en los que describen la aparición de dos fenómenos paralelos: el desarrollo de la modelización del sistema de dinámico y la tendencia de incluir requisitos de participación en diferentes leyes. Bajo el paraguas de métodos de modelización participativa, hay una serie de enfoques diferentes.

5.6.5 Mejorar la accesibilidad de los “no-expertos” en modelización

De lo mencionado con anterioridad se deriva la necesidad de mejorar la accesibilidad de los no expertos a la modelización, si lo que queremos es que los procesos de toma de decisiones a través de las herramientas de modelización aspiren a resultados exitosos. Si bien es cierto que las recientes innovaciones en las tecnologías de la información y comunicación (TIC), junto con el desarrollo de las capacidades de análisis y procesamiento de la información, han hecho que el sistema de modelado más accesible para los “no-expertos”, es importante remarcar aquellos aspectos que son necesarios no olvidar u obviar para implicar a los actores.

- Uso de la tecnología SIG en el diseño de interfaz de usuario, procesamiento de datos, análisis y visualización. Cada vez más DSS están incorporando el uso de la tecnología SIG, especialmente ejemplificado por la aparición de productos GIS altamente potentes, intuitivos y ampliamente disponibles.
- Un reto importante que queda en el uso de modelos en la planificación de los recursos hídricos es la comunicación clara no sólo de los resultados del modelo sino también de las incertidumbres asociadas, especialmente en relación con las medidas asociadas a los conflictos de intereses y sus compensaciones.
- La simulación (por su carácter estático: definir esto) es claramente insuficiente para poder involucrar a los actores. En el núcleo de la planificación de los recursos hídricos basada en la simulación se encuentra el concepto de escenarios. Este enfoque considera un conjunto de escenarios estadísticamente independientes sobre el futuro incierto en la búsqueda de una política de decisiones "robusta" que minimice el riesgo de tomar una decisión equivocada. Es importante recalcar que en la actualidad, en la mayoría de DSS, la formulación y simulación de escenarios se lleva a cabo de manera externa a los modelos, y generalmente depende de la habilidad y experiencia de los analistas. Por sus características, un escenario es más atractivo que una simulación, pero para que todo el mundo pueda participar en su elaboración, se necesitan más esfuerzos para desarrollar marcos

conceptuales más realistas y procedimientos mejor adaptados a las características de los actores.

- Una de las innovaciones que más han contribuido a que un mayor número de personas no expertas participen en el proceso de modelado de los recursos hídricos son la mejoras de la automatización, el clic-drop-and-add y otros entornos de simulación altamente visuales y herramientas de visualización interactivas.
- Realidad Virtual (VR) o cualquier mecanismo que facilite las interacciones del usuario, incite el interés y facilite una mayor comprensión del sistema.
- Uso de software libre (FOSS), que ofrece la posibilidad de facilitar el desarrollo de modelos y su utilización con independencia de los niveles de renta. A nivel de software geoespacial de código abierto podemos identificar por ejemplo GRASS, Quantum GIS, PostGIS o MapServer, que son todos de libre acceso y fácilmente vinculables a modelos de simulación.

Capítulo 6. ANÁLISIS Y EVALUACIÓN DE LOS MODELOS DISPONIBLES.

“Para muchos de nosotros, el agua simplemente sale del grifo, y reflexionamos muy poco sobre ella más allá de ese instante de contacto. Hemos perdido el sentimiento de respeto por el río natural y salvaje, por la complejidad del funcionamiento de un humedal, por el imbricado tejido de vida que el agua mantiene”.

Sandra Postel. El último Oasis.

6.1 ELEMENTOS PARA LA SUFICIENCIA DE LA MODELIZACIÓN

Un aspecto que queremos analizar a través del análisis de los modelos, y posteriormente con la construcción del modelo parental a partir de una cuenca “demo”, es la identificación de aquellos elementos que limitaban el progreso de la modelización hacia desarrollos más eficientes, siempre en términos de satisfacción de los objetivos de gestión. Este análisis deriva en dos tipos de resultados. El primero nos debe indicar el nivel de madurez tecnológica en el que se encuentra la modelización hidrológica en relación a su eficiencia y suficiencia en la gestión. La segunda, nos debe identificar los posibles factores que explican ese nivel de madurez tecnológica, en particular aquellos que pueden actuar como factores limitantes en la evolución natural de la disciplina, y sobre los cuales podamos realizar una prognosis de las acciones a emprender.

6.1.1 Madurez Tecnológica de la Modelización de los Recursos Hídricos

La madurez tecnológica es un concepto difuso difícilmente cuantificable. Una tecnología alcanza la madurez cuando se han utilizado durante suficiente tiempo de manera que la mayoría de sus defectos iniciales y problemas internos se han eliminado o reducido mediante un desarrollo continuado. Uno de los indicadores clave de la madurez tecnológica es que resulta fácil de usar tanto por no-expertos como por profesionales. Otro indicador, realmente relevante en nuestro caso, es la reducción del ratio de avances innovadores relacionados con dicha tecnología, mientras que las tecnologías inmaduras sufren cambios constantes, innovaciones diversas e incluso cambios en el uso del paradigma en el que se basan. Los avances que suceden en una tecnología madura son habitualmente mejoras incrementales únicamente, por ejemplo mayor velocidad de computación), y no tanto saltos tecnológicos como por ejemplo lo fue en su día la modelización por objetos usando del “drag and drop” (arrastrar y soltar elementos en el modelo sin necesidad de escribir líneas de código). En el estado de madurez las tecnologías siguen creciendo pero a un ratio mucho mejor, y sólo se puede considerar que esté envejeciendo cuando la línea se convierte en una asíntota y deja de crecer. Cuando esto sucede, lo habitual es que surja otra tecnología que cubra las mismas necesidades pero que ofrezca nuevos mecanismos de crecimiento tecnológico.

200

¿Podemos determinar en qué posición de la curva de madurez tecnológica se encuentra la modelización hidrológica? Un trabajo de esas características requeriría una tesis doctoral en sí mismo, pero estamos en disposición de hacer una aproximación. En los últimos años hemos podido identificar una serie de avances muy significativos en la modelización. Uno muy evidente es la utilización de herramientas GIS no sólo para el análisis, sino también como interfaz de introducción de datos y construcción del modelo. Esto ha venido acompañado de lenguajes de programación más potentes que pueden trabajar en back-end, es decir en segundo plano por detrás de la interfaz de trabajo, de manera que ya no es necesario escribir el código, sino que basta con construir el diagrama de manera visual, que el software

interpreta las acciones a realizar.

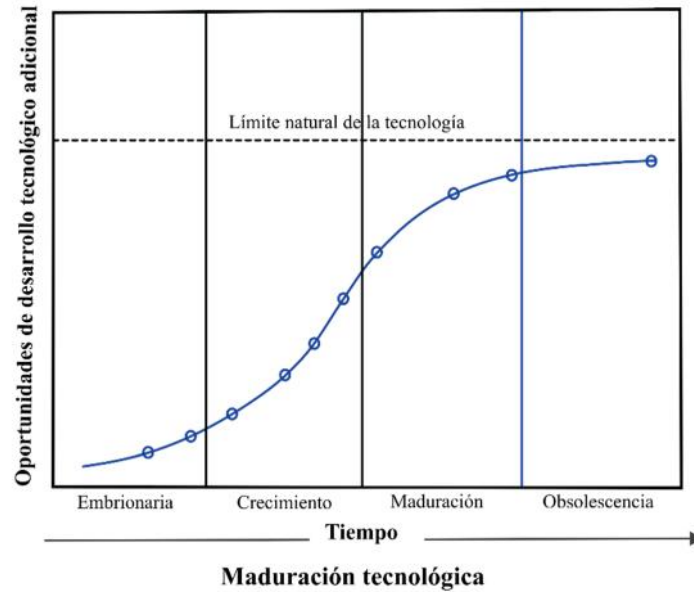


Ilustración 8. Curva teórica de la madurez tecnológica.

Adaptado de (Roussel 1984)

Otro avance tecnológico ha tenido que ver con la representación de los modelos digitales del terreno necesarios para los estudios bidimensionales. Por un lado, la tecnología LiDAR⁵¹ (*Light Detection and Ranging*) para el levantamiento de datos topográficos ha ido aumentando en precisión y disminuyendo en coste de tal manera que en la actualidad se pueden obtener modelos digitales de terreno (MDT) con celdas de 0.25x0.25m y errores en altura de menos de 10cm, algo que evidentemente aumenta la precisión de cálculo de los modelos. Por otro lado, el uso de mallado triangular no uniforme de área variable, que ha permitido trasladar los datos de cota del MDT a la matriz de cálculo del modelo (el mallado o *grid*) simplificando el cálculo y poniendo mayor esfuerzo de cálculo y precisión (reduciendo el tamaño de la malla)

⁵¹ El LiDAR es una tecnología que permite determinar la distancia desde un emisor láser a un objeto o superficie utilizando un haz láser pulsado. La distancia al objeto se determina midiendo el tiempo de retraso entre la emisión del pulso y su detección a través de la señal reflejada.

en zonas del mapa con mayor pendiente del terreno, o mayor velocidad del agua.

El avance tecnológico más recientemente en materia de modelización lo tenemos sin duda en la aceleración de los cálculos y el incremento de la capacidad computacional de los modelos gracias a la utilización de las prestaciones de cálculo de las tarjetas gráficas (GPUs) que liberan del trabajo de cálculo a las CPUs; esto permite realizar cálculos entre 30 y 100 veces más rápido, en función del tipo de proceso (Le et al. 2015)(Yan et al. 2015).

Estos tres ejemplos de innovación tecnológica en la modelización nos dan a entender que la tecnología aún podría estar en crecimiento. Pero las dos primeras ya tienen más de 10 años de vida, y la tercera, por revolucionaria que pueda ser, incide en la velocidad de cálculo (muy importante en modelos de gran tamaño) pero no en la precisión ni en proceso de cálculo del modelo. En otras palabras, ahorra (mucho) tiempo, pero el resultado del modelo sería el mismo. Es un claro ejemplo de mejora incremental (hace más, no necesariamente mejor ni peor, y no de manera diferente).

202

Para confirmar que la modelización en los términos actuales es una tecnología muy madura, posiblemente acercándose a la obsolescencia, podemos hacer un repaso de las publicaciones en revistas científicas desde los albores de la modelización hidráulica. Este análisis se ha realizado utilizando las herramientas que la plataforma Scopus⁵² pone a disposición de los investigadores. El estudio se ha basado en analizar el número de publicaciones por año y el tipo de revista que publica el artículo, a partir de la combinación de dos palabras clave: “Water management” + “Model” en el primer ensayo, y “Watershed management” + “Model” en el segundo. Es necesario matizar que Scopus no sólo identifica artículos científicos, sino también cualquier de publicación de carácter científico, sea libro, artículo o comunicación en un congreso, entre otros.

⁵² <http://www.scopus.com/>

6.1.1.1 Resultados del primer ensayo [Water management]+[Model]

Cabe destacar que la primera publicación científica con estas palabras clave data del año 1947, en un artículo publicado en el American Journal of Medicine. Posteriormente en el año 1966 hay un pico de 22 publicaciones, una de ellas publicada en el Journal of Environmental Engineer bajo el título de Integrated wastewater management, sin continuidad en los dos años siguientes, pero a partir de 1969, el número de publicaciones se estabiliza y empieza a crecer. Prácticamente todas estas publicaciones, especialmente durante los primeros años, se centraban en los aspectos de calidad de las aguas, y no tanto sobre la gestión.

Desde la primera publicación en 1947 a la última registrada como en cola para ser publicada en 2016, hay un total de 56.680 ítems, 66% de los cuales son artículos publicados en *peer review journals*, y 23% a comunicaciones en conferencias (Ilustración 9). La media de publicaciones anuales se encuentra ligeramente por encima de las 1000.

203

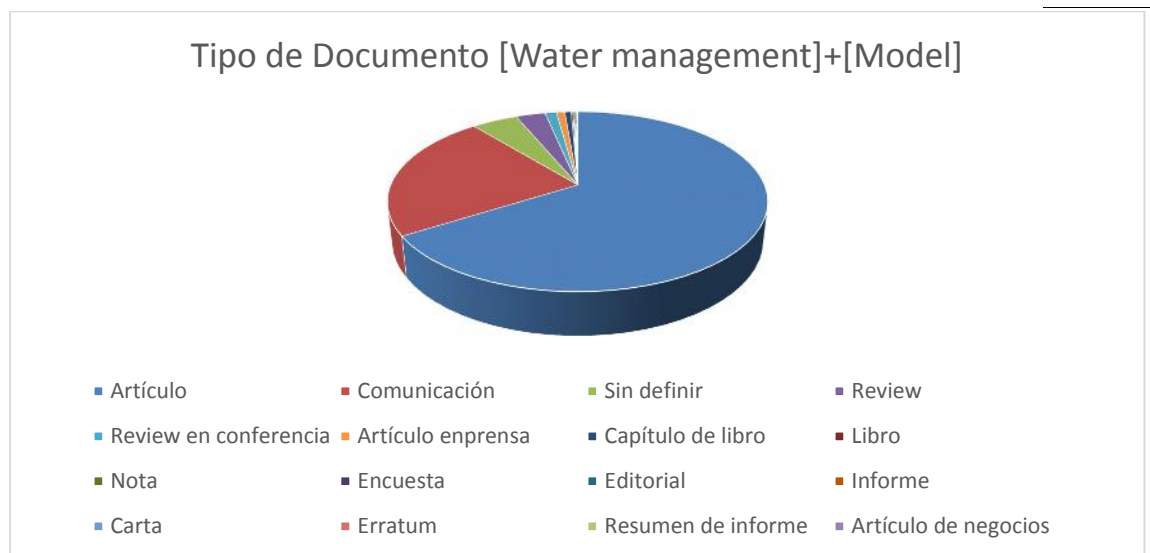


Ilustración 9. Tipo de documento publicado con las palabras clave [Water management] y [Model] a partir de todos los registros en Scopus.

Si atendemos a la evolución anual de las publicaciones podemos observar otros aspectos interesantes. Por ejemplo que el número de publicaciones va ligeramente

creciendo (alrededor de 1 publicación al día) hasta que al llegar a la década de los 90 la pendiente de la curva cambia indicando que el número de publicaciones por años empieza a despegarse. Sin embargo, no es hasta el año 2000 aproximadamente que el número de publicaciones anuales pasa de las 1000 unidades a 4000 en 15 años. Sin embargo, también en este periodo podemos identificar fluctuaciones o inconstancias entre años, y lo que podríamos identificar como un parón entre los años 2009–2012, en el que el número de publicaciones se estanca, y ni disminuye ni aumenta. Los años 2013–14 presentan un repunte que contrasta con una caída del 30% (Ilustración 10).



Ilustración 10. Número de documentos publicados por año con las palabras clave [Water management] y [Model] a partir de todos los registros en Scopus.

Elaboración propia

Podemos depurar más información a partir del tratamiento de la gráfica. La fluctuación interanual de los datos puede confundirnos y llevarnos a pensar que hay tendencia ascendente o descendente en función de un solo valor. Una posible solución a este problema es hacer la media móvil de los datos para 4 años consecutivos (la media de duración de una tesis doctoral). De esta manera se puede observar (Ilustración 11) mejor los puntos de inflexión de los años 1991 y 2003, y que a pesar del pico del 2013, la tendencia de 2014 y 2015 es la de publicar menos,

lo que se podría interpretar como un desgaste en la investigación, y por lo tanto el posible inicio de la obsolescencia.

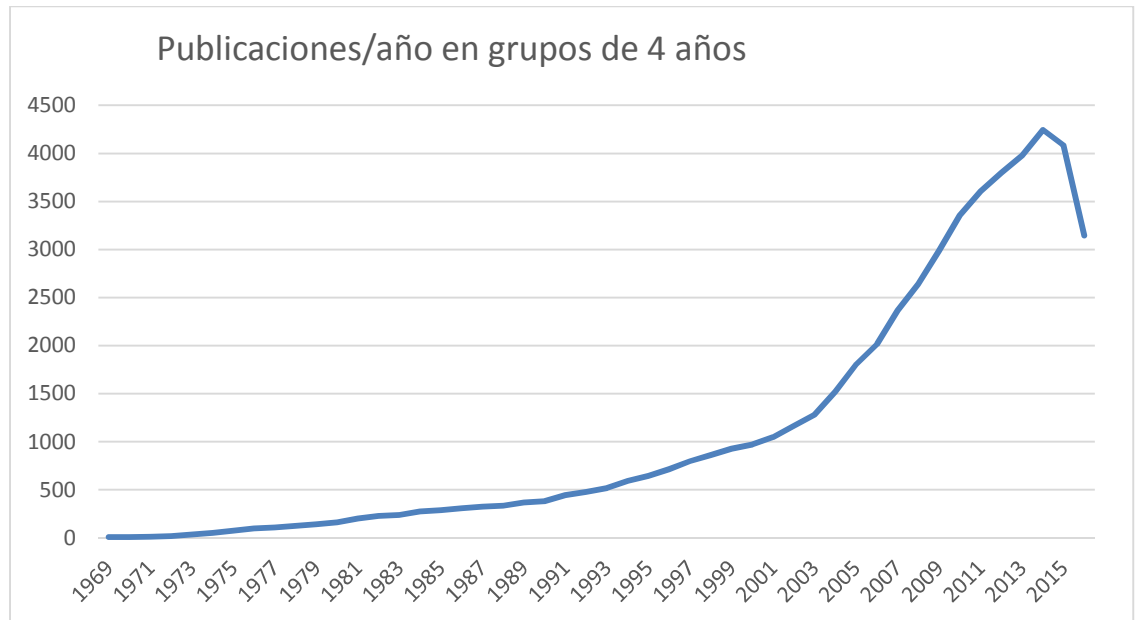


Ilustración 11. Número de documentos publicados por año con las palabras clave [Water management] y [Model], agrupados en grupos de 4 años, a partir de todos los registros en Scopus.

Otra manera de mirar estos datos es a partir de las revistas que publican el mayor número de los artículos. Para esta combinación de palabras clave, la principal revista elegida para publicar es *Water Science and Technology*, revista perteneciente a la IWA y por lo tanto eminentemente técnica, con 2647 artículos. Le sigue *Water Research* con 1203, *Journal of Hydrology* (839), *Water Resources Management* (727) y *Journal of Environmental Management* (633). Sin embargo, entre las cinco apenas superan el 15% de los artículos publicados.

Aún más, en la Ilustración 12 podemos ver las tendencias de cada revista. Tanto *Water Research* como en *Water Science and Technology*, las dos más dirigidas a la tecnología y algo menos a la ciencia, incrementan el número de publicaciones en la década de los 90 y se mantienen en el tiempo con más o menos fluctuaciones, pero que patente que empieza a haber un descenso. Otras revistas como el *Journal of*

Hydrology, el Journal of Environmental Management o el Journal of Water Resources Management muestran su crecimiento a partir del año 2000, lo que nos hace insistir en la idea de la década de los 2000 como década crucial para la modelización.

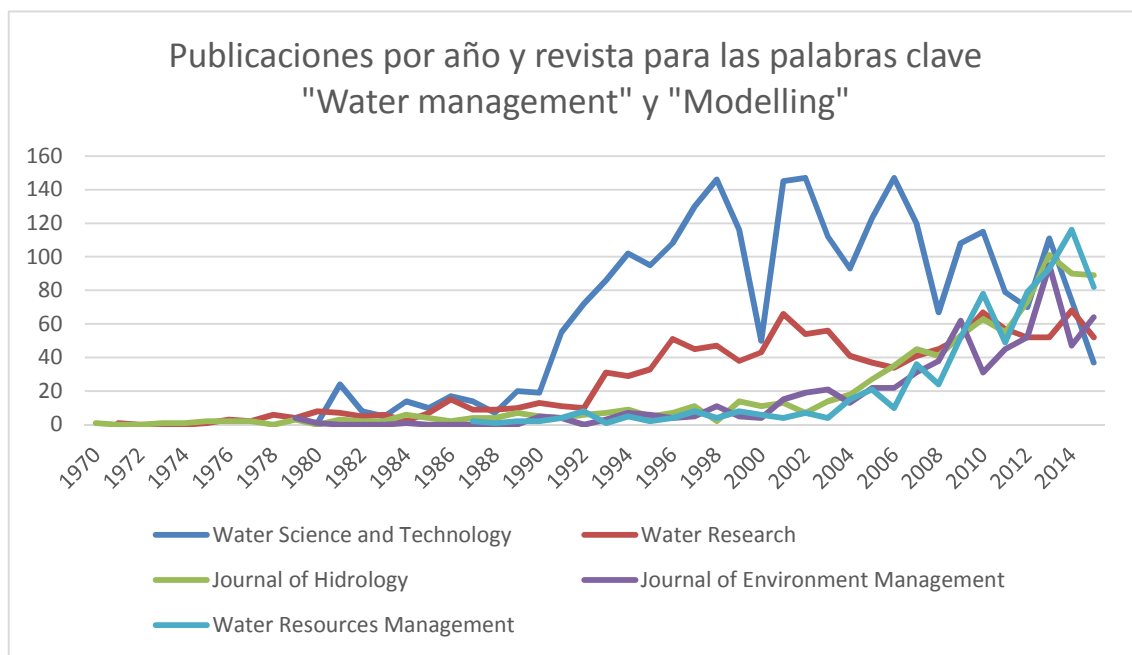


Ilustración 12. Publicaciones por año y revista para las palabras clave "Water management" y "Modelling".

Elaboración propia a partir de Scopus.

6.1.1.2 Resultados del segundo ensayo [Watershed management]+[Model]

El mismo tipo de análisis lo hemos conducido para otra dupla de palabras clave: [watershed management]+[model]. Este matiz es muy significativo ya que con la dupla anterior admitíamos todos los modelos que tuvieran que ver con el agua, como por ejemplo modelos de calidad, modelos de EDAR, modelos de generación hidroeléctrica, entre otros. Todas estas facetas podrían perfectamente incorporarse como modelos modulares a nuestro modelo de gestión, y por eso su importancia. Sin embargo, si lo que queremos saber es cuantos artículos hay relacionado con la gestión de los recursos hídricos en el sentido amplio, es decir en términos de GIRH, gestión

de cuencas, etc., la palabra clave en común es “watershed management”.

Esta consulta nos devuelve 7344 documentos, es decir apenas un 13% de los resultados de la búsqueda anterior, siendo los dos primeros publicados en 1966. El gráfico resultante (Ilustración 13) nos presenta unos resultados muy parecidos a los de la Ilustración 10: crecimiento lento pero sostenido hasta mediados de la década de los 90, un pico evidente en la década de los 2000, en este caso en el año 2004, un bajón tras el cierre del primer ciclo de planificación, para acabar estabilizándose.



Ilustración 13. Documentos publicados por año con las palabras clave [Watershed Management]+[Model]. Elaboración propia a partir de Scopus.

Esta misma gráfica la podemos comparar con la media móvil de 4 años, para atenuar fluctuaciones e identificar mejor las tendencias (Ilustración 14). En ella no se ve con la misma claridad el punto de inflexión en los años 90, lo que indica una progresión muy gradual, pero sí un cambio de tendencia en el año 2003 y una recesión en la curva a partir del 2009, que coincide con la finalización del primer ciclo de planificación.

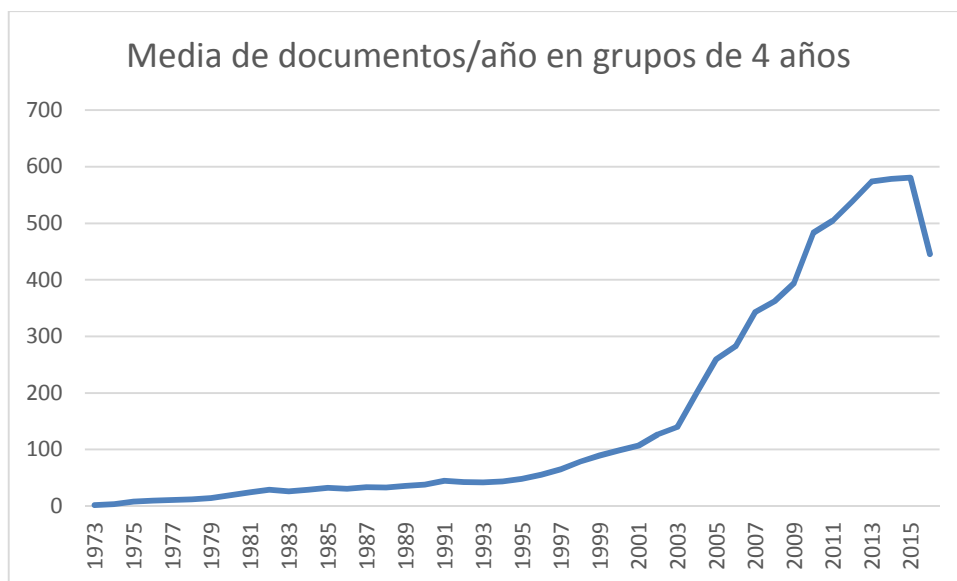


Ilustración 14. Media de documentos/año en grupos de 4 años para las palabras clave [Watershed Management] + [Model].

Elaboración propia a partir de Scopus

Respecto a las principales revistas que publican, tres de ellas repiten, *Water Science and Technology* (158 publicaciones), *Journal of Hydrology* (212) y *Water Resources Management* (148) y aparecen 2 sustituyendo, el *Journal of the American Water Resources Association* (AWRA) con 258 publicaciones, y la revista *Hydrological Processes* con 129.

Es interesante ver cómo las revistas con más publicaciones, el *Journal de la AWRA* y el *Journal of Hydrology* son revistas dedicadas a una visión de gestión del recurso integrada, priorizando siempre la escala de cuenca y no los procesos locales. Tanto *Water Resources Management* como *Hydrological Processes* son journals cuyo enfoque se centra algo más en procesos de escala. Igualmente cabe destacar la presencia del *Water Science and Technology*, que como ya se ha comentado, es una revista dedicada eminentemente a la transferencia tecnológica entre ciencia e ingeniería, lo que nos permite concluir que gran parte de los avances realizados en esta disciplina consiguen penetrar en los niveles de gestión.

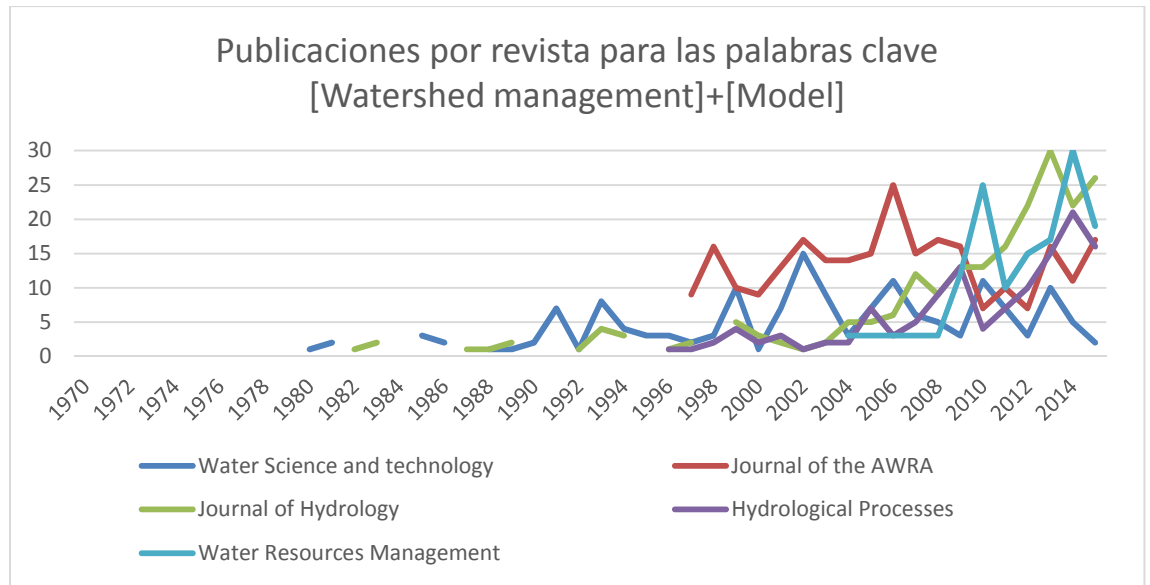


Ilustración 15. Publicaciones por revista para las palabras clave [Watershed management]+[Model].

Elaboración propia a partir de datos de Scopus.

Respecto a la evolución de publicaciones en estas revistas, no hay una tendencia claramente definida, como sí se podía identificar en la consulta anterior. No obstante, a excepción del Journal of Hydrology con una tendencia ascendente, el resto de journals muestran un descenso en el número de publicaciones con estas palabras clave durante los años 2010-13, coincidiendo con el fin del primer ciclo de planificación hidrológica.

En cualquier caso, es inevitable encontrar similitudes entre la curva teórica de madurez tecnológica (Ilustración 8) y las curvas de publicaciones anuales en medias móviles de 4 años (Ilustración 11 e Ilustración 14). De acuerdo con estas gráficas, la modelización hidrológica se encuentra en plena madurez tecnológica, y podemos intuir signos de obsolescencia, aunque para llegar a conclusiones más firmes es necesario esperar a los resultados de los próximos años. Si que podemos afirmar que, debido al estado de esa curva, avances computacionales muy significativos como el uso de GPUs permitirán que la tecnología siga creciendo, pero no tendrán un impacto tan grande como se podría esperar de un avance de ese calado. Para acabar de completar este análisis necesitamos hacer uso de una segunda herramienta: la curva

de expectativas de Gartner.

6.1.2 El análisis de Gartner de las expectativas tecnológicas

El ciclo de las expectativas tecnológicas (*hype-cycle*, o Gráfica Gartner) es una representación gráfica de las etapas del ciclo de vida por las que pasa una tecnología desde su concepción a la madurez y a los largo de su adopción generalizada. Ésta es una herramienta registrada y desarrollada por Gartner, una empresa de investigación y consultoría de las tecnología de la información (TI). Sin embargo, la “gráfica Gartner” a menudo se utiliza como punto de referencia en el desarrollo y la comercialización de las tecnologías de la información, de manera que muchas empresas la usan para tomar decisiones tecnológicas de acuerdo con su nivel de comodidad con el riesgo. Cada etapa del ciclo se asocia con sus propios riesgos y oportunidades que encaja con el ciclo de adopción tecnológica (Moore 1999).

La gráfica Gartner identifica cinco etapas superpuestas en el ciclo de vida de una tecnología:

210

1. Activación tecnológica (*Technology activation*): En esta etapa, la tecnología se conceptualiza. Pueden ser prototipos, pero también puede haber productos funcionales o estudios de mercado. El potencial estimula el interés de los medios y las primeras demostraciones o pruebas prácticas del concepto. Este es el campo de los innovadores, es decir del 2,5% de la población.
2. Pico de expectativas infladas (*peak of inflated expectations*): La tecnología empieza a aplicarse a nivel práctico, sobre todo por los pioneros tecnológicos, o *early adopters*, es decir, por aquellas personas que acogen las nuevas tecnologías antes que nadie, que se estima en el 13,5% de la población. primeros adoptantes. Esta fase se caracteriza por una gran cantidad de publicidad sobre las implementaciones, sean estas exitosas o no.
3. Depresión de la desilusión (*trough of disillusionment*): Los defectos y fracasos, lógicos por otra parte en el desarrollo de cualquier tecnología, conducen a una

cierta decepción. Algunos de los desarrolladores no tienen éxito o abandonan sus productos. La posible inversión de los desarrolladores restantes está supeditada a la solución de los problemas con éxito. En otras palabras, si no se da una solución satisfactoria a los defectos o fracasos, lo habitual es que la tecnología no penetre en la mayoría precoz (*early majority*), que equivale al 34% de la población, y por lo tanto, o aparece una nueva tecnología que satisfaga las mismas necesidades pero de otra manera, o se estanca como un activo residual o en otros casos se olvida y se aprende a vivir sin ella.

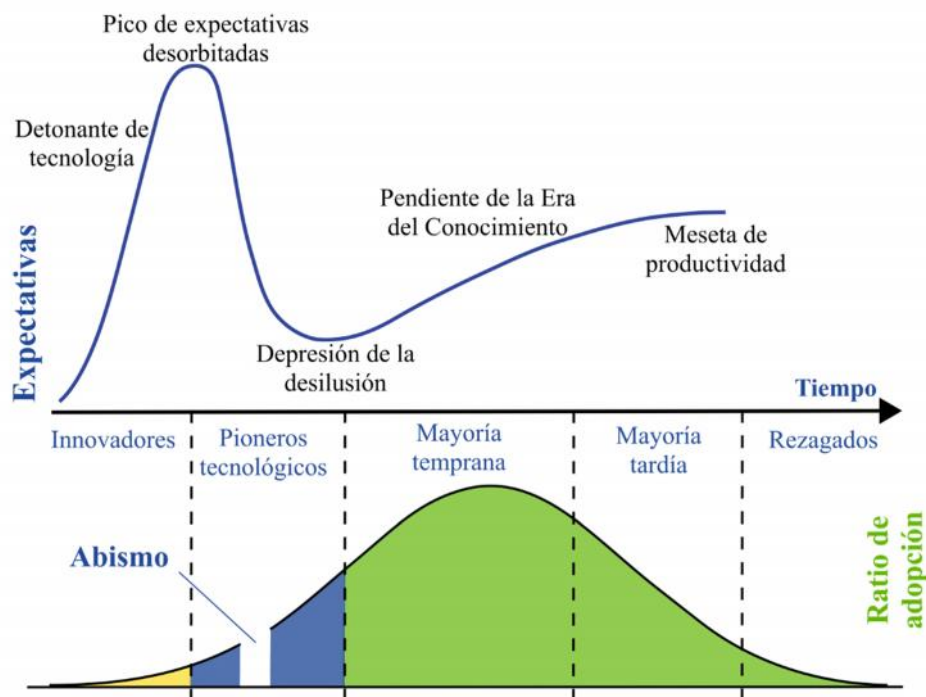


Ilustración 16. Vínculo entre la Curva de las expectativas de Gartner y Curva de la difusión de la tecnología de Moore.

4. Pendiente de la Ilustración/pendiente del conocimiento/descubrimiento (*slope of enlightenment*). El potencial de la tecnología para aplicaciones futuras es se vuelve más ampliamente entendida y un número creciente de empresas lo empiezan a implementar o a probarlo en sus entornos. Algunos desarrolladores crean nuevas generaciones de productos. La mayoría tardía, otro 34% de la población acepta la tecnología y se convierte en un ítem de uso cotidiano.

5. Meseta de la productividad (*Plateau of productivity*): La tecnología se implementa de manera generalizada, y su posicionamiento, mercado y sus aplicaciones son comprendidas por toda la población. Durante esta etapa empiezan a surgir las normas para evaluar a los proveedores de tecnología, protocolos, etc.

Por lo tanto, cualquier tecnología se enfrenta tarde o temprano a una situación de estancamiento que tiene que ser superada para que perdure en el tiempo, y esa superación depende sobretodo de cómo se aborden los errores o deficiencias que presente dicha tecnología. La clave en este proceso es la gente. A través de entender las reacciones de la gente a las nuevas tecnologías podemos predecir mucho mejor la adopción de innovaciones tecnológicas y tomar decisiones más acertadas⁵³.

6.1.2.1 La robustez científica de la curva de Gartner

212 De acuerdo con Kurt Shuler, de Arteris Connected Blog, la curva de Gartner sólo sirve para las fases tempranas. En el lado izquierdo de la gráfica, los clientes y usuarios de la tecnología son los agentes de cambio, pero en el lado derecho, los clientes y usuarios no desean tanto obtener mejoras tecnológicas sino resultados productivos. Por lo tanto, el salto del abismo requiere también un cambio en las expectativas del usuario. Por ejemplo, la mejora computacional por el uso de las GPU en la modelización se observa como un avance en el mundo académico, pero en el mundo de la gestión sólo tiene valor si la velocidad computacional se acompaña de modelos que cubran mucha más extensión.

La gráfica de Gartner es definitivamente útil, pero debe tomarse con cierta precaución, pues necesita mayor profundidad científica para validarla como modelo empírico. Además, como señalan Steiner y Leifer (Steinert and Leifer 2010), la fundación teórica del ciclo de expectativas de Gartner es metodológicamente

⁵³ <http://info.arteris.com/blog/bid/89308/The-Gartner-Hype-Cycle-Technology-Adoption-Lifecycle-Explained-using-NoC-Technology> (consultado el 26 de Agosto de 2015)

defectuosa, y el modelo no se ha definido adecuadamente a nivel matemático.

En cualquier caso, la gráfica de Gartner es una de las herramientas más prominentes e influyentes para recomendar las estrategias tecnológicas, y de hecho se utiliza por parte de muchas personas para justificar o sustanciar la decisión de invertir o no en una tecnología. La herramienta no es infalible y se puede (y debe) considerar más intuitiva que científicamente fundada, pero el seguimiento y la aceptación de una comunidad tan importante como los desarrolladores de software la convierten de alguna manera en un generador de profecías autorrealizables, es decir que la situación de partida despierta un nuevo comportamiento que hace que la “debatible” concepción original de la situación se vuelva “verdadera”. Lo cierto es que la gráfica de Gartner simula con bastante precisión la evolución y etapas por las que pasa una tecnología, sino en su totalidad en una porción bastante significativa de ocasiones. Pero su justificación científica es intuitiva, y las respuestas que podemos obtener no pueden entenderse como cuantitativas.

6.1.3 Análisis de Gartner aplicado a la modelización hídrica

El estudio conjunto de la gráfica de Gartner, la madurez tecnológica y el análisis de las publicaciones científicas nos puede ayudar a concluir la situación tecnológica de la modelización. Esto debe ayudarnos a explicar las razones que llevan a un uso limitado de los modelos, SADs y HADIs, contextualizar y proponer acciones.

Siempre sin olvidar que las publicaciones científicas se toman como indicadores de la mejora del conocimiento, y por lo tanto de la transformación de la idea en tecnología, pero que no son en absoluto una muestra directa, lo cierto es que podemos identificar momentos en la línea temporal que nos ayudan a explicar la evolución de la curva. La construcción de una narrativa validada por hechos demostrables nos permitirá lanzar una primera hipótesis.

Los primeros modelos dedicados al agua datan de mediados de la década de los años 60, aunque no es hasta principios de los años 70 en los que las publicaciones se

convierten en una temática regular. Esta época correspondería a la fase de activación tecnológica, momento en que la tecnología empieza a dar los primeros pasos y sólo unos pocos dentro de determinadas universidades empiezan a trabajar en la disciplina. En cualquier caso, centraremos el estudio en la segunda consulta realizada, la de las palabras clave [Watershed Management] y [Model] pues reflejan mejor la tipología de modelización que queremos estudiar.

En este caso la fase de activación tecnológica empieza en la década de los años 80. Estos modelos se caracterizaban por ser de muy pequeño tamaño, centrados en un único proceso y escritos en lenguajes de tercera generación, como por ejemplo Fortran, donde tanto la introducción de los datos, las reglas de operación y la extracción de resultados se hacía mediante línea de código, es decir, programando. Esto implicaba que el modelador era también programador, lo que limitaba el acceso a esta tecnología. Los algoritmos debían ser programados y en algunos casos descifrados para que la máquina los entendiera, y gran parte de los avances se centraron en mejorar este aspecto. De esta época datan los primeros prototipos del software Aquatool (Andreu and Sahuquillo 1987), uno de los principales entornos de modelización para la planificación hidrológica utilizado en España.

214

El incremento patente en la década de los 90 podría deberse a la aparición de la telemetría y de la tecnología SCADA (Supervisory Control And Data Acquisition, o Supervisión, Control y Adquisición de Datos), es decir, el tipo de software que permite controlar y supervisar procesos a distancia, y que es la base de los sistemas automáticos de información hidrológica o SAIHs. Una consulta rápida en Scopus para la palabra clave [SCADA] nos devuelve un dato muy interesante que confirma nuestra narrativa: en tres años se quintuplicaron el número de publicaciones con la palabra clave SCADA, pasando de 60 publicaciones en 1993 a 292 en 1996. De hecho, la implantación de la mayoría de los SAIH en las confederaciones hidrográficas españolas data precisamente de esa época.

Este momento coincidiría con el crecimiento de la curva de Gartner; momento

en que la utilización de este tipo de herramientas se percibe como algo innovador pero asequible, e incluso genera expectativas por la capacidad de estar informados y tomar decisiones en tiempo real. El pico de las expectativas, que si tuviéramos que representarlo a escala temporal no sería un pico sino una pequeña meseta, cogería la franja temporal entre el 2001 al 2009, es decir, desde la trasposición de la DMA a las legislaciones de los estados miembro hasta el final del primer ciclo de planificación. Esta etapa, no obstante, necesita argumentarla con algo más de detalle.

Es evidente que no todas las publicaciones realizadas durante ese periodo están relacionadas con la DMA. De hecho, pocas la mencionan como motivadores del estudio, algo lógico por otra parte. Cuatro sucesos muy relevantes para la modelización coinciden en esa época:

- el uso generalizado de las herramientas GIS como herramienta de trabajo y de interpretación de resultados,
- una mejora de las capacidades de computación muy significativa gracias a la aparición de procesadores con velocidades de reloj por encima de 2 GHz⁵⁴,
- el desarrollo de lenguajes de cuarta generación o programación orientada a objetos, que permitieron por primera vez crear modelos a partir de objetos visuales prefabricados, reduciendo las necesidades de programación asociadas a la modelización,
- y la aprobación de la Directiva Marco del Agua, que generó una demanda de modelos sostenida hasta la finalización del primer ciclo de planificación, que coincide con el estancamiento de los 3 años siguientes al cierre de dicho ciclo. De hecho, la caída relativa en publicaciones parece repetirse ahora en 2015, fecha que coincide con el cierre del segundo ciclo de planificación.

Los tres primeros elementos ya justificarían en parte el pico de expectativas. Los lenguajes de cuarta generación facilitaron la aparición de la profesión de

⁵⁴ <http://www.cs.columbia.edu/~sedwards/classes/2012/3827-spring/advanced-arch-2011.pdf>

“modelizador hidráulico” pues permitió la aparición de una masa crítica de profesionales capaces de modelizar sin la necesidad de tener conocimientos muy exigentes (pero aún necesarios) de programación. Las nuevas generaciones de procesadores permitían reducir muy significativamente, en magnitud de horas, los tiempos de simulación de los modelos, de manera que o bien estos podían diseñarse de mayor tamaño, o se podían realizar muchos más ensayos lo que permitía obtener modelos más precisos. Por su parte, la tecnología GIS facilitó enormemente el acceso a los resultados de la modelización por parte de más gente, al facilitar su interpretación.

Sin embargo, estos tres elementos no justifican la extensión del periodo de expectativas. Las velocidades de las simulaciones se acaban por estabilizar, pues a mayor velocidad de procesador mayor es la complejidad de los modelos construidos; la tecnología GIS ha ido mejorando pero su prestación en la modelización no ha cambiado y la modelización sigue y seguirá necesitando de conocimientos de programación, especialmente porque los modelos no son estándares y esos matices requieren de la escritura de líneas de código.

216

El elemento diferencial de esa época es, sin duda, la Directiva Marco del Agua, que generó una gran demanda de modelización a raíz de los trabajos relacionados con su implantación. Un número significativo de artículos de dicha directiva requieren de manera directa o indirecta, algún tipo de trabajo de modelización: los objetivos ambientales del artículo 4, la identificación de las masas de agua (art.5) y de las presiones e impactos (art.6), el seguimiento (art.8) o la recuperación de costes (art.9) son ejemplos de oportunidades para la modelización. Sin embargo, son los requisitos del artículo 13, referido a la redacción de los planes hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas, los que posiblemente hayan tenido un mayor efecto llamada, ante la necesidad de realizar estudios de aportaciones a partir de modelos de precipitación escorrentía, de aguas subterráneas, proyecciones teniendo en cuenta el cambio climático, etc... Gracias a estas demandas, se ha profundizado en el uso de tecnologías como el LiDAR para la generación de modelos digitales del terreno de

alta precisión o el desarrollo de modelos hidrodinámicos bidimensionales de mayor estabilidad de cálculo. La teoría del efecto llamada de la DMA puede verse apoyada por el repunte en publicaciones en 2015, al cierre del segundo ciclo de planificación hidrológica.

Entre 2009 y 2013, tras el cierre del primer ciclo de planificación hidrológica, observamos un descenso en las publicaciones. Parece evidente que la DMA es en parte responsable de ello, pues el gran esfuerzo de trabajo de modelización necesario durante el primer ciclo de planificación no es necesario para el segundo, pues la mayoría de modelos pueden ser reutilizados. Pero un descenso en la demanda “comercial” (recordemos que los clientes principales de la modelización hídrica son los organismos de cuenca, y por lo tanto entidades públicas, de manera que el término comercial puede no ser de todo preciso) no tiene por qué explicar este estancamiento.

Ciertamente, hay otros factores que pueden ayudar a entenderlo. Por ejemplo, el nivel de madurez de tecnología auxiliares. Ya hemos comentado la importancia de la tecnología LiDAR en la modelización, pero su precisión ha ido aumentando con los años, mapeando celdas de 5x5 metros en el año 2000 y precisiones en altura de 25-30cms, a poder levantar en la actualidad cartografía con una precisión de 0,1x0,1m y errores en altura de 10cms. Para la elaboración de modelos hidrodinámicos para la simulación de avenidas, este nivel de precisión no mejora significativamente los resultados obtenidos con mapas de menor resolución y por el contrario complica las operaciones matemáticas y alarga los tiempos de cálculo.

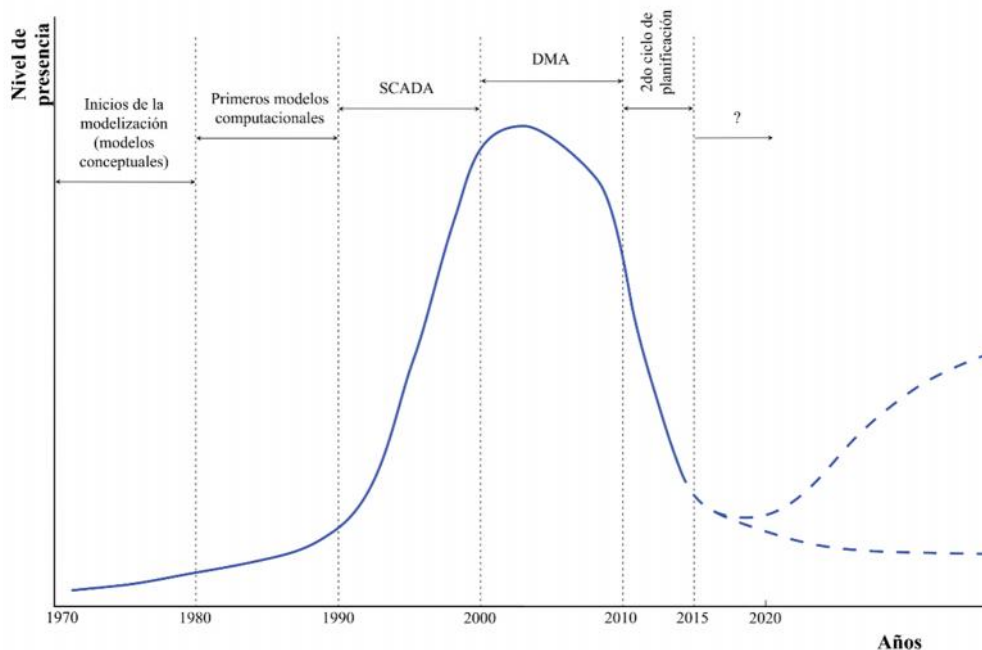


Ilustración 17. Evolución y estado de la modelización a partir del análisis de publicaciones científicas, hitos y la gráfica de expectativas de Gartner.

También nos encontramos con mejoras tecnológicas muy significativas, como el ya mencionado uso de las GPU (es decir, las tarjetas gráficas) para el procesado matemático de los modelos, que pueden multiplicar en un rango de 30 a 100 veces la velocidad de cálculo. Un avance tecnológico de estas características tuvo lugar a principios del 2000 con los procesadores de nueva generación, que triplicaban y hasta cuadruplicaban en algunos casos la velocidad de cálculo. Si 4x elevó las expectativas, 30x ó 100x debería generar una auténtica revolución. Sin embargo no parece que vaya a ser así, principalmente porque hace 15 años la tecnología estaba en crecimiento y hoy ya se la puede considerar madura. Sin duda es de esperar que este avance tenga in reflejo en la disciplina de la modelización, pero principalmente acortando los tiempos y no necesariamente mejorando la precisión, que dependen también de otros factores, como por ejemplo el desarrollo de mejores algoritmos. Así pues, es de esperar que la publicación de documentos científicos sobre modelización de gestión de cuencas hidrográficas verse sobre la aplicación de modelos existentes

sobre procesos locales y no tanto sobre innovaciones en la disciplina.

Por lo tanto, tras este análisis podemos concluir que la modelización hidrológica se encuentra en plena madurez tecnológica, y que su crecimiento se mantiene a raíz de pequeñas pero importantes mejoras incrementales, sin poder llegar a estimar si se encuentra al principio o al final de su fase de madurez tecnológica. La aparición de la obsolescencia dependerá en gran medida de si es capaz de dar respuesta a las nuevas necesidades de gestión. En caso contrario, lo lógico es pensar que la herramienta se mejore hasta que alcance el nivel de precisión que sea coste-eficiente para el gestor, y relegada para ser usada en momentos puntuales de la gestión, y no como una herramienta activa.

6.1.4 Software Libre o FOSS

Otro elemento a analizar en el uso de software libre o *Free Open Source Software (FOSS)*, se refiere a aquel programa computacional que se ofrece bajo una licencia tal que los usuarios pueden estudiar, modificar y mejorar su diseño mediante la disponibilidad de su código fuente.

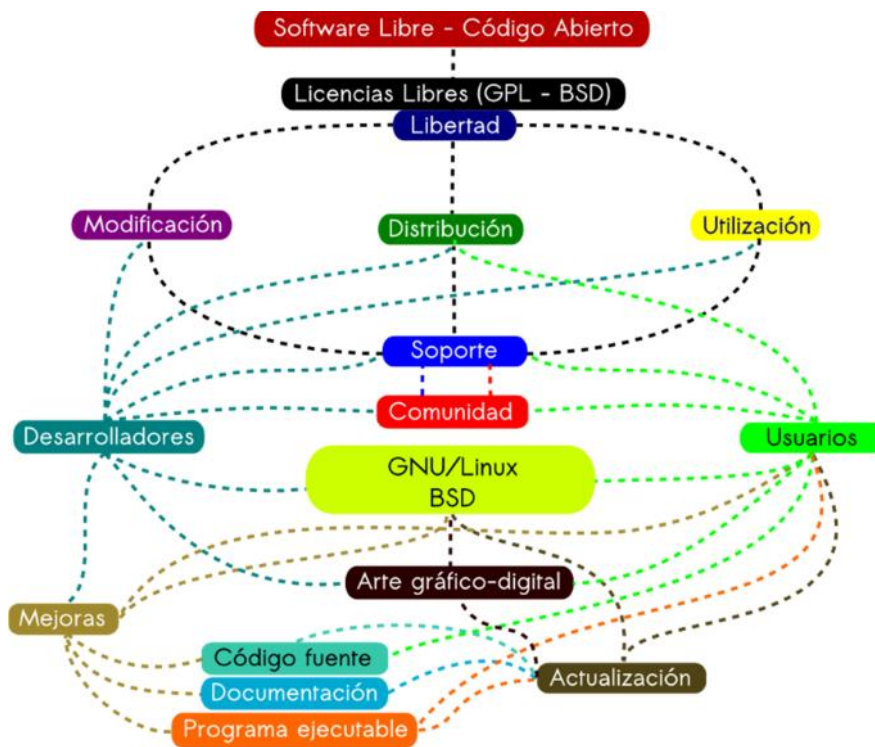
219

Los conceptos software libre y software de código abierto si bien comparten modelos de desarrollo similares, tienen diferencias en sus aspectos filosóficos según destaca la Free Software Foundation⁵⁵. El software libre se enfoca en las libertades filosóficas que se otorgan a los usuarios, mientras que el software de código abierto se enfoca en las ventajas de su modelo de desarrollo. FOSS es un término imparcial respecto a ambas filosofías. En relación a esto es importante reseñar que el software gratis no necesariamente tiene que ser de código abierto (ni viceversa).

La importancia real de este tipo de enfoque a la hora de desarrollar modelos

⁵⁵ <http://www.fsf.org/>. fundación no lucrativa que tiene la misión global de promover la libertad del usuario de ordenadores y de defender los derechos de todos los usuarios de software libre

que simulen los procesos hidrológicos radica en que, al poner el código a disposición de la comunidad desarrolladora, la evolución y mejora del mismo es mucho más veloz y robusta, estable en términos computacionales y verificable en términos científicos, pues es trazable y evaluable, y queda memoria de los pasos que no han sido fructíferos para no volver a repetirlos. Además, permite el uso de protocolos conocidos.



220

Ilustración 18. Mapa conceptual del software libre y de código abierto

Fuente: <https://tuxfiles.wordpress.com/free-software-vs-open-source/>

Para que un software sea definido como libre o de código abierto, o ambos, debe cumplir ciertas reglas o normas para poseer esta denominación. A continuación se muestra una comparación entre software libre y software de código abierto.

Tabla 14. Tabla comparativa entre software libre y código abierto.

Las 4 libertades del software libre	Las 10 premisas del software de código abierto
Ejecutar el programa con cualquier propósito (libertad 0) (privado, educativo, público, comercial, militar, etc.)	Libre redistribución: el software debe poder ser regalado o vendido libremente.
Estudiar y modificar el programa (libertad 1) (para lo cual es necesario poder acceder al código fuente)	Código fuente: el código fuente debe estar incluido u obtenerse libremente.
Distribuir el programa de manera que se pueda ayudar al prójimo (libertad 2)	Trabajos derivados: la redistribución de modificaciones debe estar permitida.
Distribuir las versiones modificadas propias (libertad 3) (para lo cual es necesario poder acceder al código fuente)	Integridad del código fuente del autor: las licencias pueden requerir que las modificaciones sean redistribuidas sólo como parches.
	Sin discriminación de personas o grupos: nadie puede dejarse fuera.
	Sin discriminación de áreas de iniciativa: los usuarios comerciales no pueden ser excluidos.
	Distribución de la licencia: deben aplicarse los mismos derechos a todo el que reciba el programa.
	La licencia no debe ser específica de un producto: el programa no puede licenciarse solo como parte de una distribución mayor.
	La licencia no debe restringir otro software: la licencia no puede obligar a que algún otro software que sea distribuido con el software abierto deba también ser de código abierto.
	La licencia debe ser tecnológicamente neutral: no debe requerirse la aceptación de la licencia por medio de un acceso por clic de ratón o de otra forma específica del medio de soporte del software.

Es importante señalar que las libertades 1 y 3 del software libre tienen como prerrequisito que se tenga acceso al código fuente. La libertad 2 hace referencia a la libertad de modificar y redistribuir el software libremente licenciado bajo algún tipo de licencia de software libre que beneficie a la comunidad.

Así pues, que la práctica de la modelización se incline hacia el uso del FOSS, como filosofía y como técnica, es un requisito que se antoja imprescindible para la mejora de la modelización, y su proyección como herramienta tecnológica aún en crecimiento. El uso de modelos de caja oscura, en los que no se puede evaluar la incertidumbre relacionada con la propia herramienta, ni valorar e incluso mejorar el uso de uno u otro algoritmo, beneficia en el corto plazo a las compañías desarrolladoras del software, pero a medio y largo plazo colapsan al alcanzar la madurez tecnológica, por no hablar que limita en exceso la transparencia.

6.2 ANÁLISIS DE LAS HERRAMIENTAS DISPONIBLES

En el desarrollo de cualquier modelo, tan importante es el conocimiento del sistema a estudiar como el dominio de las herramientas con las que se pretende analizar el sistema. La selección apropiada de la herramienta facilita el tratamiento tanto de la incertidumbre como la “traducción” al lenguaje computacional de la dinámica del sistema. La intención es la realización del análisis y *benchmarking* de modelos destinados, fundamentalmente, a la planificación y gestión de recursos hídricos para la ayuda a la decisión. Los modelos que se revisan son modelos de gestión hidrológica existentes y que, en la actualidad, han sido aplicados o están siendo utilizados por organismos con competencias en materia de aguas. Adicionalmente y en relación a los modelos citados, revisaremos la tecnología disponible para modelización en los sistemas de información geográfica.

Los modelos han sido seleccionados en función de su popularidad y su repetitividad en la sub-disciplina de gestión hídrica donde destaca, como se puede ver la Tabla 15

Tabla 15. Listado de modelos seleccionados para el análisis, y su disciplina.

Enfoque	Software
Integral	WEAP21, Source, Mike HydroBasin, Aquatool, GisWater, SWAT, Infowork ICM, Ribasim
Urbano	Musix, MikeSHE, Inforworks WS
Hidrodinámico	Mike21C, HecRAS, WiMMed
Micromodelos	HecHMS, HECResprm, HECResSim
Ventanilla única	eWater Toolkit, SFWMD, CSDMS
Subterráneas	ModFlow
Ambiental	HEC-EFM

En el análisis de cada uno de los modelos valoraremos su usabilidad, su capacidad para reflejar de manera más o menos fidedigna la realidad, el potencial para abordar la incertidumbre, su arquitectura y la facilidad que ofrece a la hora de cumplir con las buenas prácticas de modelación. Los criterios seleccionados no corresponden a ninguna clasificación estándar sino a una elaboración propia, pero son definitorios de cada uno de los grupos de valoración. La matriz de evaluación se

puede consultar en la Tabla 17 al final del apartado, junto con un análisis global de las herramientas.

La usabilidad la medimos en términos facilidad para un usuario nuevo, a partir de la disponibilidad en varios idiomas, visor GIS como interfaz, el uso de servicios web y la curva de aprendizaje del modelo. Este es un indicador importante en términos de democratización de la herramienta.

La fidelidad la medimos en términos de representación de la realidad dentro del modelo. Para ello valoramos la capacidad matemática de interpretar la realidad, el uso de escenarios, la posibilidad de adaptar el modelo a diferentes enfoques y el uso de modelos independientes.

La incertidumbre la valoramos en los términos ya mencionados anteriormente, de cómo podemos evaluarla, incluir a los *stakeholders*, realizar análisis de sensibilidad, pero también respecto a si dispone de métodos para identificar la incertidumbre o si la capacidad técnica del modelo (por ejemplo a través de la autocalibración) permite minimizarla.

La arquitectura del modelo es también muy importante en la evaluación, especialmente en aquellos aspectos que hacen más inflexibles a las herramientas existentes: el uso o no de código abierto, el uso de protocolos y el uso de componentes modulares.

Por último, si bien todo lo expuesto anteriormente sirve como buenas prácticas en la modelización, hay una serie de aspectos que es necesario no olvidar: la existencia de artículos científicos que aporten una crítica objetiva a la herramienta y la contrasten, que permita el reciclaje de datos, que facilite la participación de los agentes interesados y por supuesto, que no limite la transparencia en la modelización.

6.3 EVALUACIÓN GLOBAL DE LAS HERRAMIENTAS

En la revisión de cada una de las herramientas se ha intentado reflejar aquellos aspectos que tanto desde el punto de vista del desarrollador, como desde el del usuario medio habitual parecen ser más destacables. Esta es una realidad en sí misma y en muchos casos la verdadera razón por la cual muchos modelos se utilizan, y por lo tanto es importante que quede reflejada. No obstante, nuestra necesidad de análisis va más allá y se ha deseado profundizar en los atributos de cada uno de estos modelos desde el punto de vista de su adecuación a una gestión de los recursos hídricos conforme a los desafíos que se han ido definiendo en el trabajo: respuestas a todos los objetivos, posibilidad de múltiples enfoques, tratamiento de la incertidumbre, buenas prácticas de modelización, etc. En cualquier caso es importante enfatizar que esta no es una clasificación cualitativa de los modelos de la que se derive que uno es mejor que otro, pues cada uno de ellos tiene su funcionalidad y utilidad. La clasificación corresponde a la idoneidad de ese modelo a unas características particulares (no estándar) de diseño.

224

Tabla 16. Ejemplo de Matriz de valoración para evaluar la idoneidad de los modelos.

Herramienta	Usabilidad				Fidelidad				Incertidumbre				Arquitect.			Prácticas Mod.				
	Idiomas	Visor GIS	Servicios web	Curva de aprendizaje	Enfoque Matemático	Escenarios	Enfoque Múltiple	Modelos independientes	Evaluación	Incorporación de Stakeholders	Capacidad técnica	Identificación incertidumbre	Análisis de sensibilidad	Modular	Open source (FOSS)	Protocolos	Peer review articles	Reciclaje de datos	Transparencia	Facilita la participación de los Stakeholders
coef.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Software 1																				
...																				
Software N																				

En la Tabla 16 se puede ver el ejemplo de la tabla de valoración de los modelos. La valoración se hace en un total de 20 indicadores agrupados de manera orientativa en 5 campos: usabilidad (por parte del usuario), fidelidad (de la representación del sistema real), incertidumbre, arquitectura y uso de las prácticas de modelización. Ya se ha comentado que estos indicadores no son estándares, sino que han sido seleccionados *ex profeso* para este estudio. Y como indicadores intentan reflejar una realidad que es mucho más compleja.

A continuación definimos cada uno de estos indicadores.

- Idiomas: No es imprescindible en la modelización, pues los desarrolladores habitualmente trabajan en entornos angloparlantes, pero que un modelo disponga de una interfaz en diferentes idiomas lo hace mucho más atractivo para el público no experto.
- Visor GIS: Los entornos que incluyen visores GIS son mucho más amigables y en general ayudan a comunicar mejor las ideas de cada uno de los actores implicados, además de disponer de capacidades de cálculo en sí mismas.
- Servicios web: la publicación de resultados vía web, o incluso la inclusión de datos, emisión de informes vía web, etc., facilita la participación de muchos usuarios, especialmente porque no necesitan instalar ningún tipo de paquete de software en sus propias máquinas (de las que en algunos casos no disponen, o no tiene suficiente potencia de cálculo).
- Curva de aprendizaje : la curva de aprendizaje refiere a la facilidad de adquirir los conocimientos básicos de funcionamiento del modelo. Debe tenerse en cuenta de manera independiente de la complejidad matemática del software, que es intrínsecamente necesaria e inevitable en muchos casos.
- Enfoque Matemático: este indicador identifica la capacidad de utilización matemática para representar los procesos naturales del sistema. La utilización de una fórmula matemática, un algoritmo, etc., puede elevar la complejidad del modelo, pero mejorar la representación (fidelidad) del sistema dentro del modelo.

- Escenarios: como los sistemas naturales son dinámicos, la posibilidad de correr escenarios aumenta la fidelidad de representación de los mismos.
- Enfoque Múltiple: Ya se ha comentado la importancia de poder modelizar en base a 4 propósitos diferentes, pero esto no implica que todo el software disponga de esta posibilidad. Este tipo de flexibilidad puede ir en detrimento de otro tipo de características deseables del modelo.
- Modelos independientes: relacionado con la modularidad, que un paquete de modelado permita la inclusión de modelos externos específicos de una temática particular es una ventaja.
- Evaluación: nos referimos no sólo a que el modelo disponga mecanismos de autoevaluación, como la calibración automática, sino a si su estructura permite evaluar a medida que se modela.
- Incorporación de *Stakeholders*: ¿permite minimizar la incertidumbre social?
- Capacidad técnica: nos referimos a la incertidumbre asociada a la componente tecnológica, requerimientos técnicos de los ordenadores, etc.
- Identificación incertidumbre: ¿cómo de asequible es la identificación de los nodos de entrada de la incertidumbre en el modelo?
- Análisis de sensibilidad: dispone el software de un micromodelo o algoritmo que permita analizar el impacto de la incertidumbre en los resultados del modelo?
- Modular: si dispone de modelos externos que pueden conectarse o desconectarse de manera independiente.
- *Open source* (FOSS): el código utilizado, los algoritmos, incluso la arquitectura de programación son abiertos y permiten el acceso y mejora por parte de la comunidad científica. Los mecanismos para trabajar a nivel FOSS pueden funcionar por ejemplo con licencia AGPL3 (GNU Affero General Public License), que obliga a los desarrolladores de nuevos algoritmos y protocolos a partir de un código abierto a ofrecerlos en código abierto también, especialmente al desarrollador original.
- Protocolos: ¿Es un software con libertad de uso o requiere el seguimiento de un protocolo? Si es así, ¿cómo de ajustado a las buenas prácticas de desarrollo?

- *Peer review* articles: este es un indicador de la procedencia del modelo, académico o comercial. Los modelos comerciales suelen tener menos presencia en las revistas científicas.
- Reciclaje de datos: la posibilidad de hacer usos del propio modelo en próximas iteraciones o secuencias.
- Transparencia: ¿sigue los procedimientos de transparencia definidos en las buenas prácticas de modelización?
- Facilita la participación de los *Stakeholders*: más allá de la usabilidad, ¿cuál es la impresión que da el software? ¿pone trabas a la participación de los agentes?

6.3.1 Resultados de la matriz de valoración

En la Tabla 17 podemos ver los resultados de la valoración de cada uno de los modelos, pero también podemos evaluar qué indicadores están más o menos presentes en la visión global de estos modelos, al realizar el promedio de las puntuaciones para cada indicador y su desviación tipo (que nos dará una primera visión de la disparidad de los resultados). De acuerdo con esta evaluación, podemos sacar algunas conclusiones interesantes. La primera es que todos los modelos analizados ponen bastante énfasis en el enfoque matemático de la herramienta, con una puntuación de 7,2 (la máxima) y una desviación tipo de 1,1, o lo que es lo mismo, que la gran mayoría de puntuaciones se encuentran en $7,2 \pm 1,1$, es decir entre [6,1-8,3]. Ciertamente, la gran mayoría de modelos actuales suelen enfocarse a la solución de ecuaciones complejas, en parte gracias a las mejores capacidades computacionales de los ordenadores y a mejores técnicas de programación que permiten trabajar con algoritmos más perfeccionados, en parte porque la gran mayoría son modelos predictivos o de exploración donde el enfoque matemático es sinónimo de calidad. De todos los modelos estudiados, sólo uno de ellos puntúa por debajo del 5.

El segundo elemento a destacar es la capacidad técnica (7,0), es decir, los requerimientos de las máquinas, la estabilidad de los modelos y la percepción que se pueda tener de que el modelo puede ser una fuente de incertidumbre. Este aspecto

no parece relevante, pero si lo consideramos junto con el elemento anterior, podemos ver que a pesar de que cada vez las ecuaciones a resolver son más complicadas, los requisitos computacionales se mantienen estables, lo que demuestra el nivel de innovación que existe en el desarrollo de estas herramientas.

El tercer elemento que es recurrente en todos los modelos es el uso de interfaces GIS en la modelización, tanto como interfaz de entrada de datos como de visualización de los resultados. La puntuación media es de 6,5 con una desviación estándar (σ) de 1,4. La puntuación resulta más baja de lo esperado, por lo que es necesario matizar que durante la evaluación, se valoró de manera diferente aquellas aplicaciones que utilizaban el GIS como herramienta de análisis (mayor puntuación) de aquellas que sólo hacían uso de sus capacidades de visualización. Así pues, podemos concluir que la mayoría de modelos hacen uso del GIS, pero sólo unos pocos aprovechan de verdad las capacidades de una herramienta como los sistemas de información geográfica.

228

El cuarto elemento “positivo”, la capacidad de evaluación, y el quinto (análisis de sensibilidad) demuestran el interés que la comunidad científica tiene en abordar la incertidumbre dentro de los procesos de modelización; sin embargo estos trabajos se reflejan sobretodo en la calibración matemática, los análisis de los datos, etc... es decir, información estructurada. Queda pendiente aún trabajar con la incertidumbre derivada de los aspectos sociales.

En el aspecto negativo, es decir, aquellos elementos que no están presentes, o lo están en menor presencia de lo esperado, podemos llegar también a conclusiones bastante interesantes. El primero de ellos, con una puntuación media de 2,1, está el uso de software abierto. Sólo dos modelos (SFWMD y GIS-WATER) siguen la filosofía Open Source en todos los detalles. El resto de modelos, gratuitos o no, no permiten ningún tipo de acceso al código. No es algo de lo que extrañarse, ni en los modelos comerciales ni en los gratuitos, pero constituye sin duda un punto de partida para los análisis posteriores.

Tabla 17. Matriz de resultados de la evaluación de los modelos.

Herramienta	Usabilidad				Fidelidad				Incertidumbre				Arquitectura			B.P.Mod.				Ponderado	Rank	
	Idiomas	Visor GIS	Servicios web	Curva de aprendizaje	Enfoque Matemático	Escenarios	Enfoque Múltiple	Modelos independientes	Evaluación	Incorporación de Stakeholders	Capacidad técnica	Identificación incertidumbre	Análisis de sensibilidad	Modular	Open source (FOSS)	Protocolos	Peer review articles	Reciclaje de datos	Transparencia			Facilita la participación de los Stakeholders
coef.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
WEAP	10	7	1	8	4	8	7	5	3	7	9	3	5	6	3	1	9	6	9	9	12,00	1
Music	1	7	7	2	6	1	1	1	4	4	8	5	7	1	1	6	3	3	3	5	7,60	20
Source	0,1	0,7	0,7	0,2	0,6	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,8	0,5	0,7	0,1	0,1	0,6	0,3	0,3	0,3	0,5	9,10	8
eWater Toolkit	1	6	5	6	7	2	4	9	5	2	8	4	6	6	2	4	4	3	4	3	8,40	14
MIKE SHE	1	2	2	6	7	1	9	9	1	4	8	4	7	8	2	2	1	3	4	3	8,30	17
MIKE 21C	0,1	0,2	0,2	0,6	0,7	0,1	0,9	0,9	0,1	0,4	0,8	0,4	0,7	0,8	0,2	0,2	0,1	0,3	0,4	0,3	8,40	15
MIKE HydroBasin	5	8	1	4	8	7	5	2	4	1	7	4	5	2	1	5	2	8	2	2	9,00	10
HEC-RAS	0,5	0,8	0,1	0,4	0,8	0,7	0,5	0,2	0,4	0,1	0,7	0,4	0,5	0,2	0,1	0,5	0,2	0,8	0,2	0,2	9,60	6
HEC-HMS	5	8	1	4	8	7	5	2	4	1	8	4	5	3	1	5	1	8	2	2	7,40	21
HEC-EFM	0,1	0,8	0,1	0,5	0,7	0,3	0,7	0,5	0,4	0,5	0,9	0,3	0,4	0,2	0,2	0,5	0,2	0,2	0,3	0,5	8,30	17
HEC-Resprm	1	6	1	4	7	3	3	2	5	3	9	4	5	2	2	6	4	6	2	3	7,80	19
HEC-ResSim	0,1	0,6	0,1	0,4	0,7	0,3	0,3	0,2	0,5	0,3	0,9	0,4	0,5	0,2	0,2	0,6	0,4	0,6	0,2	0,3	8,30	16
SFWMD	1	6	1	6	7	7	3	2	5	3	9	4	4	2	2	6	4	5	2	4	11,40	2
AquaTool	0,1	0,6	0,1	0,6	0,7	0,7	0,3	0,2	0,5	0,3	0,9	0,4	0,4	0,2	0,2	0,6	0,4	0,5	0,2	0,4	10,80	3
ModFlow	3	8	10	5	6	8	8	9	7	8	5	3	2	7	8	2	4	5	2	4	10,10	4
GIS-WATER	0,5	0,7	0,2	0,4	0,8	0,8	0,6	0,8	0,8	0,6	0,5	0,5	0,7	0,7	0,1	0,3	0,6	0,3	0,5	0,4	9,70	5
SWAT	2	7	2	4	9	7	6	9	5	5	6	4	5	5	1	3	7	5	4	5	8,50	13
WiMed	0,2	0,7	0,2	0,4	0,9	0,7	0,6	0,9	0,5	0,5	0,6	0,4	0,5	0,5	0,1	0,3	0,7	0,5	0,4	0,5	9,00	10
InfoWorks	2	8	3	3	6	1	6	7	6	3	7	1	3	8	8	7	3	6	6	3	9,10	9
	0,2	0,8	0,3	0,3	0,6	0,1	0,6	0,7	0,6	0,3	0,7	0,1	0,3	0,8	0,8	0,7	0,3	0,6	0,6	0,3		
	1	5	1	4	7	5	3	7	5	5	5	4	5	1	1	3	8	5	5	5		
	0,1	0,5	0,1	0,4	0,7	0,5	0,3	0,7	0,5	0,5	0,5	0,4	0,5	0,1	0,1	0,3	0,8	0,5	0,5	0,5		
	3	5	1	4	8	5	4	4	6	6	7	5	5	1	1	5	6	5	4	5		
	0,3	0,5	0,1	0,4	0,8	0,5	0,4	0,4	0,6	0,6	0,7	0,5	0,5	0,1	0,1	0,5	0,6	0,5	0,4	0,5		
	5	6	1	5	8	8	6	2	7	4	3	5	6	1	1	6	4	5	4	4		

ICM	0,5	0,6	0,1	0,5	0,8	0,8	0,6	0,2	0,7	0,4	0,3	0,5	0,6	0,1	0,1	0,6	0,4	0,5	0,4	0,4		
InfoWorks WS	5	6	1	5	8	5	3	2	7	4	3	6	7	1	1	6	4	5	3	5		
	0,5	0,6	0,1	0,5	0,8	0,5	0,3	0,2	0,7	0,4	0,3	0,6	0,7	0,1	0,1	0,6	0,4	0,5	0,3	0,5	8,70	12
	2	6	3	5	7	6	5	3	6	6	6	6	5	2	1	6	6	6	3	5		
RIBASIM	0,2	0,6	0,3	0,5	0,7	0,6	0,5	0,3	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,2	0,1	0,6	0,6	0,6	0,3	0,5	9,50	7

Promedio	2,9	6,5	2,2	4,7	7,2	4,9	5,0	4,8	5,2	4,2	7,0	4,1	5,1	3,6	2,1	4,6	4,2	4,9	3,6	4,1
Desv. Tipo	2,4	1,4	2,4	1,3	1,1	2,7	1,9	2,9	1,6	1,9	1,9	1,1	1,3	2,5	2,0	1,6	2,1	1,9	1,7	1,6

Elaboración propia.

Los siguientes elementos ausentes, los servicios web (2,2) y la disponibilidad en diversos idiomas (2,9) son del ámbito de la usabilidad. Su importancia radica más en la apertura de la modelización a los no-expertos que a las habilidades computacionales del modelo. Pero son elementos importantes. Los idiomas son una de las barreras principales en la modelización por temas de terminología, etc... mientras que el uso de servicios web (por ejemplo, la conexión remota con partes del modelo e incluso la capacidad de correr simulaciones sin necesidad de tener instalado el modelo en tu ordenador) contribuyen a una mayor participación e implicación por parte de todos los agentes interesados. Su poca presencia es una carencia en los sistemas de modelización.

El siguiente elemento con poca presencia es la modularidad (3,6). Ciertamente sólo dos modelos tienen este enfoque (eWater Toolkit y GIS-WATER) y en gran parte es porque de hecho son repositorios de módulos. El resto de software como mucho permite la conexión con datos generados por otro modelo, pero ninguno tiene incorporada la idea de módulos complementarios reemplazable por otros mejorados. Dos razones se pueden argumentar al respecto: la dificultad de establecer protocolos de conexión e intercambio de datos y que pocos modelos son globales, sino que la mayoría abordan dos o tres aspectos de la gestión de los recursos hídricos.

Por último, también con una puntuación de 3,6, está la transparencia como elemento a considerar durante todo el proceso de modelización. La transparencia tiene mucho que ver con la modelación comunicativa, e implica utilizar el modelo como una manera de converger hacia una misma visión. De todos los modelos, sólo uno –WEAP– demuestra tener potencial para ello.

Capítulo 7. ANÁLISIS EXPERIMENTAL DE LA INCERTIDUMBRE.

“El propósito de los modelos no es que encajen los datos, sino dar forma a las preguntas”

Samuel Karlin.

7.1 ELEMENTOS DEL ANÁLISIS

Tras lo expuesto en los capítulos anteriores podemos argumentar que, aunque los modelos son herramientas muy valiosas y valoradas, que han simplificado y facilitado la complicada tarea de la gestión hidrológica, parte de los objetivos de gestión, tanto de alto nivel como operativos, permanecen aún por resolver, como demuestra el deficiente grado de cumplimiento en tiempo y forma de la Directiva Marco del Agua en España⁵⁶⁵⁷.

A través de la modelización es difícil modificar los objetivos de alto nivel. Los

⁵⁶ <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX.62011CJ0403.ES.HTML>

⁵⁷ <http://www.iagua.es/noticias/12/10/04/tjue-condena-espana-incumplimiento-dma>

paradigmas persiguen equilibrar ciencia y realidad buscando dar explicaciones y soluciones a problemas más allá del entorno técnico, y la legislación persigue el cumplimiento de unos mínimos a respetar por todos los ciudadanos, pero que evita el caso a caso, y por lo tanto, no se redactan pensando en maximizar los objetivos de gestión. No obstante, la modelización puede retroalimentar los procesos de diseño de políticas y contribuir a cerrar la brecha entre ciencia, política y gestión, si se diseñan para ello (Voinov and Gaddis 2008). Es por lo tanto lógico que nos planteemos cómo debemos diseñarlos para que cumplan esta función.

Por otro lado, este enfoque de apoyarse en la modelización para construir políticas no es nuevo, como podemos ver en los trabajos de Lant et al. (Lant et al. 2005) y en Castella et al. (Castella et al. 2007). Sin embargo, en ambos casos la modelización se emplea como una herramienta estática encargada de aportar datos, sin retroalimentación. Como resultado, en la experiencia del autor, queda obsoleta una vez arroja los resultados para los que fue inicialmente concebida y en caso de necesitarse para un nuevo estudio, el nivel de reutilización del modelo previo suele ser escaso, sea porque la tecnología con la que se construyó ya ha sido superada por otra, ya sea porque es un modelo compacto que no permite recuperar y reutilizar únicamente aquellas partes del modelo necesarias para el nuevo estudio. De ahí la importancia de plantearse si esto es debido a razones técnicas, tecnológicas, culturales o económicas, y en cualquier caso, identificar qué acciones podrían ser necesarias para pasar a una nueva metodología de construcción de los modelos para la gestión hídrica.

Por último, nos planteamos la necesidad de un protocolo diseñado para los HADIs. Los protocolos son estándares y por lo tanto simplifican y reducen la realidad a una expresión menor, algo que puede parecer incoherente con lo expresado hasta ahora, por lo menos de manera implícita. Ciertamente, el interés de la ciencia es tanto identificar patrones como analizar las anomalías, para lo cual necesitamos preservar la complejidad del sistema. Este protocolo debe servir de hoja de ruta no sólo del equipo desarrollador del modelo, sino de todos los agentes implicados en la

modelización. El planteamiento de partida es definir el protocolo durante la primera fase, la de formulación del problema, como un borrador del plan de trabajo, y adaptarlo en función de las necesidades del modelo. De esta manera, el protocolo acabará siendo específico para cada herramienta.

Para responder a estas preguntas es necesario llevar el análisis al nivel práctico de desarrollo del modelo, por lo menos hasta el nivel conceptual, con objeto de analizar en cada una de las etapas del desarrollo del modelo, el nivel de cumplimiento de las buenas prácticas de modelización, los puntos de entrada de la incertidumbre y las opciones para abordarla, y los factores que se consideren necesarios para convertir el HADI en una herramienta plenamente funcional.

Para ello plantearemos la construcción a escala experimental de un modelo parental, es decir, un modelo base o matriz a partir del cual se derivará cualquier otro tipo de modelo. Este modelo parental debe ser lo suficientemente completo como para poder derivar de ellos cualquier otro tipo de modelo con relativa sencillez, aportando las nociones necesarias sobre las variables y dinámicas del sistema. Por otro lado, debe ser lo suficientemente sencillo en su arquitectura como para permitir la adaptación del mismo a la definición del problema y al propósito del nuevo modelo.

7.1.1 Elección del entorno de trabajo: WEAP2 I

El primer elemento necesario para la modelización es la plataforma sobre la que construirlo, es decir el software o paquete de modelación. Podemos intuir que para conseguir desarrollar un modelo que cumpla con los requisitos anteriormente planteados es probable que tengamos que programar y desarrollar el HADI partiendo de cero. Pero el objetivo de este ejercicio no es desarrollar un modelo nuevo, sino identificar aquellas características que tienen lugar con los programas de modelación actuales que limitan su uso, para lo cual realizaremos un análisis detallado de un número representativo de paquetes de modelización usados en diferentes aspectos de la gestión de los recursos hídricos, siendo contrastados en particular en su idoneidad

respecto a las buenas prácticas de modelización y a su facilidad para abordar la incertidumbre en cada una de las fases de modelización.

A partir de la matriz de evaluación de los modelos (Tabla 17) podemos hacernos una idea de qué software parece el más apropiado a utilizar para la implantación de un HADI. Sin embargo hay que tener presente que en este proceso la incertidumbre generada por el operario es elevada, pues tanto los indicadores como la evaluación han sido realizados por la misma persona. Por lo tanto más que fijarnos en el modelo con mayor puntuación haremos un estudio del clúster de modelos con mayor valoración, y elegiremos el modelo a partir de ese análisis. Los modelos con mayor valoración son: WEAP (12,0), SFWMD (11,4), Aquatool (10,8), ModFlow (10,10) y GisWater (9,7).

GIS-WATER es de hecho un repositorio de modelos, con una curva de aprendizaje no muy buena, pero que utiliza la modularidad y el código abierto, que es en lo que destaca sobre el resto. ModFlow, ampliamente reconocido por el mundo académico y comercial, ofrece muy buenas capacidades matemáticas y usa múltiples modelos de manera integrada, pero puntúa en general bajo en las buenas prácticas de modelización y en la gestión de la incertidumbre. Además, es un modelo pensado principalmente para aguas subterráneas.

Nos quedamos pues en la evaluación de tres herramientas con prestaciones similares pero enfocadas a necesidades diferentes: WEAP, SFWMD y AquaTool. Tanto SFWMD como Aquatool ofrecen prestaciones muy altas en la fidelidad, pero la primera supera a la segunda en usabilidad. Sin embargo, aunque el modelo de SFWMD sigue los principios del FOSS, es un modelo diseñado para la gestión hídrica de una zona en concreto, cosa que lo hace prácticamente inviable para realizar cualquier ensayo fuera de ese contexto. WEAP puntúa alto en la aplicación de las prácticas de modelización y la usabilidad, y ligeramente menos que Aquatool en Fidelidad.

Cada uno de estos tres modelos aporta algo interesante y la elección del modelo

a usar dependerá (como siempre es) del tipo de uso que queramos hacer del mismo. En nuestro caso, la posibilidad de adaptarse a nuevos modelos a partir de un modelo parental y hacerlo desde la transparencia y en base a unas buenas prácticas de modelización prevalece sobre otros aspectos como la precisión en el cálculo, razón por la cual, la modelización presentada en el siguiente capítulo, se ha optado por realizarla con WEAP.

7.1.2 Elección de los datos “demo”. Guadalete

El segundo elemento de referencia a definir, son los datos de partida comunes en todos los ensayos de modelización que realizaremos. Los HADIs, en particular por su constante interacción con los agentes interesados, son contexto–específicos. Eso quiere decir que carece de sentido modelar sin un conocimiento fundado del sistema y de sus componentes sociales, económicas y ambientales. Implica también que requieren de un problema definido para poder decidirse por enfoque de modelización u otro. Así pues, considerando lo mencionado hasta el momento, podemos definir que el proceso de levantamiento de datos va a estar supeditado a:

235

- La naturaleza y propósito del HADI (prescripción, exploración, comunicación o aprendizaje), que determina la necesidad y el tipo de datos.
- Las relaciones entre variables y actores. Los datos “físicos” son primordiales para el desarrollo del modelo, pero deben contextualizarse o alinearse con las necesidades últimas del HADI.
- La construcción del modelo con la incorporación de la incertidumbre cuando sea posible.

Es por ello que la descripción de la zona de estudio se enfoca a describir, de manera somera los aspectos más generales de la misma, con el fin de ubicar al desconocer de la misma, para pasar a describir aquellas variables o parámetros que se consideran vayan a tener influencia en el desarrollo del sistema de apoyo a la toma de decisiones. Como el modelo propuesto es un modelo a escala, con DSS, que debe ser fiel a la realidad, pero sobretodo debe representar de manera fidedigna las

relaciones entre variables, requiere una cuenca de características determinadas: tamaño, usos del suelo, regulación, potencialidad para conflictos (tanto por su existencia como por su potencial para ser resueltos).

Por otro lado, como ya se ha comentado anteriormente, a diferencia del modelo matemático genérico que debe ser calibrado para cada territorio, el modelo construido *ad hoc* no tiene los mismos requerimientos de calibración, sino un mayor conocimiento de los procesos internos que se incorporan como parte del modelo, y un tratamiento adecuado de la incertidumbre, es decir, a mayor conocimiento del sistema, menores, pero no nulas, necesidades de modelación. Por lo tanto, se necesita una zona de estudio que cumpla los requisitos anteriormente definidos, pero también de la que se disponga información suficiente, no sólo de sus variables, sino también –y sobretodo– de sus relaciones y por lo tanto de su comportamiento.

La zona de estudio seleccionada, la cuenca hidrográfica del río Guadalete, cumple con una serie de características que la hacen interesante para emplearla como cuenca de demostración o “demo”. Un conjunto de datos “demo” es una batería de datos que sirven para comprobar el funcionamiento de un modelo (Peng et al. 2002)(Reif, Shafait, and Dengel 2012). Los datos demo pueden ser datos generados aleatoriamente siempre que cumplan con las características de los datos a los que quieren replicar, ajustándose por lo tanto a las funciones de distribución del set de datos original (por ejemplo, no puede haber lluvia negativa) o bien pueden ser datos históricos de suficiente calidad y representatividad del sistema. En el caso de tener múltiples datos históricos es recomendable que todos sean del mismo lugar, para tener en consideración posibles causalidades. Respecto a los datos generados, es importante recordar que la aleatoriedad sigue rigiéndose por unas variables probabilísticas que no podemos obviar, de manera que es la medida de lo posible, es necesario conocer un mínimo sobre las variables originales, como la media y la desviación tipo, aunque dependerá lógicamente del tipo de variable. La complejidad de la dinámica de las cuencas hidrográficas hace necesario que los conjuntos de datos demo sean combinaciones entre datos históricos y datos sintéticos.

La cuenca de demostración del Guadalete es una cuenca de tamaño pequeño-medio que se puede dividir en tres sub-cuencas, dos claramente productoras de recurso hídrico, la tercera consumidora del mismo. Dispone de una distribución poblacional que podríamos denominar estándar (dispersión en cabecera, grandes aglomeraciones en la desembocadura), zonas de cultivo de secano y regadío con productos de suficiente variedad, algunos de ellos de alto valor añadido y de consumo fuera de los límites de la cuenca (algo que puede ser interesante en el caso de evaluar los flujos de huella hídrica). El sistema hidrológico comprende 5 embalses de regulación y un trasvase entre cuencas colindantes, el Guadiaro-Majaceite, además de un sistema de acuíferos de diferentes permeabilidades. La existencia de plantas depuradoras y su ubicación próxima a zonas costeras da la posibilidad de ensayar diversas estrategias de regeneración y reutilización de las aguas depuradas. Además, no es una cuenca especialmente vulnerable de manera por eventos extremos, si bien la cuenca baja suele sufrir algún que otro evento de inundación, y las cuencas superiores moderados periodos de sequía. En definitiva, la cuenca ofrece las características sociales, económicas y naturales idóneas para ser utilizada como cuenca “demo”.

7.1.3 Descripción de la Cuenca “demo”

En este primer apartado descriptivo, nos centraremos en las características generales del área de trabajo, tales como la localización, geología, climatología, etc. Estas características constituyen una descripción de la zona en sí misma, pero no aportan o contienen datos o variables que:

- puedan ser incorporadas de manera directa en la construcción del modelo,
- puedan implicar un cambio en la estructura del mismo o,
- lleguen a generar un replanteamiento de las hipótesis de trabajo.

Aportan, sin embargo, información suficiente para entender el comportamiento de ciertas variables de estado. Es por ello que el objeto de este apartado no es profundizar, sino establecer un contexto sobre el que fundamentar la

selección de las variables de trabajo a modelar.

Es importante recordar que una variable de estado es una del conjunto de variables que se utilizan para describir el “estado” de partida a nivel matemático de un sistema dinámico. De manera intuitiva, el estado en el que se encuentra un sistema describe lo suficiente del mismo para determinar su comportamiento futuro. Si bien es una definición típica de la termodinámica, en la modelización se utiliza para definir aquellas variables de las que depende el equilibrio del modelo, tales como la hidrología, humedad del suelo, conductividad hidráulica, etc. Son las variables de partida en la modelización de un sistema, y son dependientes del tiempo (principalmente porque lo que estamos modelando es la evolución del sistema a lo largo del tiempo $\Delta x = \frac{\partial y}{\partial t} \pm \varepsilon$). Las variables de estado representan la base de una correcta modelización, ya que el comportamiento futuro de un sistema puede ser caracterizado (y simulado) por completo partiendo del valor inicial de la(s) variable(s) de estado y del conocimiento de los inputs futuros (Georgakakos & Baumer, 1996), (Muzik 1974)

238

7.1.3.1 Ámbito Territorial

El ámbito territorial seleccionado para realizar el estudio y sobre el cual aposentar el modelo es la **cuenca hidrográfica del río Guadalete**, que se encuentra en el suroeste de la península ibérica. Con una superficie total de 3.677 km² abarca la mitad superior de la provincia de Cádiz, lo que supone un 89,9% de su superficie total; el resto de la misma, principalmente en zonas de cabecera, transcurre entre las provincias de Sevilla y Málaga (5,7% y 4,4% respectivamente). Nace en la sierra de Grazalema, a 1.100 metros de altitud en las cercanías del puerto de Boyar, y durante 157 kilómetros transcurre de noreste a suroeste, para desembocar finalmente en la bahía de Cádiz. Sus afluentes más destacados son el río Guadalporcún que carece de regulación y se une al cauce principal por su margen derecho aguas abajo del embalse de Zahara, y el río Majaceite, que se une por el margen derecho aguas abajo del embalse de Guadalcaçín, es decir, una vez ya regulado. Cabe destacar la

importancia del río Majaceite en el abastecimiento de agua de boca en la cuenca, a través de tres elementos de regulación: el embalse de los Hurones, el embalse de Guadalcaçín y el trasvase Guadiaro-Majaceite.

En una cuenca de tamaño pequeño, aunque muy productiva, gracias a la pluviometría típica de la Sierra de Grazalema, de las más altas de España, con media anuales superiores a los 2,200 mm, lo que de alguna manera ha justificado su regulación a través de un total de 5 embalses (Zahara, Arcos, Bornos, Hurones y Guadalcaçín), que unidos suponen una capacidad de regulación de poco más de 1400 Hm³.

De acuerdo con la clasificación sobre la tipología de ríos elaborada por el CEDEX en 2004 para la implementación de la para Directiva Marco del Agua, se trata de un río que evoluciona de “río de serranía bética húmedo” a “río mineralizado de baja montaña mediterránea” en tramos de cabecera, para pasar a “río mineralizado mediterráneo de baja altitud” al alcanzar su tramo medio y suavizarse su pendiente. Presenta la particularidad de ser una cuenca muy rápida en sus tramos de cabecera, debido a la naturaleza kárstica del terreno y a la elevada pendiente (cercana al 6% de media en cauce, 30% en terreno) lo que implica una alta capacidad erosiva pero también una alta capacidad de evacuación, sea por escorrentía o infiltración. Esto hace que el cauce principal y sus tributarios en los tramos de cabecera puedan padecer estiajes de manera prácticamente anual. Sin embargo, a la altura del embalse de Zahara-El Gator, apenas 10 Km de su nacimiento, el río ya presenta aportes significativos debidos tanto a una atenuación drástica de la pendiente como a los aportes de fuentes y manantiales.

7.1.3.2 Características geológicas y clomatológica.

Geológicamente, la cuenca hidrográfica del Guadalete pertenece a los bordes occidentales de las cordilleras Béticas y en concreto al Subbético. Habitualmente estos materiales béticos constituyen la parte impermeable de los acuíferos debido a su

composición en arcillas y margas triásicas, sobre la que se han ido depositando a lo largo de las diferentes eras, materiales detríticos de muy amplio espectro de permeabilidad (desde los materiales impermeables, tales como las margas silíceas blancas, conocidas como moronitas, o limos y arcillas, a los permeables, como las calcarenitas, conglomerados, cantos y arenas).

En el caso de la Sierra de Grazalema, situada en el borde oriental de la cuenca, o las emplazadas en depresiones intrabéticas, como la de Setenil-Ronda (en la zona más oriental de la cuenca), presentan formaciones carbonatadas. Ya en los tramos medios, se pueden identificar los depósitos aluviales cuaternarios, dispuestos en terrazas y constituidos por un conjunto de gravas, arenas, limos y arcillas, con afloramientos permeables. Un aspecto a destacar en estas formaciones es la intensa relación acuífero-río, ya que es un aspecto que posteriormente tiene mucha importancia en el equilibrio hidrodinámico para mantener un régimen de caudales ecológicos, o en el propio mantenimiento saludable de los acuíferos.

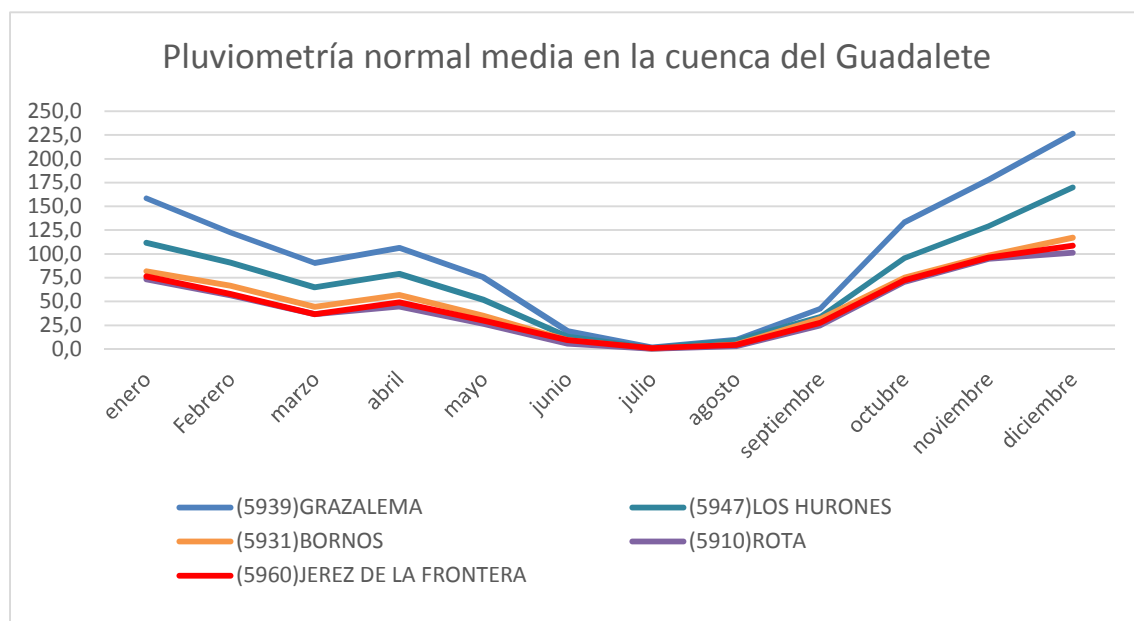
240

Por otra parte, la cuenca presenta una climatología típica mediterránea con influencia atlántica, que principalmente se manifiesta en elevadas pluviometría en cabecera, similares a los de latitudes más húmedas.

Precipitación

La precipitación media anual en la mayor parte de la cuenca es superior a los 700 mm, si bien cabe destacar la gran variabilidad existente entre la sierra (2.2000mm en la estación de AEMET en Grazalema) y la desembocadura (570mm, en la estación de AEMET en el aeropuerto de Jerez de la Frontera). Esta pluviometría presenta una clara estacionalidad, concentrándose principalmente en el periodo de final del otoño-invierno, mientras que en primavera las precipitaciones se ven atenuadas y en periodo estival son inexistentes. A pesar de que son frecuentes las nevadas invernales, el régimen de alimentación de río no es nivopluvial, sino pluvial oceánico, con algunos años cercanos a un régimen nivopluvial de transición (v. Guía

de valores normales aemet⁵⁸).



Los datos pluviométricos de recientes destacan la tendencia a una disminución de la precipitación media durante los último años de un 7% (de 780mm a 724mm).

Evapotranspiración

241

Por las características del modelo, se ha considerado apropiado obviar la descripción de la temperatura y centrarnos en la evapotranspiración (cantidad de agua evaporada a la atmosfera, y por lo tanto no utilizable, a través de la evaporación o de la transpiración de las plantas), que depende de la precipitación, temperatura, humedad del suelo y del aire, tipo y estado de desarrollo de la cubierta vegetal. La descripción de este parámetro es esencial para entender factores relacionados con los consumos de los cultivos agrícolas o para realizar una primera estimación de si una cuenca es deficitaria. La cuenca presenta una ET_{real} de entre 476 mm/año (bajo Guadalete) y 573 mm/año (en áreas forestales).

⁵⁸ http://www.aemet.es/es/conocerlas/publicaciones/detalles/Valores_mensuales_1981_2010

Escorrentía

Como ya se ha descrito con anterioridad, la cuenca del Guadalete se caracteriza por altas escorrentías, particularmente en las zonas de cabecera. La media para la cuenca oscila entre los 161 y los 182 mm/año, lo que implica una media de aportación superficial de entre 592 y 669 Hm³/año, aproximadamente entre el 42% y el 47% de la capacidad de los embalses.

7.1.3.3 Marco administrativo y normativo

Administrativamente, la cuenca se encuadraba tradicionalmente dentro de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, y de ella ha heredado la red de información hidrológica. En la actualidad se encuadra dentro del Distrito Hidrográfico de Guadalete-Barbate. Las competencias de gestión del mismo recaen en la Junta de Andalucía, a través de la Secretaría General del Agua de la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Ordenación del territorio. La concesión de competencias tuvo lugar a través del Real Decreto 1560/2005, de 23 de diciembre, sobre traspaso de funciones y servicios del Estado a la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de recursos y aprovechamientos hidráulicos correspondientes a las cuencas andaluzas vertientes al litoral atlántico. En el caso de Andalucía, la Ley 3/2004, de 28 de diciembre, creó la Agencia Andaluza del Agua, órgano administrativo responsable de la Administración Hidráulica de la Junta de Andalucía, y responsable del ejercicio de las competencias de la Comunidad Autónoma en materia de aguas.

Extinguida la Agencia por la Ley 1/2011, de 17 de febrero, de reordenación del sector público de Andalucía, las competencias y órganos propios fueron integrados en la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, posteriormente convertida en la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, a través de su Secretaría General del Agua. Este puede ser un elemento clave en la definición de las relaciones entre actores y en el nivel de madurez de las decisiones políticas a tomar.

Respecto al marco normativo, aunque en una cuenca “demo” no hay necesidad de revisarlo, estos ofrecen datos muy relevantes sobre lo que es o no posible en el marco político. En cualquier caso, aquí revisaremos únicamente aquellos aspectos que consideremos relevantes en la modelización.

La directiva marco del agua es la principal pieza legislativa en la gestión de los recursos hídricos, si bien no es una ley como tal, sino que cada uno de los estados miembros está obligado a su transposición en la legislación nacional, en el caso de España, a través del Texto Refundido de la Ley de Aguas. Sin embargo, hay ciertos elementos en la DMA que son necesarios destacar debido a sus implicaciones en el enfoque de modelización.

El primer aspecto a tener en cuenta, preeminente como objetivo en todo el documento, es la consecución del buen estado ecológico. Este aspecto es relevante a nivel de modelización porque es un foco de incertidumbre, debido a su ambigüedad. Como sucede en toda legislación, la ley fija la norma pero su traducción a la realidad se realiza a través de los reglamentos e instrucciones. En el caso de la DMA no existen esas figuras sino que asume que se hará a través de los mecanismos internos de cada nación. Como consecuencia no sólo la definición, sino los mecanismos necesarios alcanzar dicho objetivo, son ambiguos porque están sujeto a interpretación por parte de cada disciplina.

Otro aspecto que define la DMA es la recuperación de costes. Algo menos ambiguo que el aspecto anterior, se refiere a los costes asociados con los servicios del agua, aunque se puede interpretar como una manera de incluir las evaluaciones económicas dentro de los aspectos medio ambientales. A nivel de modelización, no todas las variables pueden asociarse con variables económicas, y las que sí, como la producción hidroeléctrica, normalmente no son transparentes al público en general. Una razón más para involucrar a todos los agentes en el proceso de modelización.

Un último apunte sobre la DMA; su enfoque deriva de la GIRH, y por lo tanto

estructura la gestión por la que aboga es la de la demarcación hidrográfica como unidad de gestión a través de los organismos de cuenca. Ya se ha comentado que la cuenca hidrográfica ofrece unas ventajas pero también otras dificultades, y que si hay opción de elegir, la unidad de cuenca hidrográfica es correcta siempre y cuando no haya posibilidad de gestionar a nivel de cuenca “problemática” o *problemshed*. En cualquier caso, la modelización debe replicar al máximo los mecanismos reales, y si la gestión se realiza a nivel de cuenca, por lo menos en la definición del modelo parental, el modelo debe estructurarse a nivel de cuenca también.

La siguiente pieza legislativa es el Texto Refundido de la Ley de Aguas de 2001 (Ministerio de Medio Ambiente 2001). Como esta ley incorporó la DMA a la legislación española, sólo mencionaremos dos aspectos: la prioridad de los usos y la figura de los caudales ecológicos.

El artículo 60 establece el orden de la preferencia de usos, que nos sirve para determinar las reglas internas del modelo para distribuir el agua. Como además define las posibles excepciones, podemos considerar dos tipos de escenarios diferentes. El segundo de ellos, definido en el artículo 59, determina que los caudales ecológicos no son un uso sino una restricción al uso. Otra regla de gestión fácilmente incorporable en el modelo.

Tanto el Reglamento de planificación (Ministerio de Medio Ambiente 2007) como la Instrucción de planificación hidrológica (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008) definen los detalles de cómo la legislación se debe reflejar en la realidad. Así pues, podemos ver como en el artículo 3.4 de la instrucción se definen las metodologías aceptables para la determinación de los caudales ecológicos, y los valores que podemos utilizar como indicadores. En los términos de la modelización que nos toca, estas dos piezas legales pueden servirnos para definir las estrategias posibles para alcanzar los objetivos de gestión, y es recomendable que todos los participantes en la modelización tengan conocimiento de las mismas.

Existen otras publicaciones normativas como los planes especiales de sequía

(CMAOT 2015) y los planes de prevención contra inundaciones. Estos son documentos muy concretos, que abordan un tema específico y que suelen ser el resultado de otros trabajos de modelización. Por ejemplo, el Plan Especial de Sequía para la cuenca del Guadalete nos indica que se han establecido cuatro categorías de gravedad potencial a las sequías en función del impacto socioeconómico que la escasez de agua tendría sobre cada una, definiendo, para nuestra cuenca de estudio:

- A) Impacto muy alto: Zona del bajo Guadalete, en las que las demandas consuntivas globales superan los 100 Hm³/año, o las de abastecimiento los 25 Hm³.
- B) Impacto alto: Zonas con 50-100 Hm³/año para las demandas consuntivas globales ó 15-25 Hm³ para las de abastecimiento, que no tiene lugar en la cuenca del Guadalete.
- C) Impacto moderado: Zonas con 20-50 Hm³ para las consuntivas agregadas ó 5-15 Hm³ para abastecimiento, como sucede en la cabecera del Guadalete.
- D) Impacto leve: Majaceite y proximidad al P.N. de los Alcornocales, con zonas con menos de 20 Hm³/año de demanda total y de 5 Hm³ de demanda urbana.

Sin embargo, debemos tener en cuenta que este tipo de información sólo es válida si vamos a modelizar aspectos en los que tenga relevancia. Este tipo de documentación, como por ejemplo la directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (EC/91/271) pueden aportar información muy valiosa, pero únicamente si el tratamiento de las aguas residuales es un aspecto a modelizar.

Sin embargo, la principal fuente de información sobre la gestión en estos momentos son los planes hidrológicos de cuenca. Como en el caso del uso de las cuencas hidrográficas como unidades de gestión, no tanto por considerarlas como adecuadas (algo que ni se cuestiona ni se ratifica) sino porque son los documentos a partir de los cuales se establecen la planificación de los recursos hídricos.

7.1.3.4 Red hidrológica e inventario de los RRHH.

El principal curso de agua de la cuenca hidrográfica es el río Guadalete, que

nace en el puerto del Boyar, entre los picos de El Pinar (1.654m) y el Relo (1.538m), cerca de la población de Grazalema. Apenas a 10 Km de su nacimiento, tras haber sido alimentado por pequeños pero productivos tributarios como el arroyo de los Molinos, y otros manantiales, alcanza el embalse de Zahara, lo que deja patente su productividad, fruto de la combinación de pluviometría elevada y alta escorrentía. A partir del embalse, sigue recibiendo aportes de otros tributarios como el arroyo Bocaleones.

El principal tributario del río Guadalete en la zona de sierra es el río Guadalporcún (indicar aporte medio, y nacimiento), que alimentado así mismo por el río Guadalmantil (aporte medio y nacimiento) se une al Guadalete por su margen derecho a pocos kilómetros de la población de Puerto Serrano. A partir de este punto, el río abandona la sierra para ir progresando paulatinamente en la vega, hasta alcanzar el sistema de embalse Arcos-Bornos tras pasar Villamartín.

246

Sin embargo, el tributario más importante del Guadalete es el río Majaceite, que nace en las cercanías de Benamahoma, y que transcurre por la parte sur de la cuenca. Conocido en cabecera como Río de El Bosque, alimenta el embalse de Los Hurones junto con los aportes de ríos de similares características como el río Tavizna o el río Ubrique. Ya convertido en el río Majaceite, alcanza en apenas 8 Km el embalse de Guadalcaçín, la mayor de las obras de regulación de la cuenca. De ahí se une por el margen izquierdo al río Guadalete en la Junta de los Ríos, y discurre los restantes 50 Km hasta alcanzar las marismas y su desembocadura en la bahía de Cádiz.

El modelo persigue principalmente estudiar y evaluar el modelo de gestión hídrico en la cuenca más adecuado en condiciones de competencia. Por lo tanto, es obvio que la principal variable de estudio es la disponibilidad del recurso o balance hídrico. Esta disponibilidad depende del equilibrio entre los aportes naturales –que suceden con mayor o menor variabilidad dependiendo de la climatología– y las extracciones de, sistema que tienen lugar para ser dirigidos a otros usos, alejados del curso natural. En esta primera aproximación nos disponemos a definir las posibles

entradas del recurso en el sistema, para posteriormente abordar las salidas (demandas).

Las principales fuentes de recursos hídricos en la zona, que en la cuenca están constituidos por:

- Recursos hídricos superficiales: nos referimos a los aportes naturales de los principales cursos fluviales y subcuencas, provenientes tanto por escorrentía superficial tras precipitación como por afloramientos superficiales, como es el caso de las fuentes de montaña y otras surgencias de agua dulce.
- Recursos hídricos subterráneos: recursos inmovilizados provenientes de las unidades hidrogeológicas que se encuadran dentro de los límites de la cuenca hidrográfica. Si bien están vinculados a las surgencias y a las fuentes, éstas no cuentan como recursos subterráneos, sino aquel recurso que necesita ser extraído.
- Recursos hídricos no convencionales: mientras que la disponibilidad de recursos hídricos convencionales depende de la precipitación y su captación posterior de sus diferentes formas (ríos, fuentes, acuíferos...), los recursos hídricos no-convencionales dependen de la capacidad humana de obtener agua de otras fuentes no naturales (Murad, 2010). En términos generales es un concepto que se describe por eliminación, es decir, todas aquellas fuentes que no son los convencionales cauces y acuíferos, y en concreto se refiere a aguas reutilizadas o a recursos provenientes de la desalación.
- Recursos hídricos externos: todos aquellos aportes que no se han generado en la cuenca de estudio. El ejemplo más evidente son los trasvases

Recursos hídricos superficiales

Es este caso nos referimos tanto a los aportes naturales de los principales cursos fluviales, como a las estructuras artificiales que permiten acceso adicional a recursos, que han sido generados de manera convencional.

La zona de estudio se puede dividir en tres zonas: zona del alto Guadalete, Zona del Majaceite y zona del Bajo Guadalete, aguas abajo de la Junta de los Ríos. Se puede observar que los aportes naturales de los ríos (ver Tabla 18) son especialmente significativos en las zonas de sierra (Majaceite y alto Guadalete). El aporte medio de la cuenca por precipitaciones es de 4.615 Hm³/año, de los cuales 532 Hm³/año (11.5%) acaba circulando por la red hidrográfica. Se muestran estadísticos adicionales en la tabla ya que este es un tipo de dato que habitualmente completa con series sintéticas.

Tabla 18. Aportaciones medias de cada uno de los tramos de río en la cuenca del Guadalete. Fuente. Plan Hidrológico de la Cuenca Guadalete-Barbate.

Fuente: CMAOT(2015)

	Media (Hm ³ /año)	Máximo	Mínimo	Desv.Típica	C.V.	Sesgo
Guadalporcún hasta Villalona	52,3	156	6,9	31,4	0,599	0,742
Ayo. Villalona	21,7	63,8	1,7	13,7	0,629	0,576
Ayo. Guadalmanil	3,2	10,6	0	2,5	0,782	0,605
Guadalporcún desde Villalona hasta Guadalete	3,9	12,2	0,2	3,1	0,805	0,885
Emb.Zahara	61,3	150,7	9,7	33,3	0,544	0,422
Guadalete desde Zahara hasta Guadalporcún	28,4	73,4	5,3	15,7	0,551	0,587
Guadalete desde Guadalporcún hasta Majaceite	46,3	143,4	5,4	34,7	0,75	0,936
Emb.Hurones	121,1	250,9	24,4	61	0,504	0,32
Majaceite desde Hurones a Guadalete	106	288,1	11,8	68,2	0,644	0,722
Ayo.Salado en Espera	25,8	96,6	1,5	23,7	0,917	1,188
R.Guadalete desde Majaceite hasta Ayo. Honde	10,5	39,4	0,8	9,3	0,89	1,263
Ayo Cabañas	3,4	13,2	0,3	2,9	0,855	1,239
Ayo. Hondo	19,1	88,8	0,8	18	0,945	1,39
Guadalete desde Ayo Hondeo hasta azud del portal	29,2	124,8	1,9	27,1	0,963	1,437

Asimismo, la cuenca presenta hasta 5 estructuras de regulación de variada magnitud,: Zahara (222,7 Hm³), Bornos (215,4 Hm³), Arcos(14,0 Hm³), Los Hurones(135,3 Hm³) y Guadalcacín (853,4 Hm³), para sumar un total de 1450,4 Hm³ de recurso regulado.

Recursos hídricos propios subterráneos.

La cuenca está soportada por 10 unidades hidrogeológicas (Tabla 19). De acuerdo al modelo SIMPA (Simulación Precipitación–Aportación) desarrollado por el CEDEX, existe recarga natural de los acuíferos estimada en 160 Hm³/año, como resultado de las aportaciones combinadas entre escorrentía superficial directa y los afloramientos subterráneos. Esta componente de la escorrentía total coincide con la recarga natural de los acuíferos, que sucede de manera diferida en el tiempo a través de los manantiales, aunque también se ha identificado transferencia de recurso entre acuíferos, ya que algunos, como Setenil, Sierra de Líbar y Prado del Rey están conectados. A nivel de modelización este es un aspecto muy relevante ya que para la estimación de los recursos necesitamos conocer la interacción de existente entre las masas de agua, tanto en la relación acuífero–superficie, como en la relación acuífero–acuífero.

Vinculado con las aguas subterráneas tenemos la tasa de recarga, es decir, el sumatorio de la infiltración media de la lluvia, los retornos de riego y las entradas subsuperficiales de otras cuencas. De ahí podemos derivar el recurso disponible de las aguas subterráneas, que de acuerdo con los documentos de planificación, se sitúan en el 80% de la recarga.

En términos generales, todas las unidades hidrogeológicas presentan una elevada permeabilidad lo que conlleva que la recarga media anual se sitúe en los 244,8 Hm³, muy superior al volumen de extracción (41,6 Hm³). Cabe destacar que únicamente el acuífero de Arcos de la Frontera–Villamartín se encuentra al límite de la sobreexplotación. Los recursos subterráneos disponibles se sitúan en algo más de 136 Hm³⁵⁹, si bien esto sólo indica el volumen de recurso que resultaría de “fácil”

⁵⁹ El recurso disponible de aguas subterráneas se define como el valor medio interanual de la tasa de recarga total de la masa de agua subterránea, menos el flujo interanual medio requerido para conseguir los objetivos de calidad ecológica para el agua superficial asociada, evitando cualquier disminución significativa en el estado

extracción, y no aquel recurso que resultaría rentable extraer (que depende de la profundidad del nivel freático, que en algunos casos está por encima de los 400m).

Tabla 19. Listado de acuíferos y sus características ubicados en la cuenca del río Guadalete.(1)

Fuente: CMAOT – Plan Hidrológico del Guadalete-Barbate.

Código	Nombre	Superficie (km ²)	Acuífero	Potencia estimada	Comportamiento
062.001	Setenil	227,85	Setenil	480 m	Semiconfinado
			Ronda-Cañete	550 m	Semiconfinado
			El Gastor	250 m	Semiconfinado
062.002	Sierra de Líbar	49,77	Sierra de Líbar	500 m	Libre
062.003	Sierra de Lijar	24,16	Sierra de Lijar	500 m	Libre
062.004	Sierra de Grazalema-Prado del Rey	362,38	Zf-Lb-Pn-MP-B-Csene	600 m	Libre-semiconfinado
			En-Ho-Ub-EcB	500 m	Libre-confinado
			Silla	450 m	Semiconfinado
062.005	Arcos de la Frontera-Villamartín	330,18	Llanos de Villamartín	10 m	Libre
			Arcos-Bornos-Espera	140 m	Libre
062.006	Sierra Valleja	37,12	Sierra Valleja	450 m	Libre
			Cerro del Orión	20 m	Libre
062.007	Sierra de las Cabras	63,76	Sierra de las Cabras	200 m	Libre
062.008	Aluvial del Guadalete	225,28	Aluvial del Guadalete	60 m	Libre
062.009	Jerez de la Frontera	75,75	Jerez de la Frontera	200 m	Libre
062.010	Sanlúcar-Rota-Chipiona-Puerto de StaMaría	152,16	Sanlúcar-Rota-Chipiona	30 m	Libre
			Puerto de Sta María	30 m	Libre
	Total				

Tabla 20. Listado de acuíferos y sus características ubicados en la cuenca del río Guadalete (2).

Fuente: CMAOT – Plan Hidrológico del Guadalete-Barbate.

Código	Nombre	Permeabilidad	Recarga (Hm ³ /año)	Volumen Extraído	Recursos disponibles	Índice explotación
062.001	Setenil	Media	18	3,5	14,4	24%
		Alta				
		Muy alta				
062.002	Sierra de Líbar	Alta	38,7	0	4	0%
062.003	Sierra de Líjar	Alta	6,2	1,7	5	34%
062.004	Sierra de Grazalema-Prado del Rey	Media-Alta	91,5	6,8	38,6	19%
		Alta				
		Alta				
062.005	Arcos de la Frontera-Villamartín	Alta	23,2	18	18,6	97%
		Mdia-Alta				
062.006	Sierra Valleja	Alta	3,7	0	3	0%
		Alta				
062.007	Sierra de las Cabras	Alta	9,9	2	7,9	25%
062.008	Aluvial del Guadalete	Media-Muy alta	27,3	7,3	21,8	33%
062.009	Jerez de la Frontera	Media-Muy alta	9,3	1,2	7,4	16%
062.010	Sanlúcar-Rota-Chipiona-Puerto de StaMaría	Baja-Muy alta	17	1,1	11,9	9%
		Baja-Muy alta				
	Total		244,8	41,6	132,6	

Recursos hídricos propios no convencionales

Por recursos hídricos no convencionales entendemos aquellos recursos que se ponen a disposición a través de mecanismos no vinculados de manera directa al ciclo hidrológico, como pueden ser la desalación o la reutilización. Son recursos que no

siempre cumplen los mínimos de calidad requeridos en función del uso (por ejemplo, agua de boca) pero que pueden ser aptos para otros usos como el riego, disminuyendo así la presión sobre el sistema de explotación de la cuenca.

Respecto a la desalación, en estos momentos no existe instalaciones que abastezcan a la zona de recursos hídricos adicionales, ni tampoco están proyectadas.

La reutilización, sin embargo, sí que presenta un rol en la cuenca y un potencial a futuro. Como reutilización se entiende el uso de los excedentes hídricos provenientes de otro uso. Esta reutilización puede ser indirecta (si los excedentes forman parte de un vertido a un cauce, del cual se extraerá de nuevo agua para un uso determinado) o directa (si el nuevo uso se ubica inmediatamente después en la cadena, y recibe los excedentes directamente del uso previo). En la mayoría de casos la reutilización requiere un acondicionamiento y/o restauración de la calidad del agua (regeneración). Actualmente en la cuenca hay 15 aprovechamientos de reutilización con recursos procedentes de 14 estaciones depuradoras, con un volumen estimado para reutilización de 3 Hm³/año.

Recursos hídricos externos.

A pesar de que la precipitación media anual de los tramos de cabecera superan los 2000mm, y que cómo se ha comentado recientemente los valores de recarga de los acuíferos superan a los de explotación, de acuerdo con la ley 17/1995 de 1 de junio. de transferencia de volúmenes de agua de la cuenca del río Guadiaro a la cuenca del río Guadalete, la cuenca del Guadalete es deficitaria. A raíz de los balances hídricos negativos sucedidos en la década de los 90, se decidió dotar a la cuenca con recursos adicionales a través de un trasvase de 12 Km proveniente de la cuenca adyacente del Guadiaro, y que descargaría en la cola del embalse de Los Hurones, en el río Majaceite, y cuyo objetivo principal era cubrir las necesidades industriales y de abastecimiento urbano de las poblaciones del bajo Guadalete ("Algar, Cádiz, Conil, Chiclana de la Frontera, Chipiona, Jédula (Arcos), Jerez de la Frontera, Medina Sidonia, Paterna de Rivera, Puerto Real, Puerto de Santa María, Rota, San Fernando,

Sanlúcar de Barrameda y Trebujena, así como todas las instalaciones militares y estratégicas asentadas en la zona”). Mediante la ley 17/1995 de 1 de junio (BOE, 1995), de *transferencia de volúmenes de agua de la cuenca del río Guadiaro a la cuenca del río Guadalete*, se establecen las condiciones para la regulación de dicho trasvase, tales como:

- a. El trasvase no podrá hacerse efectivo si por el río Guadiaro, en la obra de derivación, no circula un caudal mínimo de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (posteriormente aumentado a $6 \text{ m}^3/\text{s}$ al contabilizar $1 \text{ m}^3/\text{s}$ como caudal ecológico).
- b. Sólo se trasvasará el caudal circulante por el río que exceda de los indicados $5 \text{ m}^3/\text{s}$ ($6 \text{ m}^3/\text{s}$ en la actualidad por las razones anteriormente mencionadas).
- c. Los caudales a transferir no podrán exceder de $30 \text{ m}^3/\text{s}$.
- d. El volumen anual transferido no será mayor de 110 Hm^3 .

La ley también define la normativa relativa al pago de los costes asociados a la construcción, mantenimiento y explotación del trasvase y sus instalaciones, que por ejemplo establece que dichos costes serán pagados por los usuarios mediante un canon de trasvase, o que aquellos municipios con menor eficiencia de abastecimiento (es decir, elevadas pérdidas en red) deban pagar un coeficiente mayor de dicho canon, entre otros aspectos.

Tras la finalización de las obras y su puesta en funcionamiento en noviembre de 2000, el uso del trasvase ha sido esporádico. Con una media de algo menos de 20 Hm^3 anuales, los trasvases se han concentrado principalmente durante los meses de otoño a invierno, momento en el que el caudal del río Guadiaro lo permitía, convirtiéndose en un trasvase de recarga de los embalses del Majaceite.

Tabla 21. Volumen trasvasado entre las cuencas del río Guadiaro y el río Majaceite entre los años 2000–2010.

AÑOS	Volumen trasvasado (m ³)
2000	16.881.288
2001	93.090.468
2002	34.671.451
2003	105.859.565
2004	25.383.532
2005	459.451
2006	25.377.172
2007	13.925.612
2008	22.158.145
2009	62.493.951
2010	103.059.173
Totales	602.660.617 ⁶⁰

254

Fuente: CMAOT

7.1.3.5 Inventario de Infraestructuras

Si bien las principales infraestructuras hidráulicas ya se han mencionado con anterioridad, ahora ponemos énfasis en otros aspectos de las mismas que son a su vez relevantes a la hora de estructurar y desarrollar el modelo, en especial a las características técnicas, que pueden condicionar la gestión de los caudales ecológicos, o los usos para los que estaban diseñados.

Embalse de Zahara-El Gastor: construída entre los años 1988–95, e inicio de su explotación en 1995, la presa de Zahara es de materiales sueltos con núcleo central de arcilla, planta recta y aliviadero de lámina libre, La salida del aliviadero

⁶⁰ El resultado de esta suma no es 602Hm³, sino 503 Hm³. Se ha decidido dejar el error porque así está en la fuente, y porque a efectos de la modelización el dato consolidado no influye.

(de 26mx5.5m) carece de compuertas, y permite un caudal máximos de 474 m³/s (ligeramente superior a la máxima avenida proyectada (T=500años) estimada en 460,35 m³/s, lo que explica las características del aliviadero. Sin embargo, carece de compuertas y por lo tanto de capacidad de regulación del caudal aliviado (contraproducente para la regulación de caudales ecológicos) y escala para peces. Su principal uso de diseño es el riego de 4800Ha con un aporte de 28,25 Hm³ anuales.

Embalse de Bornos: Presa de gravedad de hormigón, puesta en servicio en 1961, que tiene una capacidad para 215,4 Hm³. Sus usos de diseño son el regadío (88,25 Hm³ para regar 2.200Ha) y la producción eléctrica (2436,16 KW). Su aliviadero coincide con la cola del embalse de Arcos, con el que forma sistema. Dispone de 2 desagües de fondo capaces de desaguar 30,2 m³/s y 2 desagües reguladores con capacidad de desagüe de 6,92 y 9,87 m³/s.

Embalse de Arcos: puesta en explotación en 1966, tiene una capacidad de 14,0Hm³, y su uso principal es el regadío. Dispone de un desagüe de fondo y uno intermedio, este último con capacidad de 5m³/s. Se gestiona en conjunto con el embalse de Bornos, apenas 10 km aguas arriba.

255

Embalse de los Hurones: Puesto en marcha en 1964, es una presa de gravedad, con capacidad para 135,3 Hm³, con un aliviadero oblicuo de compuertas, que permite caudal máximo de 917 m³/s, a través de 3 vanos de dimensiones 15x4.5m. La cuenca que lo alimenta tiene una precipitación media de 1200mm, aporta en total 134,5 Hm³ al año, del que sólo 69,5 Hm³ se asignan a abastecimiento urbano. También se utiliza para la producción hidroeléctrica.

Embalse de Guadalcaén: construido entre 1989-1993, es una presa de materiales sueltos de planta recta, con un aliviadero frontal de labio fijo y lámina libre (1 sólo vano de 12x12metros, sin compuertas) lo que condiciona su uso para regular los caudales ecológicos en cota. En contrapartida, sí dispone de un desagüe de fondo con una capacidad de desagüe de 98,50m³/s. Es el embalse de mayor

capacidad de la cuenca (853,4 Hm³) y su uso principal es para riego (111 Hm³ para 28200 Ha) y abastecimiento (unos 92.000m³), aunque también produce electricidad y dota al sector industrial de la zona. La máxima avenida proyectada es de 859,85 m³/s (T=500 años), unas 3,6 veces mayor que la capacidad de desagüe, lo que implica que en caso de crecida, el modelo de gestión del embalse sería aprovechar gran la capacidad de almacenamiento del mismo, en combinación de un desagüe controlado.

Trasvase Guadiaro-Majaceite: El trasvase consiste en un túnel (túnel de Buitreras) de 12 kms que conecta las el río Guadiaro a la altura de Cortes de la Frontera en la provincia de Málaga con la cola del embalse de Los Hurones, en la cuenca del río Majaceite. La media de agua trasvasada es de 45,76 Hm³/año.

7.1.3.6 Relación entre usos y restricciones

256 En este apartado hablaremos con más detalle de uno de los aspectos ya mencionados anteriormente pero especialmente relevante en la modelización de la gestión hídrica: los usos y demandas. El texto refundido de la ley de aguas (MMA, 2001), en su artículo 60, menciona los posibles usos del recurso hídrico y su prioridad en caso de competencia entre las concesiones. Ya que el modelo tiene vocación de ayudar a la gestión, la definición de usos del agua a utilizar son los mismos que los descritos en la ley, y que se pueden ver en la Tabla 22.

Este apartado de la ley ha sido fuente de debate durante el proceso de participación llevado a cabo durante el primer ciclo de planificación hidrológica después de la transposición de la DMA (periodo 2003-2009), principalmente en lo referente en la preeminencia de ciertos usos respecto a otros potencialmente más rentables, y respecto al dejar de entender el caudal ecológico como un uso, sino como una restricción al mismo sólo evitable en caso de sequía extrema, en cuyo caso sólo se podrá utilizar para abastecer a la población.

Tabla 22. Orden de prioridad de los usos.

Elaboración propia a partir del TRLA (2001)

Prioridad	Uso	Tipo
0	Caudal Ecológico	Restricción al resto de usos
1	Abastecimiento de población, incluyendo en su dotación la necesaria para industrias de poco consumo de agua situadas en los núcleos de población y conectadas a la red municipal.	Consuntivo
2	Regadíos y usos agrarios	consuntivo
3	Usos industriales para producción de energía eléctrica.	No consuntivo (pérdida de calidad en algunos casos)
4	Otros usos industriales no incluidos en los apartados anteriores.	Depende del tipo de industria
5	Acuicultura	No consuntivo
6	Usos recreativos	No consuntivo
7	Navegación y transporte acuático	No consuntivo
8	Otros aprovechamientos	En función del uso.

Respecto a la supremacía de los usos, es evidente que el abastecimiento a la población debe prevalecer sobre el resto usos. Sin embargo, en los últimos años se ha cuestionado el peso que debe tener el sector agrícola en las concesiones, y posteriormente en las asambleas de usuarios (Blomquist, Giansante, Bhat, & Kemper, 2005), en parte porque la agricultura ha dejado de tener el peso productivo ni dispone del elemento estratégico de la España de la post-guerra, y porque otros sectores como por ejemplo el energético (termosolares principalmente) generan una mayor rentabilidad y no tienen acceso a las concesiones ya que son actores de recién entrada. La rigidez de la jerarquía dispuesta en el artículo 60, y la inexistencia de mecanismos alternativos a la venta, intercambio o subrogación de concesiones, generan un panorama de planificación y de distribución de los usos ineficiente, pero también deja abierta la posibilidad a múltiples escenarios para ser estudiados.

Por otro lado, la aparición del régimen de caudales ecológicos (RCE) dentro del documento legal genera otro nivel de controversia. Al ser una restricción al uso, ésta debe descontarse de la cantidad de agua disponible para distribuir las concesiones;

sin embargo, como la duración de las mismas es de 75 años, muchas de ellas han sido recientemente concedidas (o re-concedidas) y el reparto de concesiones se ha realizado antes de la inclusión del concepto caudal ecológico como restricción al uso (a pesar de que sea aplicable con carácter descriptivo) existen dificultades para implementar el RCE sin afectar las concesiones existentes (alternativa: expropiación de las concesiones, pero no es del gusto político, aunque tal vez sea la opción más eficiente económicamente).

Ambas cuestiones ofrecen un amplio abanico para el ensayo de escenarios. Sin embargo, cada concesión tiene unas características propias que van más allá de lo establecido a nivel administrativo (duración, dotación, garantía), ya que en muchos casos el tipo de uso que se hace de dicha dotación implica comportamientos sociales y económicos a tener en cuenta en el modelo. Por ahora, en este primer nivel, nos centraremos en los usos y demandas (vinculadas a esas concesiones, ya que sólo el uso de agua de titularidad privada está exenta de concesión), para ahondar en los comportamientos en el capítulo dedicado a la construcción del modelo.

258

7.1.3.7 Usos y demandas del recursos hídrico

Este es un apartado muy relevante no sólo en lo que se refiere al consumo de agua, sino a la identificación de los actores y de los potenciales conflictos que pudieran surgir.

Tabla 23. Censo de población de los municipios de la cuenca hidrográfica del Guadalete en los años 1991, 2001 y 2011

. Fuente INE.

Población	1991	Inc.1991-2001	2001	Inc. 2001-2011	2011	Inc.1991-2011
Algar	1.864	-8%	1.712	-12%	1.500	-20%
Algodonales	5.752	-3%	5.577	3%	5.756	0%
Arcos de la Frontera	26.946	3%	27.849	13%	31.368	16%
Benaocaz	528	24%	656	12%	737	40%
Bornos	7.867	1%	7.918	2%	8.107	3%
Bosque (El)	1.777	8%	1.922	9%	2.094	18%
Coripe	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d
Espera	4.113	-4%	3.928	1%	3.954	-4%
Gastor (El)	2.148	-12%	1.898	-3%	1.849	-14%

Población	1991	Inc.1991-2001	2001	Inc. 2001-2011	2011	Inc.1991-2011
Grazalema	2.240	-2%	2.195	0%	2.197	-2%
Jerez de la Frontera	183.316	0%	183.273	16%	211.784	16%
Medina Sidonia	16.309	-34%	10.728	10%	11.843	-27%
Olvera	9.091	-6%	8.583	-1%	8.467	-7%
Paterna de la Rivera	4.873	8%	5.287	7%	5.652	16%
Prado del rey	5.539	5%	5.801	2%	5.935	7%
Pruna	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d
Puerto de Santa María	65.517	16%	76.236	17%	89.012	36%
Puerto Serrano	6.479	5%	6.810	6%	7.201	11%
San José del Valle	s/d	s/d	4.268	4%	4.446	s/d
Setenil	3.194	-6%	2.988	-2%	2.928	-8%
Torre Alhaquime	1.023	-12%	905	-9%	826	-19%
Ubrique	18.051	-4%	17.396	-3%	16.875	-7%
Villamartín	12.385	-3%	11.953	4%	12.480	1%
Zahara	1.610	-7%	1.499	0%	1.499	-7%
TOTAL	380.622	2%	389.382	12%	436.510	15%

Respecto al consumo urbano, la población total de la cuenca asciende a 436.510 habitantes, de acuerdo con la encuesta de población del censo del año 2011 (ver Tabla 23). A partir de las estadísticas de población podemos ver que la tendencia es que las poblaciones de la sierra se vayan despoblando para poblar los municipios aguas debajo de los embalses, ya en la cuenca baja. La única excepción a esta regla son Benaocaz y El Bosque, con incrementos del 40% y del 16% respectivamente, seguramente debido a un incremento de las actividades de turismo rural. En cualquier caso, el incremento neto de la población no es suficiente como para generar un desequilibrio en la zona.

Respecto al consumo doméstico en la zona, de acuerdo con un informe interno de Aguas de la Sierra de Cádiz, éste se sitúa en 142 litros por persona (lpd) y día en 2014, una mejora sensible respecto a los 155 lpd de 2009. Los datos intermedios demuestran una clara tendencia al ahorro. Sin embargo, el dato relevante para la gestión se encuentra en la diferencia entre el volumen captado y el registrado, pues muestran un rendimiento medio en la cuenca de un 56%, es decir, que sólo el 56% del volumen captado es posteriormente registrado como consumo, lo que indica, de

acuerdo con las fuentes consultadas de Aguas de la Sierra de Cádiz, pérdidas en red por deficiencia estructurales, ubicación inadecuada de los pozos de abastecimiento y, en algunos casos, suministro no contabilizados por malfuncionamiento o sabotaje de los contadores.

En cuanto al consumo agrícola, la cuenca del río Guadalete es eminentemente agrícola. De acuerdo con el informe sobre la “evolución de Macromagnitudes Agrarias Provinciales 2000-2007 de la Consejería de Agricultura y pesca de la Junta de Andalucía, la producción de cereales y plantas industriales ha descendido alrededor de un 40%, mientras que la producción vitivinícola lo hizo un 70% y la producción hortícola sobre un 30%. Como crecimiento, destaca la producción de planta forrajera con un 1000% de crecimiento, las frutas un 144%, las patatas un 50% y el aceite de oliva un 12%, si bien este último crecimiento puede deberse más a un incremento de los precios de mercado. Sin embargo, estos valores de crecimiento sólo indican las tendencias, principalmente una transformación de los cultivos extensivos de secano a favor de cultivos extensivos con apoyo de sistemas de riego localizado mecánicos, como *rangers* o *pivots*, en términos de superficie, las principales producciones se centran en los cereales y leguminosas para grano (57%) y los cultivos industriales (32%). En total sólo el 23% de la superficie de cultivo está dedicada al regadío⁶¹.

260

Respecto al origen de las aguas de riego, el 85% del agua utilizada proviene de aguas superficiales (lógico teniendo en cuenta los embalses de regulación existentes) mientras que el 12% es de origen subterráneo y el 3% proviene de la reutilización. (Fuente: Plan Hidrológico GB). Otro aspecto interesante a investigar en términos de la modelización es el tipo de riego utilizado, por si se pueden diseñar escenarios de mejora, algo que es posible en el caso del Guadalete en el que el 44% de la superficie

⁶¹ Inventario de Regadíos 2008. Junta de Andalucía.

es regada por gravedad, el 39% por aspersión y el 17% por riego localizado.

Tabla 24. Superficie distribuida por cultivos en la DHGB en el año 2008.

Fuente: Plan Hidrológico Guadalete_Barbate (2009)

DHGB año 2008						
Cultivos	Secano		Regadío		Total	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Cereales para grano	89.774	92,31	7.472	7,68	97.246	49,42
Leguminosas para grano	6.714	39,52	10.275	60,48	16.989	8,63
Tubérculos consumo humano	150	7,85	1.761	92,15	1.911	0,97
Cultivos industriales	35.681	55,76	28.312	44,24	63.993	32,53
Flores y plantas ornamentales	0	0,00	1.223	100,00	1.223	0,62
Cultivos forrajeros	7.271	87,72	1.018	12,28	8.289	4,21
Hortalizas	588	8,29	6.507	91,71	7.095	3,61
TOTAL CULTIVOS HERBÁCEOS	140.178	71,25	56.568	28,75	196.746	75,63
Cítricos	41	6,07	634	93,93	675	2,07
Frutales	348	32,25	731	67,75	1.079	3,31
Viñedos	6.596	100,00	0	0,00	6.596	20,25
Olivares	22.659	93,54	1.566	6,46	24.225	74,37
Otros cultivos leñosos	0	0,00	0	0,00	0	0,00
TOTAL CULTIVOS LEÑOSOS	29.644	91,00	2.931	9,00	32.575	12,52
BARBECHOS	30.838	100,00	0	0,00	30.838	11,85
TOTAL CULTIVOS	200.660	77,13	59.499	22,87	260.195	100,00

Por último, el uso más relevante del agua a nivel industrial es la producción hidroeléctrica. Ciertamente hay otros usos consuntivos, pero estos normalmente se abastecen de las redes urbanas de distribución, de manera que pueden consolidarse a partir de datos de las Estaciones de Tratamiento de Agua Potable (ETAPs). Sin embargo, la producción hidroeléctrica, aunque se considere no consuntiva (se estima una pérdida de un 4% del agua turbinada), requiere la descarga puntual y masiva de agua que altera los patrones hidrológicos del río, lo que tiene implicaciones en el establecimiento y mantenimiento de régimen de caudales ecológicos.

Aquí nos encontramos con una fuente relevante de incertidumbre. Por un lado, como los modelos exploratorios son a menudo modelos de optimización, si queremos

usarlo para evaluar el punto de equilibrio entre RCEs y producción hidroeléctrica necesitamos datos de producción pero también datos de rendimiento, por ambas partes. No sólo es necesario saber qué caudal deseamos que circule por el río en cada época del año, sino sobretodo cual es el impacto de las posibles variaciones del caudal sobre la población objetivo, es decir, la especie que el RCE establece como referencia para evaluar la calidad hidromorfológica del río. Igualmente, no sólo es necesario saber cuánto y cuando se produce la energía hidroeléctrica, sino qué impacto tiene repetir en mayor o menor medida el RCE. Y si conocer los valores de rendimiento del RCE depende en la actualidad de la obtención de más datos empíricos, conocer los datos de rendimiento industrial depende únicamente de la voluntad de la empresa explotadora, que en este proceso muy probablemente intuya que saldrá perdiendo de cualquier proceso de negociación.

262 Otro elemento de incertidumbre añadido está en la presentación de los datos energéticos a nivel público, que en el caso de Andalucía se presentan a nivel de comunidad autónoma. Esta no es una estrategia valorable desde el punto de vista de este trabajo, pues responde a otras necesidades, pero sí que deja patente que, a pesar del vínculo evidente entre agua y energía, su tratamiento a nivel de gestión se realiza habitualmente por separado.

En el caso de la cuenca del Guadalete, sin disponer de datos de menor agregación temporal, el volumen de agua turbinas se estima en 338 Hm³/año, repartidos entre los 223 Hm³ de la presa de Bornos y los 105 m³ del embalse de Hurones, que equivalen a una productividad de 0.096GWh/Hm³, tres veces inferior a la productividad media del resto del país, que se sitúa en 0,32GWh/Hm³ (Fuente: PHGB, 2009).

7.2 CONSTRUCCIÓN DEL MODELO PARENTAL

Antes de entrar a detallar la construcción del modelo, es necesario describir mínimamente cómo funciona la construcción de un modelo en WEAP21. A diferencia de otros programas de modelización, WEAP realiza el escalado de manera implícita,

es decir, que las dimensiones de trabajo no las determina el desarrollador sino que se derivan del contexto, por ejemplo, a partir de las capas GIS. En cualquier caso, como WEAP no es un modelo agregado y distribuido, es decir, que necesite realizar cálculos en cada uno de los puntos geográficos en los que se haya dividido la malla, sino que realiza cálculos de transferencia directa entre nodos, la escala temporal es relativa, y en todo caso se incluye como una variable más si el cálculo lo requiere. Sin embargo, para poder montar un modelo con apariencia real y no esquemática, se utilizan las capas GIS para ubicar los nodos lo más próximos a su ubicación real dentro de la zona de estudio.

El segundo elemento clave a entender es que WEAP utiliza “nodos” para montar el modelo. Esta es una característica típica de los lenguajes de programación de cuarta generación o dirigidos a objetos, el uso de elementos prefabricados que poseen unas características internas que las definen (por ejemplo, las características técnicas y de operación de una EDAR⁶²), y que el operador coloca en el “lienzo del proyecto” sin tener que preocuparse por programar esas características internas. Para que el modelo tenga sentido, los nodos necesitan relacionarse entre ellos, y eso también se hace a partir de objetos: los enlaces. Como con los nodos, los enlaces, que visualmente son flechas indicando la dirección de la relación, también tienen unas características internas que los definen. Por ejemplo, si esa relación es una conducción, una de esas características lógicas será el diámetro de la tubería; de manera que una de las características que siempre encontraremos en el “nodo de relación conducción” será el tamaño de la tubería. La existencia de múltiples nodos y múltiples enlaces responde precisamente a la tipología de cada uno de ellos.

La fase “arquitectónica” del modelo solía ser muy compleja hasta la aparición de los nuevos lenguajes. Cada nuevo elemento debía programarse de cero, y las

⁶² Estación de Depuración de Aguas Residuales

relaciones entre los nodos debían explicitarse con mucho detalle a través de las líneas de código, que además debían escribirse en un orden específico. Solventado este problema, una vez satisfechos con la arquitectura del sistema modelado, es necesario entrar en cada uno de los nodos y especificar sus características. Por ejemplo, en el caso de una población (nodo de demanda hídrica), las características a las que nos referíamos serían, por ejemplo, población, consumo medio mensual y el coste, si quisiéramos evaluar aspectos económicos.

7.2.1.1 Delimitación y enfoque del modelo

Empezamos montado el modelo seleccionando el área de trabajo. WEAP tiene precargado un mapamundi a partir del cual podemos seleccionar el área de trabajo, sin embargo, las proyecciones de las capas que utilizaremos tiene proyecciones diferentes (WGS84:30N). Esta suele ser una entrada habitual de incertidumbre a partir de los datos geográficos, que debe solventarse siempre consensuado la proyección y documentándola. En nuestro caso, descartamos usar la proyección predeterminada del software y utilizamos la original de las capas, manteniendo de esta manera intactos los datos originales. En cada tratamiento de datos, aunque en casos necesarios, se encuentra una entrada potencial de incertidumbre. De ahí la importancia del uso de los ficheros de metadatos, pues si bien no pueden registrar el error humano en un cálculo, sí que registra los procedimientos, técnicas y tratamientos realizados sobre un conjunto de datos, informando a un próximo usuario de los mismos.

El visor GIS del área de trabajo se compone a partir de las siguientes capas:

- Límites Cuenca: Delimitación de la cuenca del Guadalete, obtenida a partir del del fichero de cuencas hidrográficas descargado del MAGRAMA, que muestra además las subcuencas del sistemas. Red hidrográfica.
- Red hidrográfica
- Embalses
- Municipios
- Núcleos de población

- Acuíferos Guadalete
- Unidades Hidrogeológicas
- EDAR–Aglomeraciones urbanas
- Zonas regables Guadalete

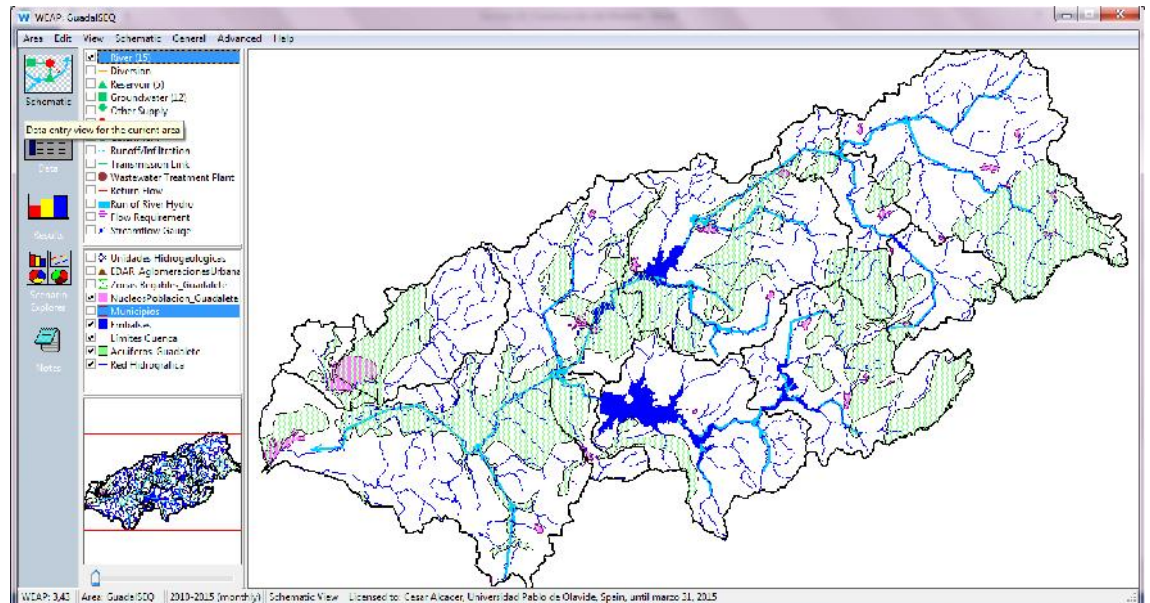


Ilustración 19. Visionado de las capas GIS durante la construcción del modelo, mostrando la red hidrográfica, los núcleos de población, los embalses, los límites de la cuenca y los acuíferos.

Este primer volcado de información ya nos demuestra el enfoque de que se va a dar al trabajo. Si quisiéramos realizar estudios sobre agua virtual o flujos de energía, necesitaríamos extender los límites más allá de la cuenca. En este caso, esta delimitación nos permite tener un control sobre la incertidumbre.

7.2.1.2 Red hidrográfica

Una vez situado el mapa del sistema a modelizar, pasamos a montar la arquitectura del modelo a partir de los nodos. Suele ser habitual dibujar la red hidrográfica primero para ayudar a visualizar la estructura del sistema. En esta fase de la modelización es importante encontrar el equilibrio entre la realidad y el nivel de detalle trasladado al sistema. Es evidente que no es necesario trasladar todos los tramos fluviales, y a menudo esta decisión tiene más que ver con la disponibilidad o no de datos de calidad. La incertidumbre sobre este aspecto es evidente, pero la

decisión de qué tramos fluviales se debe incluir y cuales no debe obedecer a la disponibilidad de datos, sino de los objetivos del estudio. En este sentido, siempre que el software lo permita a nivel computacional, es preferible incluir un tramo sin datos, teniendo presente que esos datos se pueden conseguir en el futuro. La idea es tener una visión conjunta del problema, hacer uso de lo que se dispone y buscar las piezas del puzzle que hacen falta. En la Tabla 25 se pueden ver los tramos que se trasladaron al sistema.

Tabla 25. Listado de tramos de la red hidrográfica del río Guadalete trasladados al modelo

Tramo	Cuenca	Datos	Proxy	Relevancia
Guadalete	Cuenca alta Guadalete	Si		eje principal
Guadalporcún	Cuenca alta Guadalete		Pm	Principales tributarios
Guadalmanil	Cuenca alta Guadalete		Pm	Acuíferos
Majaciete	Majaceite	Si		eje principal
El Bosque	Cuenca Alta Majaceite		Pm	Embalse Hurones
Ubrique	Cuenca Alta Majaceite		Pm	Embalse Hurones
Arroyo del Piloncillo	Cuenca media Guadalete			Acuíferos
Arroyo del Zanjar	Cuenca media Guadalete			Acuíferos
Arroyo del Salado	Cuenca media Guadalete			Acuíferos
Arroyo Serrecín	Cuenca media Guadalete			Acuíferos
Arroyo del Caballo	Majaceite			Embalse Guadalcaçín
Arroyo del Astillero	Majaceite			Embalse Guadalcaçín
Arroyo Salado de Paterna	Cuenca baja Guadalete			Potencial
Arroyo salado de Medina	Cuenca baja Guadalete			Potencial
Arroyo del Salado de espera	Cuenca baja Guadalete	No	no	Zona regable

En el modelo parental no es necesario incluir los datos de caudal circulante en los ríos, pero sí recomendable. En este caso nos encontramos con otro punto de entrada de incertidumbre en el modelo: la falta de datos de aforos en el territorio. Ya se ha comentado que el enfoque determina muchos de los elementos de gestión y este es un claro ejemplo. La Confederación Hidrográfica del Guadalquivir gestionó la demarcación hidrográfica del Guadalete-Barbate hasta la transferencia de sus competencias en 2004, trasladó su modelo de gestión a esta cuenca. El río Guadalquivir es un río fuertemente regulado, cuyo principal objetivo de gestión es la

agricultura. Como tal, los puntos de control son los embalses y por lo tanto la gran mayoría de estaciones de aforos se encuentran en las entradas y salidas de los mismos, y no en diferentes puntos de la red fluvial. Si el objetivo de gestión hubiera sido la prevención de las inundaciones por lluvias torrenciales, la mayoría de sensores se hubieran ubicado en los puntos altos de la cuenca. En cualquier caso, esta estrategia de gestión nos deja una incertidumbre epistémica en forma de falta de datos representativos, que completaremos con datos de la Red Oficial de Estaciones de Aforo (ROEA), estaciones que no todas están en correcto estado de mantenimiento, o como resultados de modelos de precipitación-escorrentía, para lo que necesitamos gran cantidad de datos del territorio, lo que aumenta aún más la incertidumbre. Para el modelo parental, se optó por utilizar únicamente los caudales de entrada de los cinco embalses: Zahara, Bornos y Arcos en el Guadalete, y Hurones y Guadalcaçín en el Majaceite, para lo cual se buscó una serie temporal que estuviera completa para las cinco estaciones de aforo.

7.2.1.3 Obras de regulación

El siguiente elemento a introducir son precisamente los embalses. Aquí aparece por primera vez una de las características del WEAP, esto es, la priorización de los nodos. Cada nodo que pueda hacer uso de una cantidad de agua tiene asignado una prioridad, que es la que utiliza el software para tomar la decisión de hacia dónde dirigir el volumen de agua. En caso de que la prioridad sea la misma, entonces el volumen se divide a partes iguales.

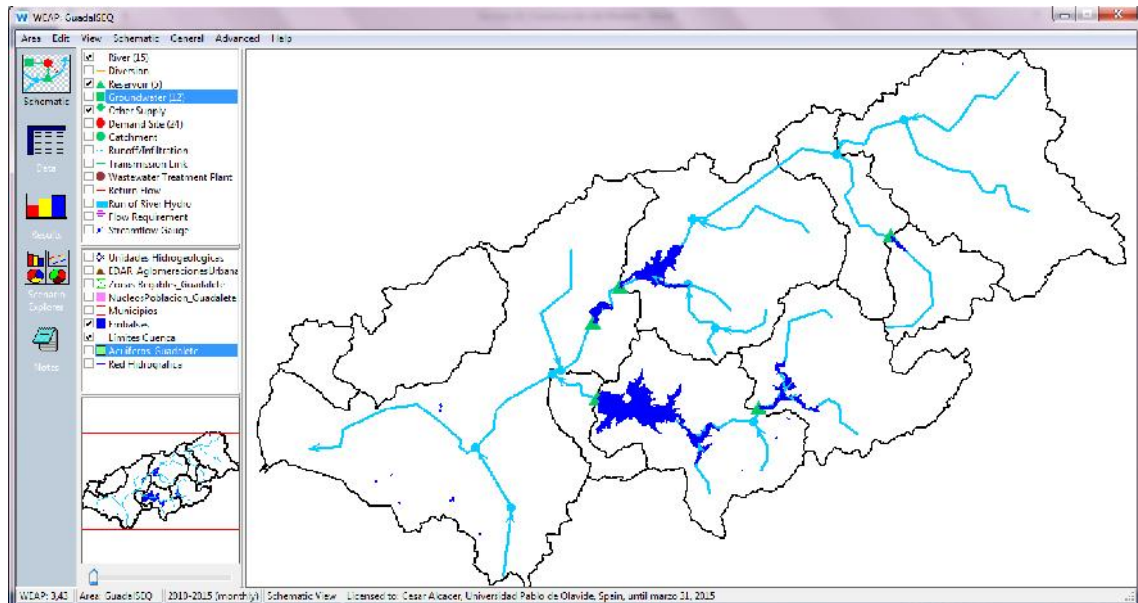


Ilustración 20. *Layout* del modelo parental tras la inclusión de la red hidrográfica y los embalses.

Una vez más, con los embalses, con enfrentamos con el problema de la disponibilidad de los datos, si bien en este caso está más relacionado con que el tipo de demandas del software no son estándares y se necesita consultar los datos del proyecto de construcción para poder completar la información del nodo. Como en casos anteriores, completamos los datos básicos, capacidad, cota de desembalse, etc., y el resto de datos se buscarán en el momento en que el tipo de modelo que se esté desarrollando lo requiera. La fuente de datos utilizada para los nodos de embalses ha sido el Inventario de Presas y Embalses⁶³ del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Dentro de las estructuras de regulación mínimas a trasladar en el modelo parental se encuentra el trasvase Guadiaro-Majaceite. Esta obra permite una abstracción de caudal en origen, el río Guadiaro que se encuentra a apenas 12 kilómetros de distancia pero ya fuera de los límites de la cuenca del estudio. Este trasvase tiene las siguientes reglas de operación:

⁶³ <http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/seguridad-de-presas-y-embalses/inventario-presas-y-embalses/>

- Caudal Mínimo en origen para poder iniciar el trasvase= 5m^3
- Caudal máximo a transferir = $30\text{m}^3/\text{s}$
- Volumen Máximo que se puede transferir por año $110\text{Hm}^3/\text{año}$

Una de las ventajas del conocimiento estructurado como estas reglas es que son suficientemente estructuradas como para incluirlas directamente en el modelo. Pero para ello necesitamos encontrar el nodo que mejor lo represente. A pesar de que suelen estar muy detallados y estructurados, los nodos incluyen características estándar y por lo tanto en algunos casos requieren una readaptación. En este caso el trasvase puede trasladarse como un nodo tipo “Otra Fuente”, que también se utiliza como input para caudales provenientes de desalinización o regeneración de aguas residuales. Este es un nodo muy simple, que sólo incorpora el caudal generado y sus posibles costes. Las reglas de operación mencionadas deben ir entonces dentro del nodo de transmisión entre el trasvase y el embalse. La otra opción es simular el trasvase como un embalse. De esta manera el nodo es mucho más completo en información, pero en este caso el enlace de transmisión entre los dos debe ser un río, pues las normas de construcción del modelo requieren que un embalse esté siempre en un cauce. La opción más apropiada será la de programar un nodo nuevo. WEAP permite introducir reglas muy específicas para personalizar los nodos a partir de la introducción de un algoritmo (que necesitamos vincular a variables existentes en el modelo), o a partir de la lectura de archivos externos de datos que ofrecen mayor fidelidad pero también menor flexibilidad. En nuestro caso, dentro del modelo parental, dejaremos el nodo configurado como “otra fuente” y las reglas de operación anotadas en la ficha de notas del propio nodo.

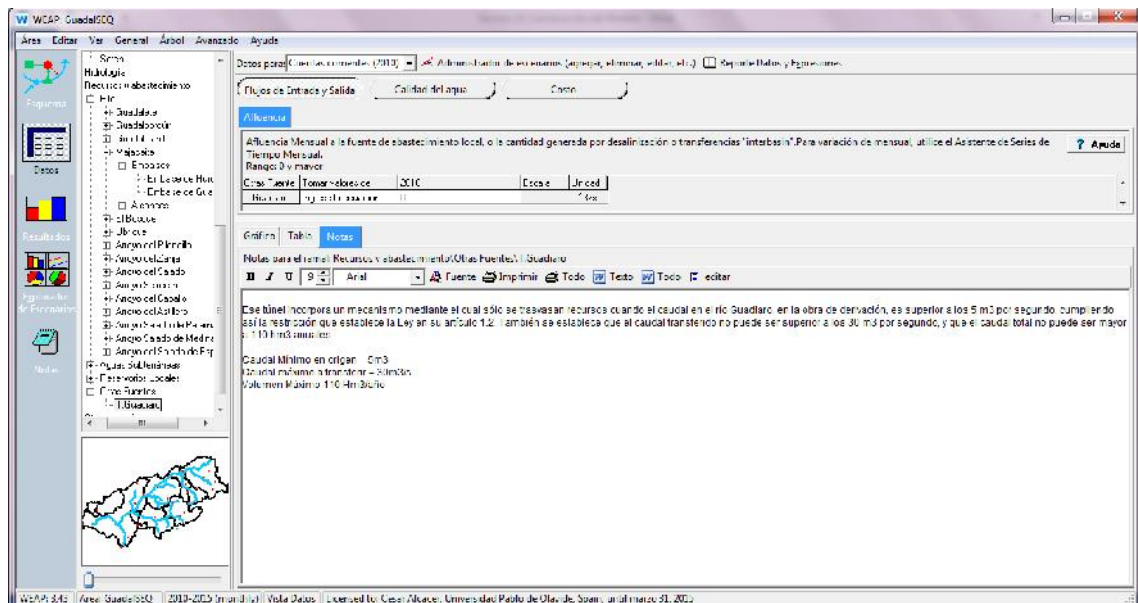


Ilustración 21. Entrada de la página de notas del nodo "T.Guadiaro", incluyendo así las reglas de gestión del mismo.

Queda otro aspecto a resolver. Una vez el nodo sea operativo, quedaría definir en qué momentos el trasvase empezaría a funcionar. Es decir, tenemos las reglas técnicas para realizar la operación, pero no tenemos definidos en los indicadores en los que se basaría el gestor para activar el trasvase. Para solucionar este aspecto debemos revisar de nuevo los objetivos del modelo. Si el trasvase es un elemento que se quiere automatizar entonces es interesante identificar los indicadores y programar el nodo; de esta manera podremos revisar qué tipo de indicadores y reglas son las más apropiadas. Si el trasvase requiere decisiones fuera del modelo, posiblemente a partir de conocimiento no estructurado, entonces sería preferible activar y desactiva el nodo en función de las decisiones tomadas.

7.2.1.4 Núcleos de población

El siguiente elemento a introducir son los núcleos de población. Las fuentes de datos utilizadas fueron los censos de población de los años 1991, 2001 y 2011 (INE), la capa adaptada de núcleos de población de Andalucía obtenido en la página de la REDIAM y los datos de explotación de la empresa mancomunada de abastecimiento Aguas de la Sierra de Cádiz.

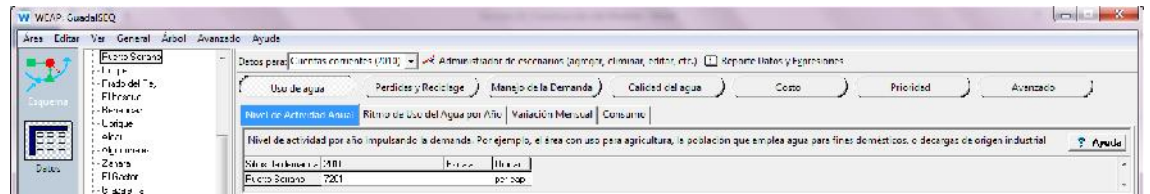


Ilustración 22. Interfaz de introducción de los datos relativos a los núcleos de población: habitantes, consumo medio, pérdidas en el suministro.

Una fuente de incertidumbre identificada en este proceso es que los datos de consumo proceden de diferentes empresas de abastecimiento y en diferentes formatos, en función de los objetivos de gestión de la entidad que genera el dato. Igualmente, es necesario revisar en este caso, tanto la longitud y coincidencia de las series de datos, como los protocolos seguidos a la hora de adquirirlos.

En nuestro modelo parental los municipios se abastecen directamente a partir de los cauces. Evidentemente esto es una simplificación del mecanismo de abastecimiento, pues en las zonas de sierra algunas poblaciones pueden tener hasta 4 puntos de captación de agua potable y pueden variar entre sondeos (pozos) y manantiales. La manera más adecuada sería conectar los nodos de captaciones a los acuíferos, pero no existe un nodo de captación de agua potable como tal. Queda pues identificada la tarea de programar un nodo que equivalga a una Estación de Tratamiento de Agua Potable (ETAP) que haga de intermediario y regulador entre la fuente real del recurso y el uso, pero mientras tanto, es necesario representar las conexiones en el sistema. Para evitar que el modelo “se rompa”, es decir, que se encuentre con indeterminaciones como divisiones por cero, en el modelo parental tenemos dos opciones: conectar sólo las poblaciones que dispongan de un cauce con caudal circulante o crear un “dummy node”, un nodo con datos ficticios que permite al software seguir corriendo a pesar de que el modelo no esté completo. En cualquier caso, es preferible realizar las conexiones al final del proceso.

7.2.1.5 Aguas subterráneas

El siguiente elemento a incorporar son los acuíferos. Partimos en este caso de 2 tipos de información: las unidades hidrogeológicas definidas por el Instituto Geominero de España (IGME) y los acuíferos definidos como tales en el Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Guadalete-Barbate.

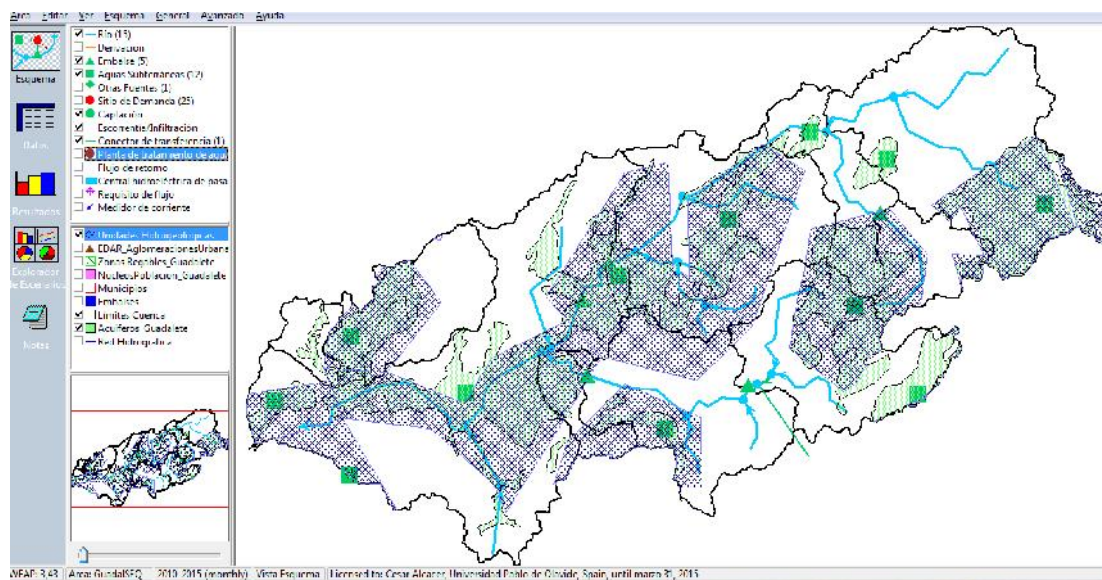


Ilustración 23. Disposición de las unidades hidrologicas, extensión de los acuíferos y nodos en el modelo de la cuenca del Guadalete.

Por unidad hidrogeológica se entiende uno o varios acuíferos que se agrupan a efectos de conseguir una administración del agua racional y eficaz, de manera que cada plan hidrológico de demarcación las debe considerar para integrarlas dentro la evaluación de recursos y en el conjunto de medidas técnico-administrativas que procedan. Son por lo tanto unidades de gestión y no naturales. Por su lado los acuíferos son formaciones naturales con características diferenciadores en materia de infiltración, transmisión y almacenamiento del recurso hídricos. Esta es una decisión relacionada con el enfoque que le queramos dar a la modelización. Si la opción es replicar el modelo de gestión, lo acertado parecería ser representar las unidades hidrogeológicas. Si por el contrario lo que se quiere replicar es la dinámica

del sistema, entonces trasladar el acuífero encaja mejor con el enfoque. En nuestro caso hemos optado por trabajar con los acuíferos, porque en el desarrollo de un modelo parental, ante la duda siempre debemos optar por la alternativa más sencilla o la más fundamental, es decir, por aquella que nos permita seguir construyendo, y no por aquellas que nos obligue a deshacer parte del camino.

En WEAP los acuíferos se tratan de manera muy parecida a los embalses. Las variables físicas utilizadas son:

- capacidad de almacenamiento: capacidad máxima (teórica) en hectómetros cúbicos que puede almacenar el acuífero.
- almacenamiento inicial: volumen de agua contenido en el acuífero al inicio de la simulación.
- extracción máxima: volumen máximo mensual que se permite sacar del acuífero., en posible ponerle límites a este valor en función de ecuaciones de recarga, o porcentaje de almacenamiento restante.
- recarga natural: afluente mensual proveniente de la infiltración, sin contar los retornos o pérdidas en red, que se tienen en cuenta pero en el nodo en el que se producen,.
- Método: un elemento booleano para elegir el método de interacción entre las aguas superficiales y las subterráneas, a elegir entre el método estándar y el método de la cuña de Purkey.

Uno de los aspectos interesantes de estructurar la información de los nodos como lo hace WEAP, es que esas mismas variables pueden convertirse en las incógnitas a solucionar en futuros modelos. Por ejemplo, podemos conocer todas las variables requeridas sobre los acuíferos, pero no estar seguros de conocer la recarga natural. A partir de ese punto de partida, los modelos se pueden construir aceptando esa incógnita y realizar ensayos iterativos –probando diferentes niveles ratios de recarga– hasta que los resultados del modelo se ajusten a los datos reales.

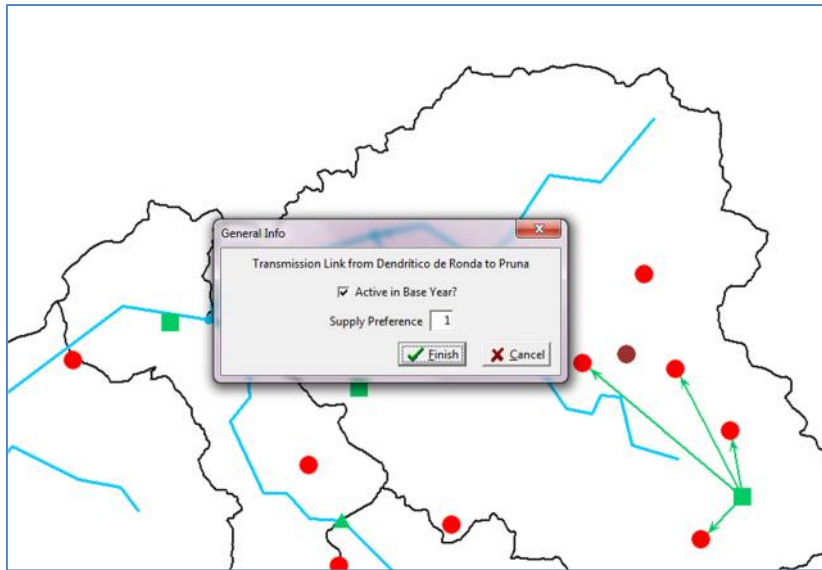


Ilustración 24. Ejemplo de transmisión entre nodos (acuífero abasteciendo población) y establecimiento del orden de preferencia.

7.2.1.6 Zonas de captación (*Catchments*)

274 El nodo “zona de captación” se utiliza para simular la recolección de agua de agua de manera natural en un territorio de la zona de estudio. Como tal, las zonas de captación tienen una serie de características lógicas a introducir como el área, la precipitación efectiva y el coeficiente de cultivo K_c (que representa el potencial consumo hídrico, es decir la relación entre las necesidades diarias de agua de una planta y la evapotranspiración de referencia en la zona). Como zona de recolección necesita tener un punto de desagüe, el nodo puede vincularse a un cauce, a un acuífero o ambos, pero en cualquier caso sólo a unidad de cada. Es fácilmente argumentable que podemos encontrarnos con alguna situación en la que una zona de captación desagüe en más de 2 puntos, pero en cualquier caso eso complicaría los cálculos y se puede solucionar definiendo una zona de captación diferente por cada desagüe. Aquí es donde la experiencia del modelizador y su conocimiento del sistema, y sobretodo el input de expertos y agentes locales pueden contribuir a disminuir esta incertidumbre. En base a este conocimiento se puede decidir qué estrategia es la que permite simular mejor el funcionamiento del sistema y es compatible con la arquitectura computacional del software.

Precisamente por el input necesario por parte de agentes externos, este tipo de nodo no acostumbra a utilizarse en los modelos parentales, y se espera a tener un modelo conceptual para compartir, o aún mejor, convocar a los agentes a una sesión de modelación comunicativa/colaborativa. No obstante, es posible encontrarnos con este tipo de nodos en un modelo parental si se dan uno de estos tres supuestos: (a) queremos simular una zona regable y preferimos hacerlo por este método y no como nodo de demanda porque tenemos los datos suficientes o (b) queremos modelizar la zona de cabecera de un río mediante los aportes naturales y tenemos los datos o (c) es una zona de agricultura de secano.

En nuestro caso se ha optado por no incluir ningún nodo de captación en el modelo parental, pues necesitamos más información de los objetivos de gestión para tomar esa decisión: desconocemos si hay necesidades de modelizar una zona de secano (aunque estén identificadas), la modelización de cabecera depende además de datos con los que calibrar y la zona regable puede simularse a partir de otro nodo también. Ante tal nivel de ambigüedad, es preferible no incluir esos nodos, o como mucho incluirlos pero no conectarlos, si el programa de modelización lo permite.

7.2.1.7 Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales

El último tipo de nodo a evaluar dentro del modelo parental son las Estaciones de Tratamiento de Aguas Residuales o EDAR. Estos nodos son particularmente interesantes porque permiten modelizar tanto la calidad como la cantidad, y en términos generales no requieren de partida una gran cantidad de datos (principalmente, capacidad de abastecimiento diaria y consumo hídrico, es decir, la fracción del afluente en la EDAR que por evaporación u otras causas no retorna como efluente).

En condiciones de buen funcionamiento, las EDARs funcionan como derivaciones o *bypass* del cauce y por lo tanto retornan el caudal aguas abajo, por lo que es habitual observar un descenso en el caudal circulante tras la captación de

agua para abastecer una población, y un repunte tras el vertido de una EDAR. Durante el desarrollo del modelo, al ser una simulación, el modelador toma decisiones que simplifican la realidad intentado equilibrar los objetivos del modelo con la capacidad de computación del mismo. Un ejemplo de este tipo de simplificaciones es la agrupación de varias EDARs reales en una sola EDAR ficticia que equivalga a la capacidad de depuración de la suma de las reales. Esto puede ser aceptable e incluso recomendable cuando la escala de trabajo sea muy grande, pero es necesario aclarar esto en la exposición de resultados.

Como ya se ha repetido, el enfoque y los objetivos marcarán la arquitectura del modelo, y por lo tanto hay que asegurarse de que todos los participantes los entienden. De lo contrario, lo habitual es entender que es un error del modelo, y no una simplificación válida que no afecta al resultado final.

Como en el caso anterior de las zonas de captación, en el momento montar el modelo parental existen aún muchas incógnitas asociadas con las EDAR, y por lo tanto es preferible no incluirlas o dejarlas indicadas, siempre y cuando el software permita que no estén conectadas con el resto del sistema por donde sí que circula agua.

7.2.1.8 Resumen del modelo parental

El modelo parental debe incluir los límites de la zona de estudio y las condiciones de contorno del modelo. Puede incluir además elementos que sean constantes o que se prevean que pudieran serlo, como por ejemplo la red hidrográfica, los acuíferos y los núcleos de población.

La zona de estudio comprende toda la cuenca del Guadalete, incluyendo las cuencas alta y baja de río Guadalete y la del río Majaceite, en previsión de que los objetivos de gestión se centren en la cuenca hidrográfica (Ilustración 25). De hecho, el único elemento externo a la cuenca es el trasvase Guadiaro-Majaceite. Se ha incorporado una red hidrográfica simplificada tanto por razones de escala como por

disponibilidad de datos, los cinco embalses, los acuíferos y todos los núcleos de población existentes en la zona.

Definidos los límites y el contenido, es necesario definir otros aspectos como por ejemplo, el tiempo de paso, la extensión temporal de los escenarios, el orden de prioridades, etc. El tiempo de paso viene determinado por el propio modelo, y está definido como mensual. El software permite modificar este paso de tiempo a escalas menores, hasta llegar al nivel diario, pero no parece necesario este nivel de precisión en estos momentos. Respecto a la extensión de los escenarios el rango de trabajo predeterminado es de 5 años, algo que puede encajar perfectamente con los modelos predictivos y colaborativos, pero no tanto con los modelos exploratorios y de aprendizaje. Puede ser una cuestión de horizonte temporal, por ejemplo, al simular un evento y querer explorar en qué situación nos encontraríamos a 10 años vista, pero sobretodo es una cuestión del número de pasos de tiempo necesarios para que los cálculos sean representativos. Un escenario de 5 años equivale a 60 pasos de tiempo, y por lo tanto 60 paquetes de operaciones, en un principio suficiente para que los resultados del modelo sean estables. Pero si decidimos intervenir a lo largo de la modelización como pasaría en una simulación o modelo de aprendizaje, debemos reiniciar el contador; cada interacción con el modelo implica establecer unas condiciones de contorno diferentes, y por lo tanto es el equivalente de tener una secuencia de modelos, en los que los resultados de un modelo se convierten en los datos de partida del siguiente. Es por ello que se ha decidido extender el periodo de estudio durante 15 años, es decir 180 pasos.



Ilustración 25. Esquema definitivo del Modelo Parental del Guadalete.

278

El último aspecto a considerar son las reglas de relación entre los nodos, más allá de lo establecido por el propio software. Estas reglas dependen del contexto y en general forman parte o bien de la legislación existente (leyes, reglamentos e instrucciones), bien de las normas de operación internas en la cuenca. Si bien es cierto que algunas de estas normas relacionales pueden depender del enfoque, y por lo tanto no deberían incluirse en el modelo parental, también lo es que existe una serie de normas básicas que difícilmente se modificarán y si lo hicieran, formarían parte de un nuevo escenario de modelización, como es el caso del orden de las prioridades de los usos establecidos por la TRLA en su artículo 60. En nuestro caso, hemos incluido el orden de prioridades como parte del modelo parental, pero no así las normas de explotación de los embalses, que son más susceptibles de ser modificadas en función del contexto.

7.2.1.9 Incertidumbre en el desarrollo de un modelo parental.

Durante el proceso de desarrollo del modelo parental hemos podido identificar las diferentes fuentes de incertidumbre a las que el modelador se suele enfrentar. Estas incertidumbres están resumidas en la Tabla 26, y están clasificadas en función

del sistema de datos, tecnológico o humano. Durante el desarrollo del modelo parental se suelen identificar gran cantidad de incertidumbres, algo lógico por otra parte, pues todas las fuentes de incertidumbre del modelo parental se trasladan al resto de modelos generados a partir del mismo. De ahí la importancia de la identificación temprana. En el capítulo V se discuten estos resultados.

Tabla 26. Listado de incertidumbres descubiertas durante el desarrollo del modelo parental, clasificado por sistema de datos, sistema técnico y sistema humano.

Fuente	Ejemplo	Modelo	Observaciones
Sistema (Datos)	Error de medida: Tipo de medida	Parental	Escalado implícito
		Parental	Medida proxy del Q a partir de Pm-Es
	Error de medida: Tipo de instrumento	Parental	ROEA en malas condiciones de mantenimiento
	Error de medida: Calidad y Frecuencia de calibración del instrumento		
	Error de medida: Lectura y recogida de datos	Parental	Traslado de la granularidad (nivel de detalle de los ríos)
		Parental	Mala ubicación de las estaciones de aforo. Red insuficiente
	Error de medida: Transmisión de datos y almacenamiento		
	Tipología de datos recogidos	Parental	Datos de los abastecimientos provienen de diferentes fuentes
	Longitud de la secuencia de datos	Parental	Datos de los abastecimientos datan 2009-2014 (cortos)
		Parental	Serie continuas de datos que coincidan en el mismo periodo.
	Tipo de análisis y procesado de datos	Parental	Datos estandarizados por parte de MAGRAMA.
	Formato de presentación de los datos	Parental	Datos de los Embalses requeridos no estándar y por lo tanto difíciles de conseguir
Estructura (Modelos)	Método de modelización utilizado	Parental	Bajo, porque los modelos por objetos solucionan muchos de los problemas de los errores de programación.
	Tipo, calidad y longitud de los datos disponibles.		
	Eficiencia Computacional	Parental	Dummy nodes
	Ambigüedad		
	Ignorancia		

Fuente	Ejemplo	Modelo	Observaciones
	Método de calibración y datos utilizados		
	Método de validación y datos utilizados		
	Variabilidad de los inputs	Parental	El trasvase Guadiaro-Majaceite puede trasladarse como diferentes nodos: "Otra Fuente (fuente alternativa)" o como "Embalse". Debemos elegir cuál nos permite representar mejor la realidad.
		Parental	No existen nodos apropiados para las ETAPs
Humanos (Enfoque)	Conocimiento, experiencia y pericia de desarrollador del modelo.	Parental	Enfoque de la modelización centrada en la cuenca, por exceso de incertidumbre en los procesos fuera de ella.
		Parental	Definición de la representación de los nodos, por ejemplo, al seleccionar los acuíferos o las unidades hidrogeológicas.
	Influencia política e importancia percibida por los actores.		
	Conocimiento, valores y actitudes de los actores.	Parental	Perfeccionamiento de la réplica del sistema en el modelo gracias a la participación de los agentes locales y expertos.
	Incorporación de las variables sociales		
	Ambigüedad	Parental	Selección de los diferentes métodos de infiltración, etc..
		Parental	Objetivos del modelo ¿calidad?¿cantidad?
	Ignorancia	Parental	Conocimiento del software suficientemente como para poder presentar los resultados a todos los agentes.
	Fortaleza de los argumentos presentados por los actores		
	Valores y actitudes de los gestores	Parental	Cómo modelizar zonas de captación que aportan a 2+ desagües.
	Clima político		

7.2.2 Construcción del modelo predictivo.

A partir del desarrollo del modelo parental, iniciaremos el desarrollo de los otros cuatro tipos de modelos, que evidentemente heredarán las incertidumbres del modelo parental, pero que cada uno de ellos aportará algo diferente a la tabla de

identificación de incertidumbres.

El primero de esos modelos es el modelo predictivo. Recordemos que los modelos predictivos son modelos que se desarrollan en un entorno científico del que existen suficientes fórmulas científicas, ensayos empíricos y datos que permiten realizar modelos con un error en los resultados prácticamente marginal. En estos modelos el proceso suele estar muy bien definido y lo que realmente se necesita es un resultado que depende de la aplicación de múltiples fórmulas. El proceso más habitual es la regresión lineal multivariable.

Los modelos predictivos se utilizan en muchas ramas de las ciencias experimentales y en especial las naturales. Por ejemplo, a partir de la densidad de la vegetación halofítica en la ribera de un río podemos determinar la población de una determinada especie piscícola, con un margen de error aceptable. Otro posible uso de los modelos predictivos es a la inversa, es decir, conociendo dos componentes que están relacionados, utilizar el modelo para encontrar o definir la fórmula que los relaciona. Este tipo de predicción es el que se utiliza con muchos métodos hidrodinámicos de determinación de caudales ecológicos. Como se sabe que los peces tienen preferencias por un tipo de hábitat en función de la especie, y ese hábitat, en especial las condiciones de velocidad y altura del cauce, depende del caudal circulante, podemos encontrar una ecuación que vincule caudal con población piscícola.

281

En nuestro caso, vamos a hacer uso de una parte del modelo parental para simular el aporte a un caudal circulante a partir de la relación entre la precipitación y escorrentía en una zona de captación o *catchment*.

Partiremos del fichero de datos de pluviometría normalizada de AEMET, que comprende una serie histórica de 30 años por estación, desde 1981 a 2010. Hasta ahora hemos estado utilizando sólo datos de las estaciones de aforo, y en este caso, desconocemos si los datos de las aportaciones han sido tratados y normalizados. Por

otro lado, tenemos los datos de entrada de aportes al embalse de Zahara, que en este caso sólo corresponden a los últimos 5 años de la serie de pluviometría. Este es un caso típico de incertidumbre en los modelos predictivos: fuentes de datos dispares cuyas series coinciden parcialmente en el tiempo, sin fichero de metadatos que describa la instrumentalización utilizada para la captura de los datos ni el tratamiento efectuado a dichos datos.

Por último, disponemos de unos datos básicos de la cuenca, superficie, pluviometría, K_c , Evapotranspiración potencial de la vegetación (sea cultivo o no), etc. En la Ilustración 26 podemos ver las diferencias que hay entre la pluviometría y el aporte. Especialmente interesante es la diferencia durante los meses de invierno y primavera, en los que parece que la pluviometría no se convierte en caudal circulante. Los suelos de la cuenca de la sierra de Grazalema se caracterizan por ser muy permeables, y una menor evapotranspiración unida con una actividad vegetal reducida, podría ayudar a explicar esto. Igualmente interesante son los picos en la aportación en abril y octubre.

282

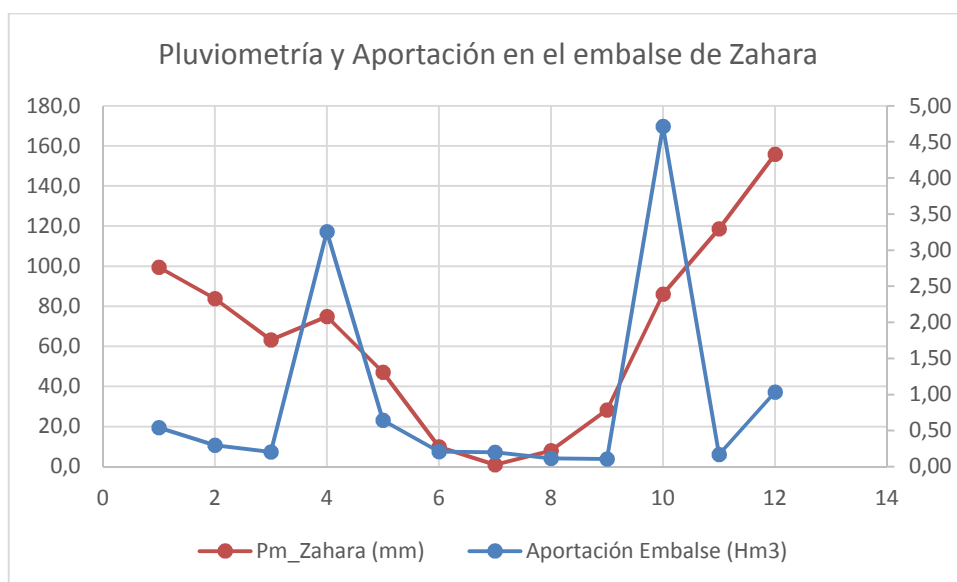


Ilustración 26. Comparación entre el acoplamiento entre la pluviometría en la estación meteorológica de Zahara y las aportaciones al embalse.

Una vez introducidos los datos procedemos a correr el modelo por primera vez. Obtenemos una serie de alertas indicándonos que hay nodos sin conectar, pero que

no afectan al cálculo. En el panel de resultados buscamos que nos muestre el valor de la corriente o lo que es lo mismo el caudal circulante para diversos puntos del cauce.

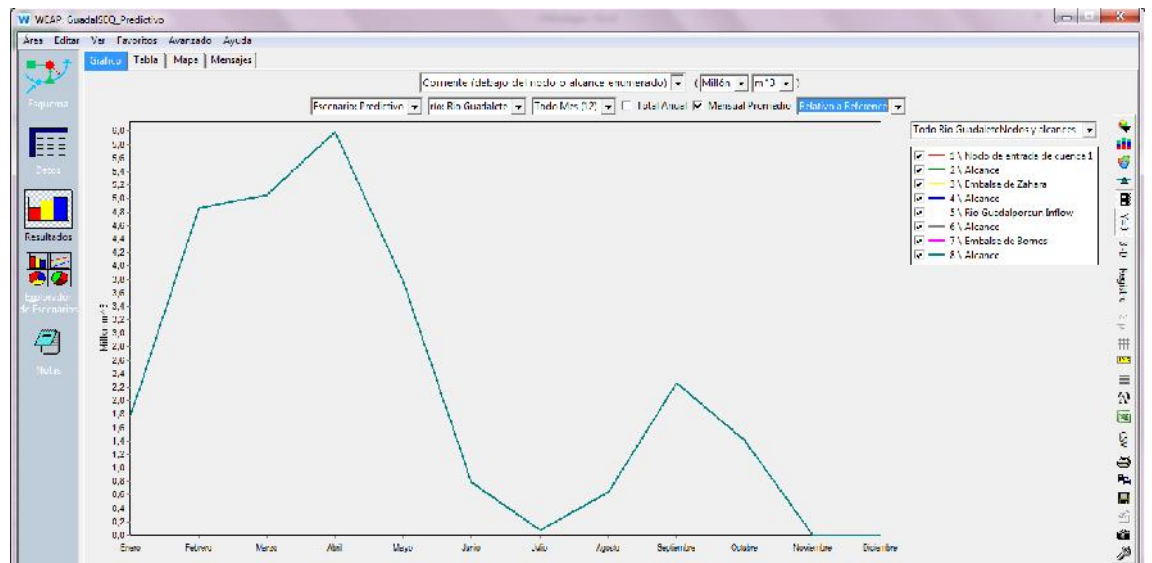


Ilustración 27. Pantalla de resultados de la modelización de las aportaciones alcaude desde un Catchment. Primer ensayo.

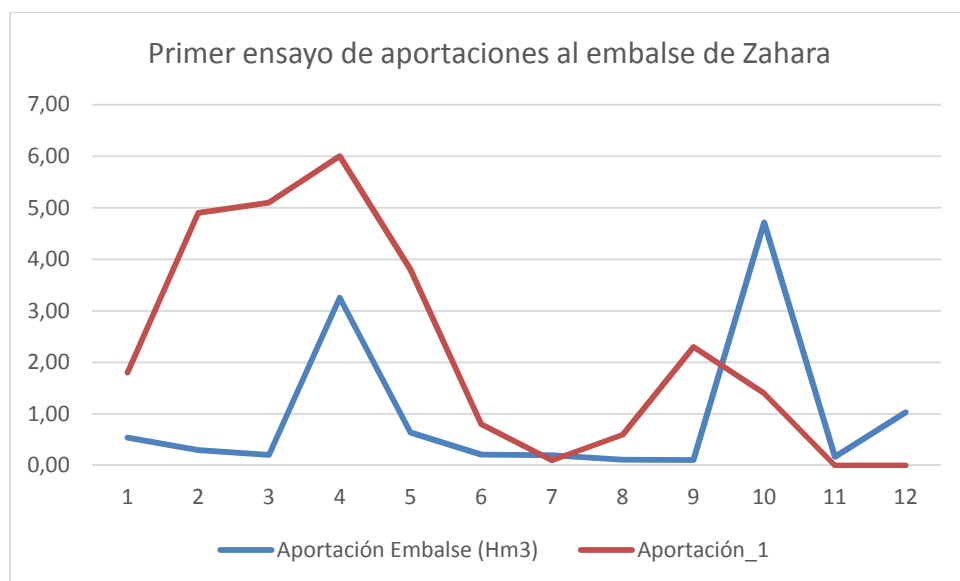


Ilustración 28. Comparación entre la aportación al embalse medida (azul) y la aportación al embalse calculada (roja) . Primer ensayo.

En la Ilustración 27 podemos ver el aporte calculado, aunque este se observa mejor en la Ilustración 28, en la que podemos comparar el valor de las aportaciones al cauce medidos en la estación de aforos y las aportaciones calculadas por el modelo.

A primera vista es evidente que ambas curvas no encajan, ni en magnitud ni en tiempo. Hay, eso sí, algunas similitudes que nos indican que es posible que el modelo necesite ser calibrado. En nuestro caso, sin más datos disponibles, la calibración la tenemos que hacer a partir de una variable que defina la cuenca, en este caso, la precipitación efectiva, es decir, la fracción de la lluvia caída que está disponible para evaporarse o evapotranspirarse. Este es un valor que depende claramente de la climatología, pero también de factores como el estado fenológico de la vegetación o la superficie vegetal disponible para interceptar la lluvia. Tras reajustar la lluvia efectiva en función de la biogeografía del terreno, la curva de aportaciones se ajusta algo más a la realidad, como se puede ver en la Ilustración 29.

284

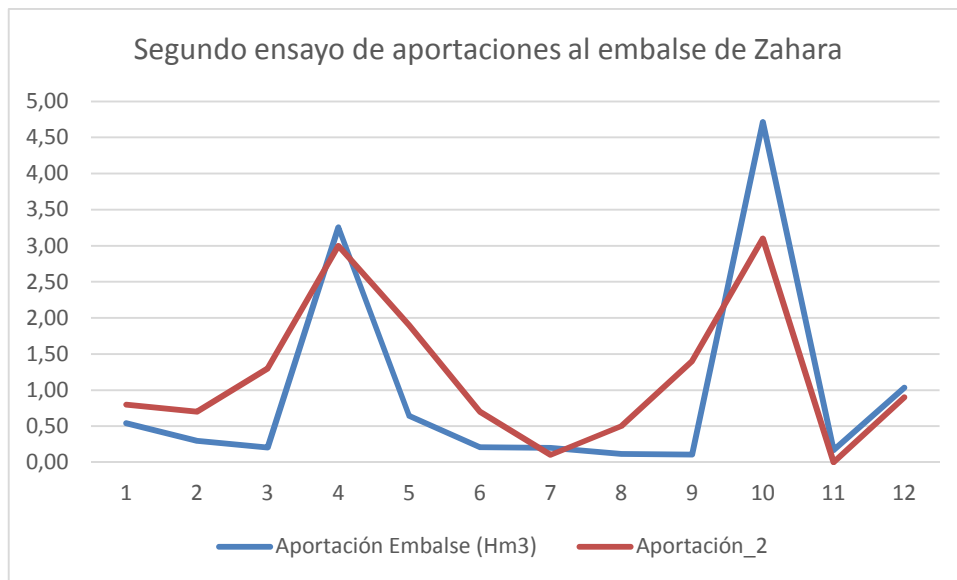


Ilustración 29. Comparación entre las aportaciones al caude reales (medición en estación de aforo) y aportaciones calculadas a partir del modelo. Segundo ensayo.

En esta ocasión, tenemos ya los picos que coinciden en el tiempo pero no en magnitud, y el resto de la forma de la curva es aceptablemente similar. Con los datos disponibles ya no podemos ajustar más. Con mayor información del funcionamiento de los acuíferos, que sabemos que son de alta permeabilidad, podríamos entender el mecanismo de infiltración, que podría explicar los excesos de aportación teórica en los meses de marzo, mayo y junio, pero no los de agosto y septiembre. Una vez más, lo más probable es que la disparidad de las series utilizadas sean las causantes del

desajuste.

7.2.2.1 Incertidumbre asociada al modelo predictivo.

Los aspectos técnicos tienen importancia, como por ejemplo los métodos de calibración y validación de los datos, el método de modelización utilizado o si la cantidad de datos es muy importante, la eficiencia computacional. Lo mismo pasa con el factor humano, pues la modelización predictiva es una modelización de especialistas, es decir, que el operario debe ser un experto en la materia para conocer todos los detalles necesarios para que el modelo se ajuste a la realidad con el error deseado. Por ejemplo, un hidrólogo sabría si en condiciones de nuestro modelo predictivo la mejor opción para modelizar hubiera sido utilizar la estimación de la escorrentía por el método del coeficiente simplificado (como hemos hecho) o el método de la humedad del suelo, por mencionar uno de los cuatro disponibles en WEAP.

Sin embargo, las principales fuentes de incertidumbre en un modelo predictivo están siempre relacionadas con los datos de partida: errores de medida, tipología de los datos, series discontinuas, etc. En la Tabla 27 se han identificado las fuentes de incertidumbre durante el desarrollo del modelo. Para la discusión de los resultados, visitar el capítulo V.

285

Tabla 27. Incertidumbres asociadas a los modelos predictivos.

Fuente	Ejemplo	Observaciones
Sistema (Datos)	Error de medida: Tipo de medida	Altamente dependiente en este tipo de modelos
	Error de medida: Tipo de instrumento	Altamente dependiente en este tipo de modelos
	Error de medida: Calidad y Frecuencia de calibración del instrumento	Altamente dependiente en este tipo de modelos
	Error de medida: Lectura y recogida de datos	Altamente dependiente en este tipo de modelos
	Error de medida: Transmisión de datos y almacenamiento	Altamente dependiente en este tipo de modelos
	Tipología de datos recogidos	es lógico que los datos necesiten algún tipo de tratamiento. Importante añadir fichero de metadatos.

Fuente	Ejemplo	Observaciones
	Longitud de la secuencia de datos	Por cuestiones de representatividad. Mayor longitud, mayor ajuste a las ecuaciones de regresión.
	Tipo de análisis y procesado de datos	relativo, pero no obvia. Normalmente existe más de una aproximación a la resolución del problema.
	Formato de presentación de los datos	-
Estructura (Modelos)	Método de modelización utilizado	En función de la dependencia a los datos o a la aplicación de fórmulas específicas.
	Tipo, calidad y longitud de los datos disponibles.	En función de la sensibilidad de las diferentes metodologías utilizadas para desarrollar el estudio (realizar análisis de sensibilidad y contrastar resultados con otro software).
	Eficiencia Computacional	Principalmente si la cantidad de datos y variables implicadas pueden afectar al resultado. Impacto mínimo con los modelos actuales.
	Ambigüedad	
	Ignorancia	
	Método de calibración y datos utilizados	el uso de PEST o técnicas afines, que permitan trabajar con los datos disponibles.
	Método de validación y datos utilizados	ídem
	Variabilidad de los inputs	
Humanos (Enfoque)	Conocimiento, experiencia y pericia de desarrollador del modelo.	
	Influencia política e importancia percibida por los actores.	
	Conocimiento, valores y actitudes de los actores.	
	Incorporación de las variables sociales	
	Ambigüedad	Aunque los modelos predictivos trabajen con niveles de precisión, no están exentos a percepciones propias de los actores o del propio desarrollador. Estos pueden iniciar una modelización predictiva buscando responder a las preguntas incorrectas.
	Ignorancia	este tipo de modelización depende en gran medida del conocimiento experto. Es difícil que alguien que no conoce la materia trabaje en el desarrollo de un modelo predictivo. Pero es necesario comprobar este factor.
	Fortaleza de los argumentos presentados por los actores	-
	Valores y actitudes de los gestores	-
	Clima político	Puede afectar al hecho de que un ejercicio de modelización se lleve a cabo o no, o incluso a que se decida abortarlo, pero no afecta al desarrollo del modelo en sí ni a los resultados que se puedan obtener.

7.2.3 Construcción del modelo exploratorio

Los modelos exploratorios son los más comunes en la práctica de la gestión de los recursos hídricos, y sirven de apoyo –y a menudo de justificación– en la toma de decisiones de la mayoría de procesos asociados. Si en los modelos predictivos la incertidumbre se reducía prácticamente a la disponibilidad y calidad de los datos, en los modelos exploratorios la incertidumbre recae en el desconocimiento parcial o total de las posibles consecuencias del proceso estudiado, y en el conocimiento parcial o nulo de las probabilidades asociadas a los resultados conocidos. Por ejemplo, los factores que dirigen el equilibrio ecológico de un humedal son suficientemente numerosos que a pesar de tener una noción de lo que puede suceder tras la intervención humana en ese ecosistema, no es posible saber qué especie vegetal será la primera en desaparecer del mismo, aunque podamos conocer por otros experimentos las tasas de reproducción y la resiliencia de algunas de ellas, que podemos convertir en una función de probabilidad.

287

Así pues, los modelos exploratorios no se diseñan para dar un único resultado, sino para ofrecer un rango de resultados potenciales, asociados a un nivel de confianza o probabilidad. Definir con robustez la probabilidad asociada a esos resultados conocidos es una primera fuente de incertidumbre, pero también lo es el desconocimiento de todas las posibles consecuencias o resultados del ejercicio. De ahí que en este tipo de modelos, el conocimiento experto sea un activo. Y es por ello que es especialmente relevante incorporar al desarrollo del modelo cuantos más actores relevantes se consideren oportunos desde un punto de vista neutral: los propios gestores, expertos/académicos contrastados de diferentes disciplinas, y por supuesto, todos los agentes interesados, con implicación directa o no que dispongan conocimiento estructurado o no del sistema.

Un ejemplo típico de modelización exploratoria son los modelos de prevención de inundaciones, en los que todos los datos introducidos están sujetos a algún tipo de error. El modelo digital del terreno en este tipo de modelos hidrodinámicos

bidimensionales suele obtenerse a partir de un vuelo LiDAR que en la actualidad es capaz de clasificar el terreno en celdas de 0.25x0.25m con un error de ± 10 cm, mientras que la pluviometría de entrada al modelo es la resultante de un tratamiento estadístico del histórico de lluvia combinado con las características morfológicas de la cuenca. El resultado final es la delimitación de la zona inundada ante una lluvia de tiempo de retorno T_i , pero a pesar de todo, se acepta que esa delimitación es orientativa, pues pueden haber modificaciones en el terreno inesperadas, es improbable que el patrón de lluvia sea idéntico al ensayado por el modelo, y aunque así lo fuera, sin suficientes datos para realizar calibraciones periódicas, el margen de error inherente en esta modelización es suficiente para que los resultados reales y los teóricos no coincidan. Pero como ya se ha dicho, este tipo de modelos no buscan ese tipo de precisión, sino una suposición fundamentada sobre los posibles resultados. A partir de ahí, en función de los objetivos de gestión, en el caso descrito sería por ejemplo la protección de vidas humanas, el gestor suele evaluar el primer resultado y solicitar correr el modelo bajo circunstancias que le permitan aumentar el margen de seguridad, por ejemplo, aumentando un 20% la pluviometría de entrada. Los modelos exploratorios son, en la práctica, modelos iterativos de ensayo y error, que nos permiten adquirir suficiente información del sistema como para tomar decisiones probabilísticamente seguras en un entorno casuísticamente incierto.

7.2.3.1 Desarrollo

A partir del modelo parental desarrollado, realizaremos una serie de modificaciones que permitan explorar los efectos de un cambio en la dinámica de la cuenca, en nuestro caso, los efectos en la disminución del consumo doméstico tras una campaña de concienciación.

En Agosto de 2009, el Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA) publicó el documento "Opinión pública y recursos hídricos en Andalucía. Resultados reencuesta deliberativa". (IESA 2009). En dicho documento se evalúan los resultados del estudio realizado en Andalucía al respecto de las diferentes percepciones del

recurso hídrico, tabulado por sexo y grupos de edad, y por nivel educativo. Este tipo de trabajo sirve como punto de partida para la captación del conocimiento social (y por lo tanto no estructura), su codificación y su introducción dentro de los modelos para simular los comportamientos sociales dentro del sistema hídrico". Pero a pesar de que el desarrollo del modelo siempre se beneficiará de este tipo de conocimiento, este es también un foco de entrada de incertidumbre.

El primer factor a tener en cuenta es la conversión del dato a la acción. De acuerdo con una de las preguntas de la encuesta, ¿Cómo cree que ha evolucionado el volumen de agua disponible en Andalucía en los últimos diez años? Podemos ver que, en términos de población total, el porcentaje de personas que creía que ha disminuido mucho ha pasado del 18,6% antes de la encuesta deliberativa al 31,8% después de dicha encuesta. Sin embargo, las personas que pensaban que ha disminuido algo han pasado del 42,5% al 27,8%. De hecho, la suma de estos dos grupos ha pasado del 61,1% antes de la encuesta al 59,6% después, una disminución prácticamente despreciable, pero que indica que ha habido un incremento en la percepción por parte de las personas que ya estaban concienciadas, pero persiste un 40% de personas que consideran que la disponibilidad de los recursos hídricos se mantiene o incluso ha mejorado.

Sin embargo la percepción no es una variable que podamos incluir en nuestro modelo ni es uno de los objetivos de la modelización planteada. Pero sí que puede indicarnos la predisponibilidad de un sector de la población a tomar medidas de ahorro del agua, de manera que podemos suponer que las personas que consideran que ha disminuido mucho están plenamente concienciadas y van a implantar mecanismos para ahorrar agua en casa. Es aquí donde la incertidumbre aparece en la modelización de las variables sociales. Suponer que existe esa correlación entre concienciación y acciones de ahorro es algo lógico, pero no deja de ser una suposición, y esa correlación depende en gran medida del nivel educativo, de experiencias pasadas locales, etc., de manera que mismos valores de concienciación se traducen en niveles diferentes de acción en función de la zona de estudio. Otra

suposición que estamos haciendo, en este caso derivado el tipo de estudio disponible, es que la encuesta está realizada para toda la Comunidad Autónoma de Andalucía, pero nosotros reducimos los datos a nuestro entorno de modelización, infiriendo por tanto que el comportamiento de nuestro sistema social es idéntico al comportamiento social del resto de Andalucía. Por último, necesitamos establecer unos mecanismos de acción que permitan traducir este comportamiento en un lenguaje que entienda el modelo, por ejemplo, asignando que las personas plenamente concienciadas realizan el 100% de acciones disponibles para ahorrar agua (lo que equivale a un supuesto 20%, por ejemplo, si se desconoce la cifra exacta) mientras que los medianamente concienciado sólo ahorrarían la mitad. Este tipo de suposiciones son perfectamente asumibles por el desarrollador del modelo, siempre y cuando se tenga presente que es un ejercicio de exploración y se dejen los mecanismos establecidos para mejorar este tipo de datos dentro del modelo.

Así pues, este es nuestro balance de incertidumbre hasta el momento.

290

- Inferimos que el comportamiento de la población regional es idéntica a la local.
- Entendemos que la encuesta deliberativa puede haber servido de concienciación.
- Suponemos que la percepción de que la disminución en la disponibilidad de los recursos hídricos deriva en mayor concienciación, que derivarán en acción.
- Las personas plenamente concienciadas tomarán en máximo de medidas, ahorrando un 20%, la mitad si sólo están algo concienciados. El resto de personas no consumirán más de lo que ya consumen.

Así pues, en nuestro modelo, traduciremos este tipo de conocimiento de la siguiente manera:

- 40,4% de la población consume lo mismo de siempre (equivale al 40,4% del consumo).

- 27,8% de la población consume un 10% menos (equivale al 25,02% del consumo).
- 31,8% de la población consume un 20% menos (equivale al 25,44% del consumo).

Podríamos concluir que es el equivalente a tener una población con un consumo del 90,86%, a efectos del modelo es mejor no simplificar. En todo caso es preferible indicar que la población X consume en función de una estrategia A que equivale al 10%. De esta manera, si la estrategia A se mejora y es más eficiente, al tener los datos desagregados, podemos actualizar el modelo en el futuro. Flexibilizar el modelo es también una forma de gestionar la incertidumbre. La ecuación final podría quedar de la siguiente manera:

$$\text{Consumo} = \text{Población} \times (0,404 + (0,318 \times \text{Key} \backslash \text{Consumo por estrategia A}) + (0,278 \times \text{Key} \backslash \text{Consumo por estrategia B}))$$

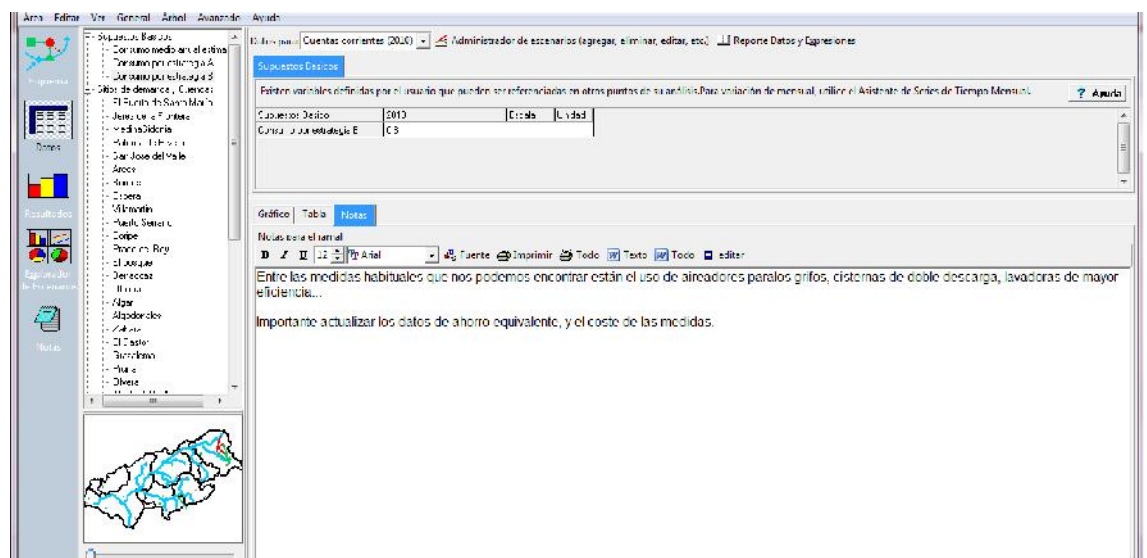


Ilustración 30. Ejemplo de la introducción de variables adicionales para segmentar las medidas de ahorro.

Una vez introducidos estos datos en el modelo, realizamos todas las conexiones a los puntos de abastecimiento, y simplificamos aquellas partes del modelo que no

afectan a la computación pero sí al visionado de los resultados.

El sistema modelizado queda ahora de la siguiente manera:

- en la cuenca del Guadalporcún, Setenil, Alcalá del Valle, Torre Alhaquime, Olvera y Pruna se abastecen del acuífero del dendrítico de Ronda. Este sistema tiene una EDAR con retorno al río Guadalmanil, a modo de ensayo.
- En la cuenca alta del Guadalete, Zahara, El Gastor, Algodonales, Coripe y Puerto Serrano se abastecen de aguas abajo del embalse de Zahara-ElGastor.
- El bosque, Grazalema, Benaocaz y Ubique se abastecen del acuífero de la Sierra de Grazalema,
- San José del Valle y Algar lo hacen de aguas arriba del embalse de Guadalcacín.
- Villamartin, Espera, Arcos y Bornos se abastecen del sistema de embalses de Arcos-Bornos,
- Jerez de la Frontera, El Puerto de Santa María, Medina Sidonia y Paterna lo hacen de aguas debajo de la junta de los dos ríos, Majaceite y Guadalete.

Evidentemente esto es una simplificación del sistema, que en algunos casos, para garantizar el abastecimiento urbano dispone de diferentes sondeos a lo largo de la cuenca; pero como siempre debemos recordar el objetivo de cada modelización, en este caso, explorar el consumo doméstico, y la división en estas zonas de abastecimiento, aunque agregadas, son coherentes con el funcionamiento del sistema real.

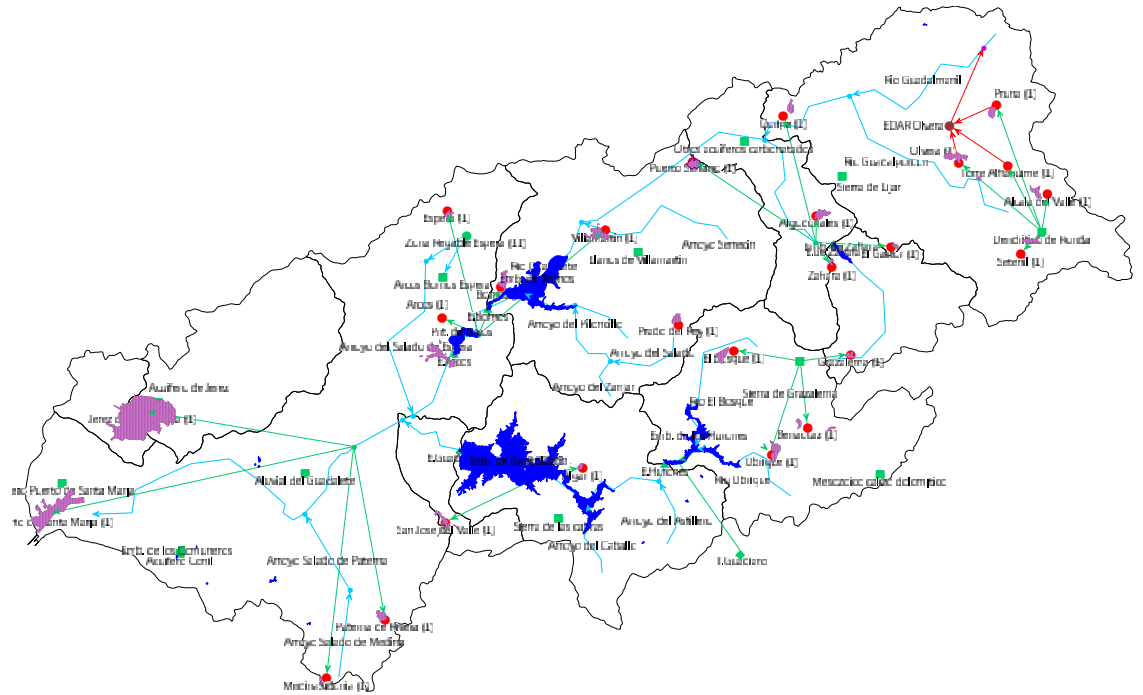


Ilustración 31. Situación de la arquitectura del modelo exploratorio.

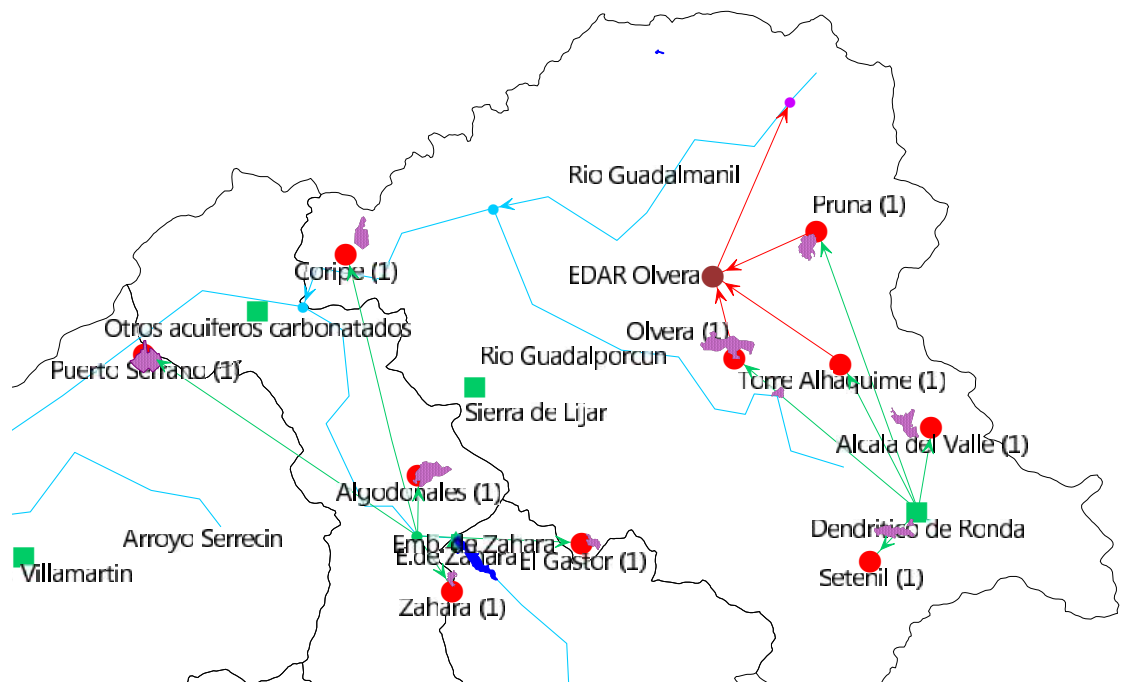


Ilustración 32. Distribución de los puntos de abastecimiento de la zona alta de la cuenca del Guadalete

Así pues, corremos nuestro escenario de referencia (año 2010) y lo comparamos con nuestro escenario que hemos denominado [Ahorro]. El sistema nos comunica un par de avisos relacionados con dos nodos de demanda que no están

conectado. Este tipo de alertas facilita reducir los errores humanos por operación, especialmente cuando el tamaño del modelo acaba siendo considerable. Tras la corrección de los errores, corremos de nuevo el modelo y exploramos los efectos de la reducción en el consumo doméstico a partir de la campaña de concienciación.

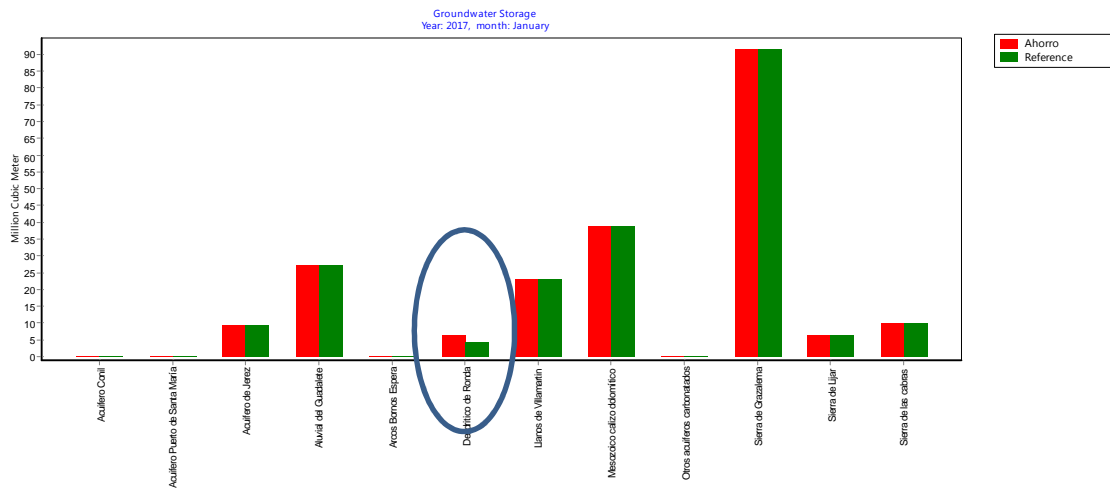


Ilustración 33. Almacenamiento de agua en los acuíferos estudiados en el modelo exploratorio.

Lo primero que debemos hacer es definir los indicadores para evaluar el consumo. Podemos utilizar el nivel de demanda cubierta, e incluso el volumen servido, pero de partida es preferible definir un indicador de mayor escala, por ejemplo, el volumen de agua almacenado en los acuíferos y en los embalses. En la Ilustración 33, podemos observar que de todos los acuíferos sólo en uno hay diferencias entre el escenario de referencia y el de ahorro, el acuífero dendrítico de Ronda. Como este dato puede ser insuficiente, en la Ilustración 34 buscamos la diferencia de almacenamiento en los embalses entre el escenario de referencia y el escenario de ahorro, pero no encontramos ninguna. Esto nos indica que, posiblemente, la única zona vulnerable era la zona de la cuenca del Guadalporcún.

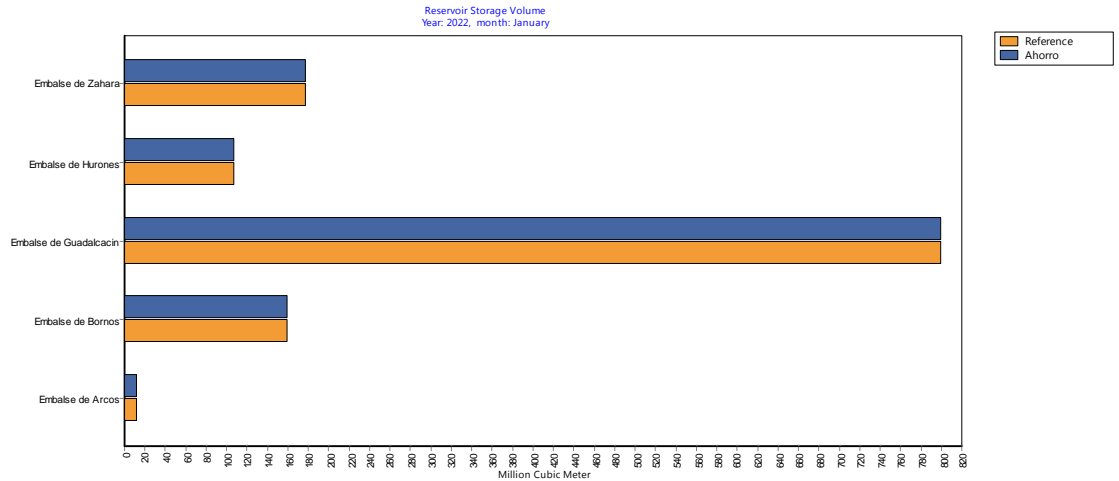


Ilustración 34. Volumen almacenado en los embalses en el modelo exploratorio.

El siguiente paso es mirar con más detalle lo que sucede en ese acuífero. De acuerdo con la Ilustración 35 la extracción de recurso supera la capacidad de recarga del acuífero en ambos escenarios, con la diferencia de que en el escenario de referencia el acuífero se agotaría pasado diciembre de 2019, mientras que en el caso de instaurar medidas de ahorro doméstico, el agotamiento no tendría lugar hasta 3 años más tarde, en noviembre de 2022.

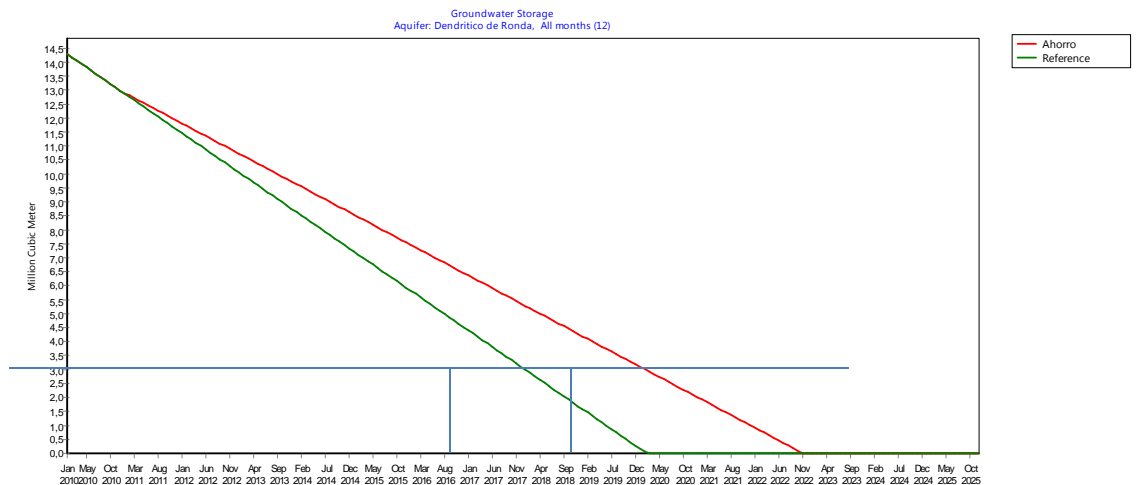


Ilustración 35. Evolución de almacenamiento del Acuífero Dendrítico de Ronda en los dos escenarios definidos en el modelo exploratorio.

De acuerdo con las normas de explotación del plan hidrológico, un acuífero se considera sobreexplotado cuando se han consumido el 80% de los recursos

renovables, que en este caso supondría llegar a un volumen almacenado de 3Hm^3 . En este caso, el acuífero se consideraría sobreexplotado en enero de 2018 para el escenario de referencia y en marzo de 2020 para el escenario de ahorro. En conclusión, si bien no se puede ser optimista pues ambas tendencias son negativas, lo cierto es que el esfuerzo de ahorro doméstico por parte del 60% de la población de la zona, aunque en su conjunto apenas alcance a un 10% de ahorro total, consigue alargar en 2 años la fecha en la que el acuífero estaría sobreexplotado. Esos dos años pueden permitir al gestor emprender medidas de emergencia que mejoren el estado de los recursos subterráneos de la zona.

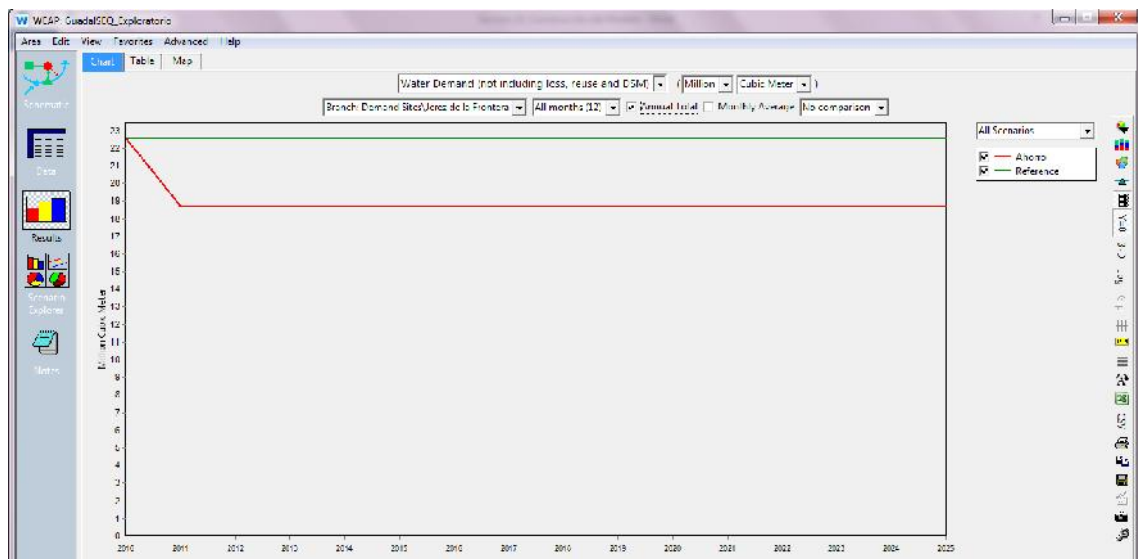


Ilustración 36. Evolución de la demanda urbana anual en Jerez de la Frontera para el modelo exploratorio.

Queda una última observación a hacer al respecto, y es observar la cantidad de volumen ahorrado en Jerez de la Frontera, como sumidero principal de agua de la zona, que como podemos observar en la Ilustración 36, es de 4Hm^3 anuales.

En definitiva, a través de este ejercicio de modelización hemos identificado los principales focos de incertidumbre asociada a los modelos exploratorios. Estos se centran principalmente en el sistema técnico y en el humano. La falta o ausencia de datos, o incluso su poca precisión, no tiene la relevancia en términos de incertidumbre que tiene en otros tipos de modelo, y hasta en este caso el propio

modelo puede servir como método para refinar los datos y validarlos. Existe una excepción no obstante, en referencia a los datos no estructurados, en particular los datos sociales. Algunos modelos exploratorios abordan aspectos que pasan del sistema hídrico al sistema hidrosocial, en los que las variables sociales tienen gran importancia. En este caso, la captura, codificación e inclusión del dato en el modelo es tan importante como lo es su incertidumbre asociada.

De ahí que sea tan importante en este tipo de modelos disponer de un entorno de modelización que minimice la incertidumbre a partir de la propia flexibilidad del modelado, así como disponer de un equipo experto que conozca no sólo las variables del sistema sino los mecanismos a través de los cuales, el software puede incorporarlos al modelo. La Tabla 28 identifica estas incertidumbres, que se discuten con mayor detalle en el capítulo V.

Tabla 28. Incertidumbre asociada a los modelos exploratorios.

Fuente	Ejemplo	Observaciones
Sistema (Datos)	Error de medida: Tipo de medida	¿se conocen todos los posibles resultados?
	Error de medida: Tipo de instrumento	
	Error de medida: Calidad y Frecuencia de calibración del instrumento	
	Error de medida: Lectura y recogida de datos	¿Cómo se capturan los datos sociales?
		¿Cómo de válidas son las suposiciones que hacemos con las variables sociales?
	Error de medida: Transmisión de datos y almacenamiento	
	Tipología de datos recogidos	
	Longitud de la secuencia de datos	
	Tipo de análisis y procesado de datos	Definición de las funciones de probabilidad
Formato de presentación de los datos		
Estructura (Modelos)	Método de modelización utilizado	La metodología permite la incorporación o traducción al lenguaje del modelo de todo tipo de conocimiento, especialmente el no estructurado
	Tipo, calidad y longitud de los datos disponibles.	El software es capaz de revisar errores de input de datos e indicar como corregirlos.
	Eficiencia Computacional	¿es el sistema capaz de tratar todo tipo de conocimiento, incluido el no estructurado?
	Ambigüedad	¿Cómo interpretamos y codificamos el conocimiento no estructurado.

Fuente	Ejemplo	Observaciones
	Ignorancia	¿existe otro modelo mejor para el problema planteado? Puedo hacer uso de modelos modulares que me permita trabajar con la mejor herramienta en función del problema y la información disponible?
	Método de calibración y datos utilizados	Muy importante si queremos reducir la incertidumbre de los datos
	Método de validación y datos utilizados	ídem
	Variabilidad de los inputs	Capacidad de aceptar variables sociales.
Humanos (Enfoque)	Conocimiento, experiencia y pericia de desarrollador del modelo.	Sabemos cómo representar la complejidad del sistema con las herramientas disponibles. Simplificar sin eliminar información. En el proceso de la pirámide del conocimiento pasamos de datos a información a conocimiento. No podemos plantear modelos que nos estanquen en la información
	Influencia política e importancia percibida por los actores.	La participación de los actores (y el tipo de conocimiento compartido) puede depender en muchos casos de este aspecto.
	Conocimiento, valores y actitudes de los actores.	Aportan suficiente conocimiento como para reducir la incertidumbre, o por el contrario aportan más ruido al proceso?
	Incorporación de las variables sociales	
	Ambigüedad	Está el problema bien definido o se plantean nuevos problemas a medida que avanzamos en el desarrollo del modelo?
		La normativa es clara en los términos de gestión.
	Ignorancia	como siempre, el conocimiento es clave,
	Fortaleza de los argumentos presentados por los actores	¿es necesario tener experiencia y saber cómo ponderar las aportaciones de los actores, para que no afecten al enfoque del problema planteado.
	Valores y actitudes de los gestores	El gestor puede tener una doble actitud: ser juez controlando el peso de los argumentos de los actores para que no afecten al desarrollo del modelo (positivo) o ser parte e inclinar ellos mismos los objetivos del modelo. La participación de gestores con una visión holística y a medio-largo plazo es determinante para un desarrollo adecuado.
	Clima político	Puede generar la necesidad de modelización por una alarma social o política (bueno en términos de impulsor del conocimiento) pero también suele ser el causante de estudios realizados con poco tiempo, malas herramientas, pocos datos y escasa representación social.

7.2.4 Construcción del modelo comunicativo o colaborativo

Si tuviéramos que clasificar en una línea temporal los diferentes tipos de modelos, el modelo comunicativo o colaborativo debería ir después del modelo parental y antes que el resto. Ante la complejidad de la gestión de los recursos hídricos en la actualidad, el desarrollo de cualquier modelo requiere la participación de todos los actores implicados de manera directa o indirecta en la gestión. Ciertamente que esto debe suceder en todos los tipos de modelos, pero sólo en uno de ellos se comparten las visiones y se define el enfoque de manera que todos los actores entiendan los objetivos del mismo y participen de él.

En términos generales los gestores administrativos de una demarcación hidrográfica son reacios a este tipo de aproximaciones, porque perciben que no les aporta nada, sienten que les aleja de sus objetivos de gestión y consideran además que les puede incorporar problemas al proceso de modelización. Por su parte muchos agentes interesados ven este tipo de ejercicios como una oportunidad para compartir su lista de los deseos, o como una manera de hacerse oír. En tal caso, este tipo de modelización es un ejercicio en sí misma, si bien debe ir dirigida a intercambiar visiones de gestión y no a su imposición, ni a iniciar negociaciones que no tienen sentido hasta que se tengan datos de un modelo exploratorio cuanto menos.

299

En nuestro caso, vamos a simular un caso de modelización colaborativa a partir de la determinación del régimen de caudales ecológicos en el río Guadalete. Nos encontraremos con 3 posiciones diferenciadas: la industria hidroeléctrica, los regantes y el grupo conservacionista.

Como siempre necesitamos un marco de referencia. EL Plan Hidrológico del Guadalete Barbare (CMAOT,2009) define el régimen de caudales ecológicos (RCE) para diferentes puntos de la cuenca del Guadalete Barbarte. No entraremos a debatir la pertinencia de los RCE escogidos, pero si es conveniente recordar en base a qué se decide implantarlos. Citando el susodicho plan:

“El régimen de caudales ecológicos se establecerá de modo que permita mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, contribuyendo a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en ríos o aguas de transición. Para alcanzar estos objetivos el régimen de caudales ecológicos deberá cumplir los requisitos siguientes:

- *Proporcionar condiciones de hábitat adecuadas para satisfacer las necesidades de las diferentes comunidades biológicas propias de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, mediante el mantenimiento de los procesos ecológicos y geomorfológicos necesarios para completar sus ciclos biológicos.*
- *Ofrecer un patrón temporal de caudales que permita la existencia, como máximo, de cambios leves en la estructura y composición de los ecosistemas acuáticos y hábitat asociados y permita mantener la integridad biológica del ecosistema. En la consecución de estos objetivos tienen prioridad los referidos a zonas protegidas, a continuación los referidos a masas de agua naturales y finalmente los referidos a masas de agua muy modificadas.”*

300

Todo esto de acuerdo con el artículo 3.4. de la Instrucción de Planificación Hidrológica (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008) en la que se definen los diferentes métodos y objetivos generales de los caudales ecológicos, y sin olvidar que el artículo 59 de la TRLA define los caudales ecológicos como una restricción al resto de usos, con excepción de las condiciones excepcionales de sequía, en cuyo caso le precedería en orden preferencia el abastecimiento de agua de boca. Sin embargo, esta nueva jerarquía en las restricciones y en los usos entra en conflicto con los usos y concesiones existentes, pues en muchas demarcaciones hidrográficas la implantación de un RCE supone la supresión de parte de las dotaciones existentes, cosa que tiene consecuencias legales.

La siguiente Tabla 29 resume los RCE definidos para cuatro puntos clave de la cuenca del Guadalete.

Tabla 29. Régimen de Caudales Ecológicos acordados en el Plan Hidrológico del Guadalete Barbate para el ciclo de planificación 2009–2015.

Arco modelo	Año tipo	Total anual (Hm ³ /año)	Caudales ecológicos (Hm ³ /año)											
			Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
Salida embalse de Zahara	Seco	0,479	0,014	0,025	0,098	0,063	0,052	0,068	0,055	0,029	0,023	0,020	0,017	0,015
	Húmedo	3,219	0,095	0,386	0,536	0,334	0,394	0,436	0,415	0,203	0,130	0,108	0,092	0,091
Salida embalse de Arcos	Seco	1,600	0,052	0,087	0,305	0,202	0,168	0,221	0,180	0,101	0,085	0,078	0,067	0,054
	Húmedo	9,043	0,283	1,063	1,522	0,918	1,033	1,276	1,099	0,553	0,388	0,338	0,293	0,273
Salida embalse de Hurones	Seco	2,064	0,031	0,059	0,676	0,244	0,219	0,221	0,319	0,095	0,059	0,058	0,045	0,038
	Húmedo	7,916	0,088	1,393	1,751	0,762	0,996	0,779	1,016	0,582	0,199	0,143	0,114	0,093
Salida embalse de Guadalcaçín	Seco	2,619	0,061	0,087	0,766	0,271	0,303	0,275	0,377	0,134	0,095	0,090	0,074	0,061
	Húmedo	15,406	0,263	2,577	3,912	1,210	2,037	1,421	1,680	1,109	0,378	0,325	0,269	0,219

La primera dificultad con la que nos encontramos es técnica. Los modelos comunicativos o colaborativos tienen como principal objetivo combinar visiones, y para ello no todas las herramientas son adecuadas. Por otro lado deben ayudar a complementar con datos cada una de las visiones o propuestas, no con el objetivo de iniciar posibles negociaciones, sino para ayudar al resto de participantes a entender cada una de las posturas. Por lo tanto, aunque hagamos uso de WEAP como modelo, nos deberíamos apoyar de cualquier tipo de herramienta que nos permita comunicar de manera efectiva la visión de cada uno de los actores.

Las incertidumbres asociadas a la modelización comunicativa no suelen tener los datos como principal hándicap. La disponibilidad de datos sin duda dará robustez a nuestra visión pues cualquier valoración que hagamos será vista como cuantitativa y por lo tanto como objetiva, y no como cualitativa, que se asocia a la subjetividad. Pero no disponer de ellos no debe suponer una fuente de incertidumbre. De hecho, el desarrollo de este ejercicio puede servir para definir el tipo y formato de datos necesarios.

El nivel técnico tampoco es una fuente importante de incertidumbre. Es cierto

que, como hemos dicho, no todas las herramientas facilitan la comunicación, pero existen técnicas y alternativas. Aunque es cierto que son técnicas y métodos no siempre conocidos por los gestores. Porque de hecho, todo acaba derivando en el mismo punto: la incertidumbre asociada al sistema humano.

Este es sin duda la principal fuente de incertidumbre en los modelos comunicativos. Por un lado tenemos la incertidumbre asociada al desarrollador del modelo. Éste debe no sólo debe tener un amplio conocimiento del sistema, sino también de las herramientas y técnicas disponibles para ayudar a compartir la visión. Además, necesita conocer suficientemente a los actores como para saber canalizar el diálogo, e identificar la mejor manera de traducir las variables sociales dentro del modelo. Es importante no dejar de lado a ningún actor.

Por otra parte tenemos la incertidumbre asociada a los agentes implicados en compartir la misión. Éstos no siempre tienen claros los objetivos del ejercicio, en lo que podríamos definir ambigüedad por posicionamiento. Además, pueden llegar a distorsionar su participación, confundiendo visión con derechos, por ejemplo, por causas de clima político o valores propios.

Los tres posicionamientos son los siguientes: los ecologistas, aunque no están de acuerdo con el RCE establecido piden que por lo menos se cumpla lo que establece el Plan Hidrológico de la Demarcación. Los agricultores quieren asegurarse de que tendrán suficiente volumen para regar 200km² de algodón, mientras que la hidroeléctrica, sin dar más información al respecto, comunica que por debajo de los 380Hm³ no sale rentable producir electricidad.

Lo primero que tenemos que hacer es traducir los posicionamientos en términos de modelización. Los ecologistas quieren que se cumpla lo que pone el PH de la demarcación. Aquí encontramos nuestra primera fuente de incertidumbre por ambigüedad, pues entre otras cosas, el Plan Hidrológico determina diferentes caudales en función de si el año es seco o húmedo, pero no indica qué hacer en caso de tener un año normal. Como su posicionamiento es “como mínimo” que se cumpla

en plan, optamos por la opción más exigente, que es el RCE en años húmedos.

El posicionamiento de los agricultores no está bien formulado, por lo que se hace necesario ayudarles a plantear la pregunta. ¿Es realmente la producción de algodón lo que marca las necesidades o bien un rendimiento económico? ¿qué razones, económicas, culturales, sociales... hace que se tenga que cultivar algodón y no otro cultivo? En base a eso podemos plantear una serie de variables en el modelo que nos permitan evaluar la visión.

Por parte de las hidroeléctricas no encontramos con un valor único, un umbral que piden no pasar porque de lo contrario no obtienen beneficio. Pero no aportan otros datos que nos podrían ser necesarios: ¿en qué fechas es más rentable? ¿Existe una previsión o se turбина a la demanda? Planteamos el ejercicio y realizamos nuestro primer ensayo.

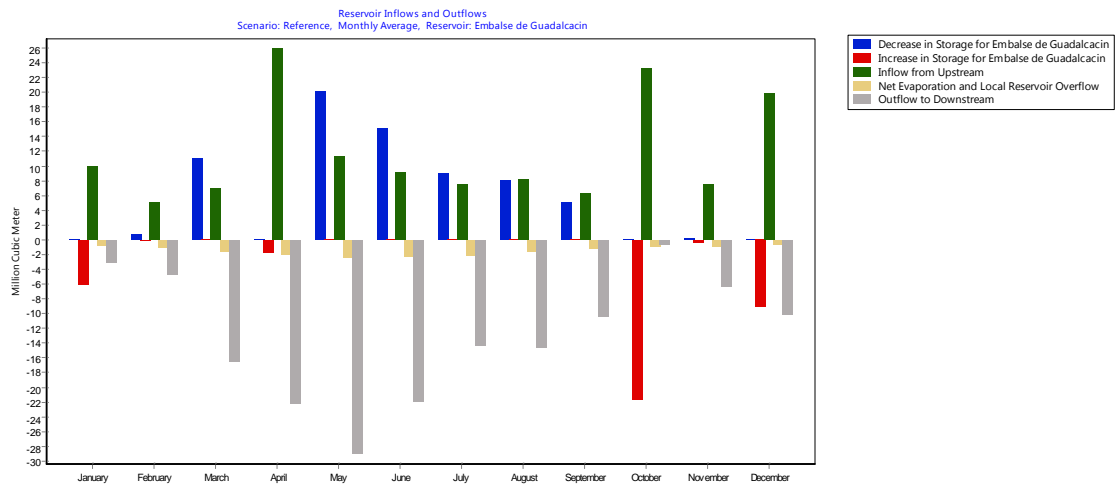


Ilustración 37. Balance de entradas y salidas del embalse de Guadalcacín. Modelo comunicativo.

En la Ilustración 37 se puede observar el balance de entradas y salidas al embalse de Guadalcacín. En verde tenemos el caudal de entrada (correspondiente al cauce del Majaceite) y en gris la salida (correspondiente al REC y al resto de prioridades aguas abajo). En amarillo la evaporación neta del embalse, mientras que en azul tenemos las pérdidas de volumen del embalse y en rojo el incremento. Lo más notorio de esta gráfica es el descenso en 8 meses diferentes, del almacenamiento del

embalse.

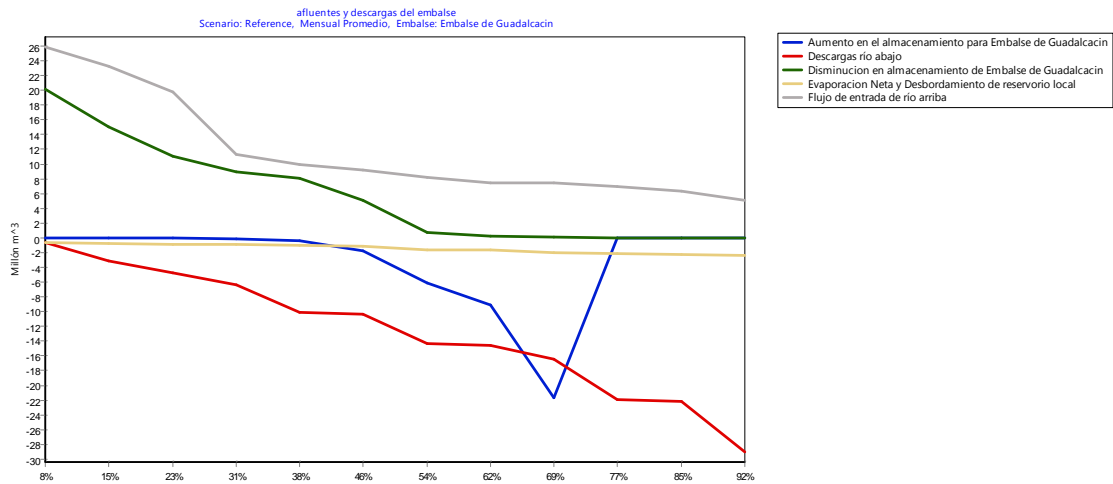


Ilustración 38. Entradas y salidas de volumen en el embalse de Guadalcacín. Porcentaje de tiempo excedido.

La Ilustración 38 nos da otra información que nos puede ayudar: el porcentaje de tiempo que cada una de esas entradas o salidas al embalse iguala o supera un valor determinado. Por ejemplo, sabemos que en el 92% de tiempo el volumen de entrada es de 4Hm^3 o más al mes. Pero el valor más interesante lo encontramos en la Ilustración 39. En ella podemos ver la tendencia a que cada vez haya menos agua en el embalse, que tiene un repunte pero que no le sirve para recuperar el 100% de lo perdido, de manera que cada año pierde capacidad, hasta que en 2015 ya no tendrá agua. Pero como hemos dicho, la hidroeléctrica no turbinará por debajo de 380Hm^3 , algo que según el modelo, sucederá en verano de 2012.

Por ultimo queda evaluar el equilibrio entre las versiones agrícolas y ecologista. En un principio no parece haber ningún problema, pero ya hemos visto que la previsión de llenado del embalse no es muy positiva, por lo que es interesante seguir explorando. Primero observaremos cómo de compatibles son las dos necesidades, los cultivos y el RCE, cosa que podemos ver en la Ilustración 40. Vemos que las demandas más elevadas de riego se sitúan en los meses de verano, aunque también son significativas entre abril, mayo y junio. Esta agua no compite pues con el caudal ecológico, pues ya es de por sí bajo, sino que entra en conflicto con las necesidad de

turbinado y almacenamiento del embalse.

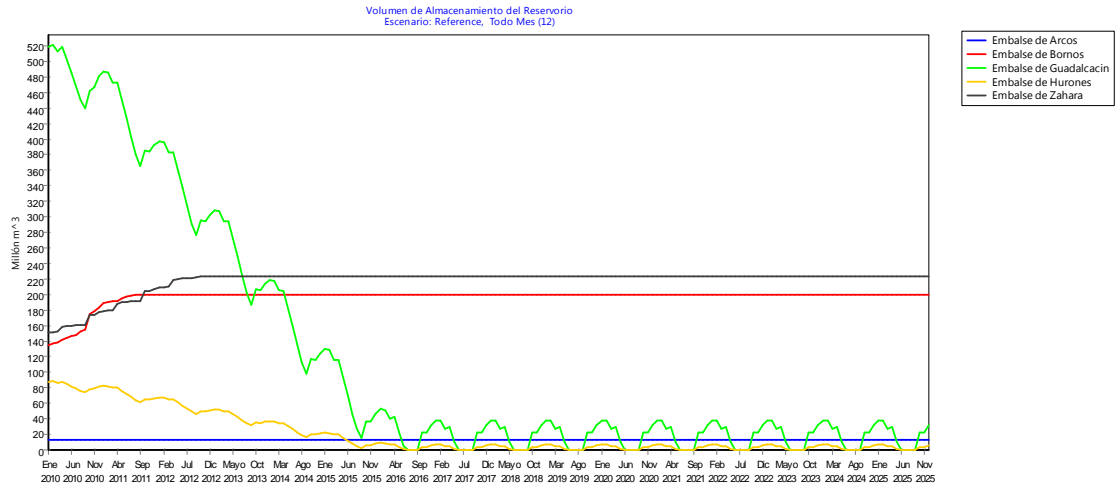


Ilustración 39. Evolución del volumen de almacenamiento de los 5 embalses a futuro.

De esta manera queda demostrada las posibilidades de comunicar visiones y necesidades y de comunicar la gestión mediante el desarrollo conjunto de un modelo, donde la mayor fuente de incertidumbre es el sistema humano que interviene, como podemos ver en la Tabla 30.y discutiremos en el capítulo V.

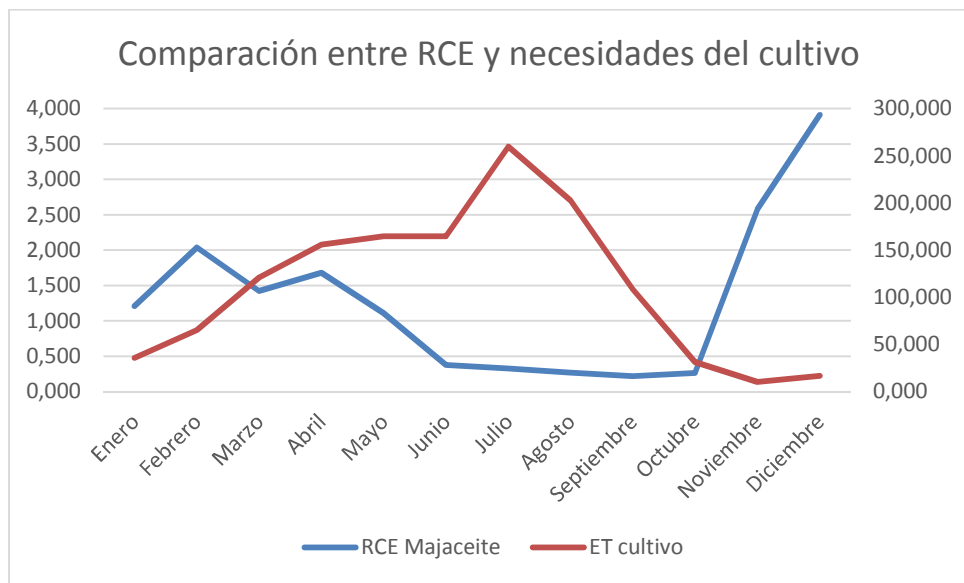


Ilustración 40. Comparación entre RCE y necesidades del cultivo aguas abajo del embalse de Guadalcaçin.

Tabla 30. Incertidumbre asociada a los modelos comunicativos o colaborativos,

Fuente	Ejemplo	Observaciones
Sistema (Datos)	Error de medida: Tipo de medida	
	Error de medida: Tipo de instrumento	
	Error de medida: Calidad y Frecuencia de calibración del instrumento	
	Error de medida: Lectura y recogida de datos	
	Error de medida: Transmisión de datos y almacenamiento	
	Tipología de datos recogidos	
	Longitud de la secuencia de datos	
	Tipo de análisis y procesado de datos	
	Formato de presentación de los datos	
	Estructura (Modelos)	Método de modelización utilizado
Tipo, calidad y longitud de los datos disponibles.		
Eficiencia Computacional		no es necesaria
Ambigüedad		Objetivo de este tipo de modelos.
Ignorancia		Aporta si, pero la solución está en el proceso.
Método de calibración y datos utilizados		
Método de validación y datos utilizados		
Variabilidad de los inputs		
Humanos (Enfoque)	Conocimiento, experiencia y pericia de desarrollador del modelo.	Se tiene suficiente conocimiento del sistema?
		Se conocen todas la herramientas y técnicas para ayudar a la visión?
	Influencia política e importancia percibida por los actores.	Presión para que se favorezca su visión
	Conocimiento, valores y actitudes de los actores.	¿existe conflicto entre actores?
	Incorporación de las variables sociales	¿cómo capturamos y traducimos el conocimiento no estructurado.
	Ambigüedad	por posicionamiento.
	Ignorancia	Nos hemos dejado algún actor?
	Fortaleza de los argumentos presentados por los actores	Los argumentos presentados son emocionales? Técnico? Jurídicos?
	Valores y actitudes de los gestores	¿Son plenamente sinceros los actores?
		Ocultan algún tipo de información relevante para mantener una posición dominante?
	Clima político	

7.2.5 Construcción del modelo de aprendizaje

El último de los modelos a testear es el modelo de aprendizaje, simulación, *serious game* o *sandbox*. La diferencia entre cada uno de ellos estriba en el grado de libertad que tiene el usuario del modelo para modificar parámetros y por lo tanto realizar acciones y tomar decisiones, siendo el *sandbox* el que ofrece mayor grado de libertad en la toma de decisiones. Este grado de libertad depende en parte del conocimiento que tengamos del entorno y de nuestra capacidad para representarlo en un sistema informático como del entorno de modelización que empleemos. Este tipo de modelización es el más crítico de todos en término de demanda computacional, almacenamiento en los data *warehouses* y capacidades gráficas, pero también de arquitectura, porque entre otras razones no persigue un único objetivo sino varios. En vez de centrarse en una sola variable, o en dos a lo sumo como suelen hacer muchos modelos, los modelos de aprendizaje ofrecen al usuario todas las variables y los cálculos posibles, y le ceden la responsabilidad de actuar sobre el modelo cuando quiera para modificar los parámetros que considere necesarios, y a partir de ese punto seguir la simulación. Como de hecho el objetivo del modelo no es obtener un resultado final (aunque obtenerlo no es algo despreciable) sino aprender del proceso, el gran peso del sistema se encuentra en guardar una copia de toda la línea evolutiva de la simulación, permitiendo no sólo la revisión de las decisiones tomadas sino también retroceder en la línea temporal de la simulación y tomar una decisión diferente en uno de los puntos de control, para continuar la simulación a partir de ese instante.

La Ilustración 41 puede ayudarnos a entender el proceso. Partimos de una situación dada en un modelo que denominaremos punto de control A0, pues se encuentra en la línea de simulación A en el instante 0. Se inicia la simulación y avanzamos hasta un momento en el que el usuario decide intervenir, que denominamos punto de control A1. En ese momento existen –por ejemplo– tres posibles modificaciones o toma de decisiones en el modelo, deriva en las líneas de simulación A, B y C. En cada parada o punto de control se abren una serie de

oportunidades que definen las líneas de los escenarios. En el caso de una simulación de una sequía, por ejemplo, nos encontraríamos con opciones como incentivar el consumo doméstico, aumentar la potencia (profundidad) de los pozos, subsidiar el abandono de los cultivos de regadío... Llegados al punto de control C3, nos podemos encontrar con una situación de crisis inesperada que indica la posibilidad de que nuestras decisiones no han sido las más acertadas, de manera que lo podemos pedir al modelo continuar la simulación en un paso anterior, por ejemplo en B1, y continuar a partir de ese momento. Al acabar esta simulación podemos comparar los dos resultados y procesos, para averiguar qué factores han convertido en éxito o en fracaso cada uno de los escenarios “jugados”.

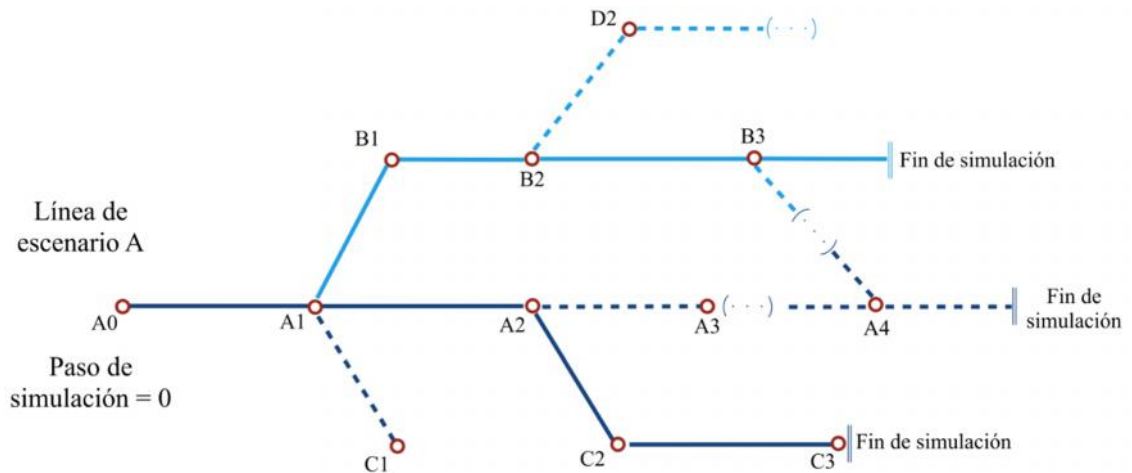


Ilustración 41. Árbol de escenarios posibles durante una simulación. Fuente propia.

La puesta en práctica de este tipo de ejercicio no es sencillo, y como se ha dicho requiere de un software de modelización algo más complejo. No obstante este es también un proceso que se puede modelizar y por lo tanto simplificar y adaptar a las herramientas disponibles. En nuestro caso simularemos la sobreexplotación de un acuífero dentro de nuestro modelo parental del al cuenca del Guadalete, pararemos el modelo en ciertos momentos, tomaremos decisiones en forma de cambios de parámetros, que servirán como punto de partida para un nuevo modelo, y así durante 3 iteraciones. Lo suficiente para identificar las incertidumbres asociadas a este tipo

de modelización.

7.2.5.1 Planteamiento del modelo

Como carecemos de una herramienta de simulación adecuada, precisamos re-conceptualizar la arquitectura del modelo a partir de esas necesidades. Ya hemos comentado que, simplificando un poco, los simuladores generan una nueva secuencia de escenarios cada vez que paramos la simulación para modificar algún parámetro. Imitando ese patrón, podemos utilizar el WEAP para generar 3 escenarios consecutivos. En este planteamiento ya nos acaba de aparecer el primer factor de incertidumbre, la falta de herramientas adecuada par llevara a cabo este ejercicio.

Por otro lado, es necesario ser conscientes de las similitudes existentes entre los modelos exploratorios y los modelos de aprendizaje o simuladores. No en vano, a la ejecución de un modelo exploratorio a menudo se le denomina simulación, y muchos modelos exploratorios son la base para realizar análisis de escenarios. De manera similar, la base de partida de un modelo de aprendizaje suele ser un modelo exploratorio, y como tal, hereda su tabla de incertidumbres, a la que hay que añadirle otras propias.

309

En nuestro caso hemos optado por reciclar el modelo exploratorio relativo a las medidas de ahorro doméstico acotando las simulaciones a cinco años. Pasados esos 5 años, analizamos los resultados y tomamos una decisión fundamentada que se ejecutará durante una segunda simulación de 5 años más, tras lo cual haremos una última evaluación, modificaremos los parámetros que consideremos apropiados en el ejercicio dela toma de decisiones, y como antes, partiendo de los resultados del último escenario, correremos el modelo por última vez, haremos una evaluación global de los resultados y del proceso.

El primer periodo de simulación es conocido; hemos partido de los datos de ahorro doméstico en base a dos tres grupos de población (en función de los resultados de la encuetas colaborativa del IESA) con tres estrategias: sin ahorro, ahorro del 10%

y ahorro del 20%, pero esta vez en un periodo de 5 años. Realizada la simulación evaluamos y vemos un patrón conocido.

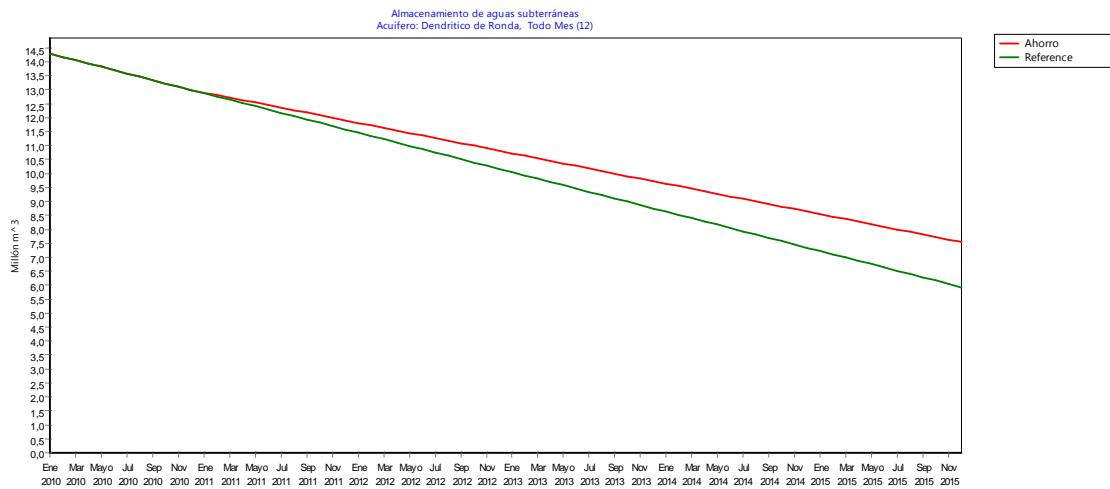


Ilustración 42. Resultado del primer escenario en el modelo de aprendizaje.

La tendencia es evidente, y por lo tanto necesitamos tomar una decisión al respecto. Optamos por incentivar aún más el ahorro doméstico del agua, y conseguimos que un 70% de la población esté ahorrando con tres estrategias, algo que traducimos de la siguiente manera:

- 30% de la población consume lo mismo de siempre (equivale al 40,4% del consumo).
- 10,4% de la población consume un 10% menos.
- 27,8% de la población consume un 20% menos.
- 31,8% de la población consume un 30% menos.

Como el software no nos permite secuenciar las simulaciones, para la siguiente simulación introducimos como nivel del acuífero el que obtuvimos como resultado en el anterior ensayo, modificamos el criterio de consumo, y volvemos a simular. El resultado final, suma de las tres simulaciones se componen a partir de Excel.

Este segundo escenario (Ilustración 43) muestra una mejora respecto al anterior. Con este segundo ahorro conseguimos no agotar el acuífero en el año 2020, pero la tendencia sigue siendo negativa, y hay que seguir tomando decisiones.

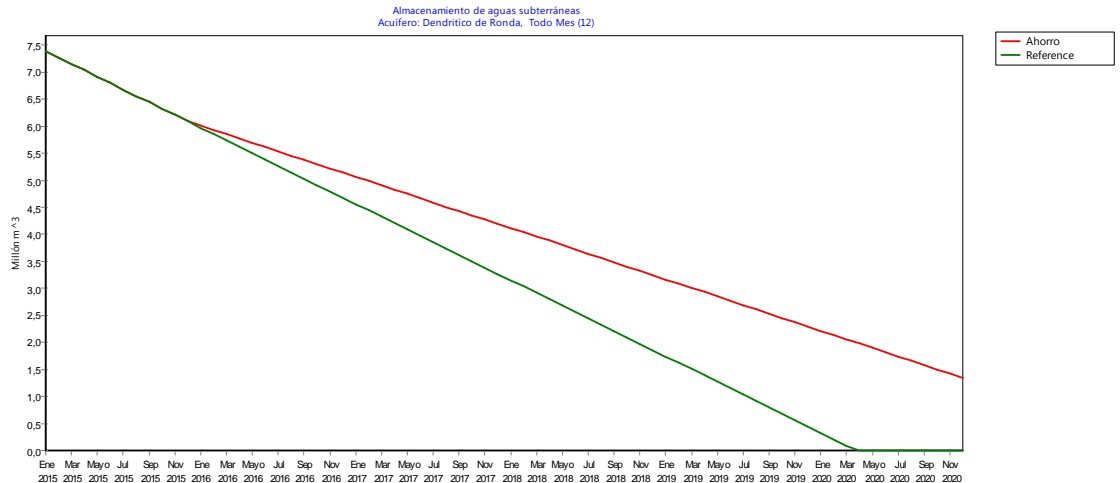


Ilustración 43. Resultado de la segunda simulación en el modelo de aprendizaje.

En este caso, tras analizar la situación, nos encontramos con que la tasa de recarga del acuífero es muy baja de manera que tal vez tengamos que actuar en ese punto. La arquitectura del modelo nos muestra que las cinco poblaciones depuran las aguas en un mismo punto, la EDAR de Olvera, y que en total, contando pérdidas de agua en la operación, deja un efluente de 0,5 Hm³/mes, ya depurado que de acuerdo a la legislación española puede utilizarse para recargar acuíferos.

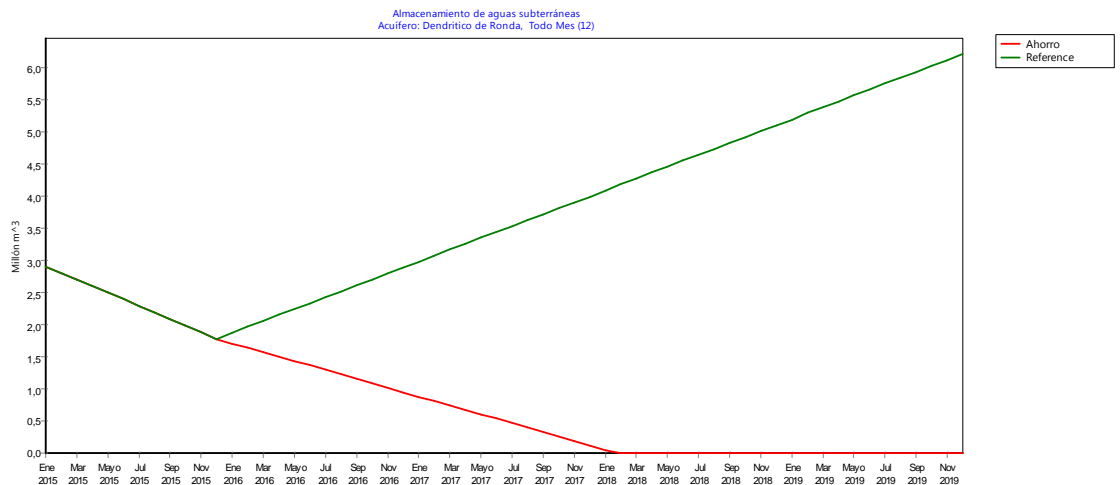


Ilustración 44. Resultado de la tercera simulación en el modelo de aprendizaje.

Modificamos los parámetros y reiniciamos la simulación. En este caso observamos que el acuífero empieza a recuperarse a un ratio aproximado de 0,9Hm³/año (Ilustración 44). Acto seguido, montamos los resultados de las tres

simulaciones para comparar no sólo los resultados, sino sobre todo las tendencias (Ilustración 45). Básicamente podemos ver que sin hacer nada, el acuífero se habría agotado en enero de 2020, y que tras implantar incentivos al ahorro doméstico habrían agotado el acuífero en enero de 2022 y en enero de 2024 respectivamente. Queda patente, en el contexto de este ensayo, que la concienciación sobre el ahorro es relevante para la conservación de los recursos hídricos, pero también insuficiente.

La siguiente posibilidad de ensayo que nos ofrecen los modelos de aprendizaje es la de retroceder a cualquier momento de la simulación y probar nuevas alternativas. En nuestro caso, se ha simulado la opción de la recarga nada más hubiéramos identificado el declive del acuífero (la doble línea azul). Entre una decisión y otra hay una ventana temporal de 6 años y un volumen almacenado de 12Hm³, que corresponde al 66% de la capacidad total del acuífero.

312

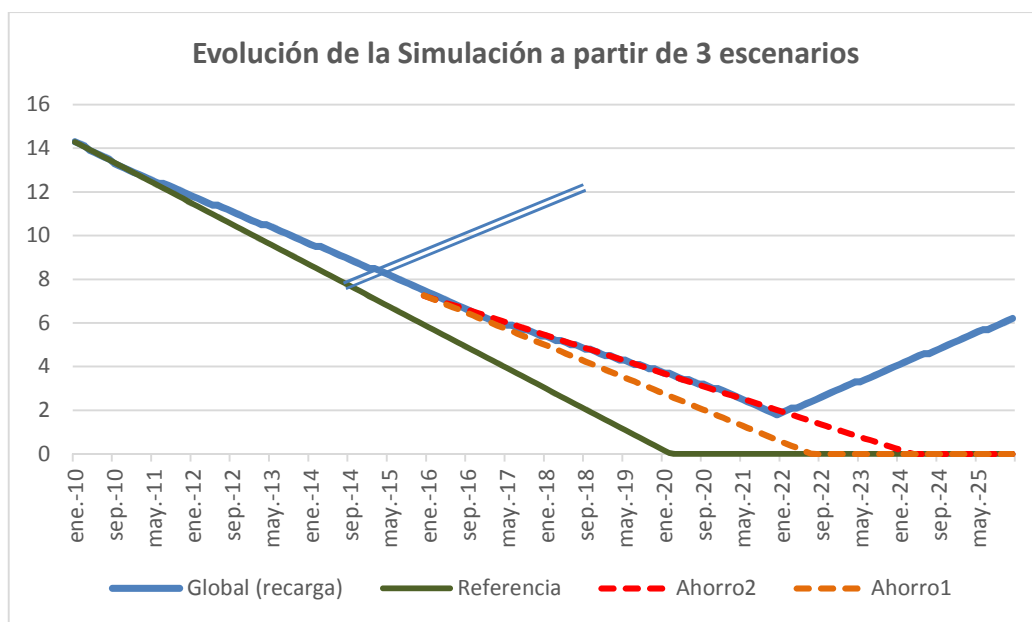


Ilustración 45. Evolución de la simulación en el modelo de aprendizaje a partir de la unión de los tres escenarios.

En la Tabla 31 se han identificado aquellas fuentes de incertidumbre relevantes en el desarrollo de los modelos de aprendizaje, también denominados simuladores, *serious games* o *sandbox*. A estos hay que incluir los ya identificados en los modelos

exploratorios, tipología de modelo de los que hereda gran parte de las fuentes de incertidumbre. En el capítulo V se analizan estos resultados.

Tabla 31. Incertidumbre asociada a los modelos de aprendizaje.

Fuente	Ejemplo	Observaciones
Sistema (Datos)	Error de medida: Tipo de medida	¿Como capturamos las variables sociales,.
	Error de medida: Tipo de instrumento	metodologías para las opciones sociales
	Error de medida: Calidad y Frecuencia de calibración del instrumento	
	Error de medida: Lectura y recogida de datos	los datos sociales mal recogidos pueden resultar en muestras perdidas por bastante tiempo.
	Error de medida: Transmisión de datos y almacenamiento	
	Tipología de datos recogidos	
	Longitud de la secuencia de datos	
	Tipo de análisis y procesado de datos	
	Formato de presentación de los datos	
Estructura (Modelos)	Método de modelización utilizado	El software utiliza modelos modulares que permite trabajar en diferentes ambitos a la vez?
	Tipo, calidad y longitud de los datos disponibles.	podemos modelizar todas las variables necesarias?
	Eficiencia Computacional	Disponemos de la capacidad de hacer forks y almacenar n+1 escenarios que equivalen a n+1 modelos?
	Ambigüedad	
	Ignorancia	
	Método de calibración y datos utilizados	
	Método de validación y datos utilizados	
	Variabilidad de los inputs	Tenemos suficientes opciones?
Humanos (Enfoque)	Conocimiento, experiencia y pericia de desarrollador del modelo.	
	Influencia política e importancia percibida por los actores.	pueden limitar la visión de 180º
	Conocimiento, valores y actitudes de los actores.	idem
	Incorporación de las variables sociales	
	Ambigüedad	
	Ignorancia	sabemos lo que buscamos?

Fuente	Ejemplo	Observaciones
	Fortaleza de los argumentos presentados por los actores	
	Valores y actitudes de los gestores	Somos flexibles al hora de experiemntar con el software o buscamos las mismas respuestas de siempre?
	Clima político	

7.3 ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS DE LOS MODELOS DESARROLLADOS

7.3.1 Modelo parental

El modelo parental es un modelo de referencia que contiene los elementos comunes para todos los tipos de modelos, tales como las condiciones de contorno, algunos parámetros relacionales del sistema y la definición de las escalas espacial y temporal. Aunque si más objetivos que servir de punto de referencia para el resto de modelos, debe construirse como un modelo en sí mismo, y por lo tanto debe ser funcional.

314

7.3.1.1 Descripción de la dinámica del modelo.

Nuestro modelo parental se ha centrado en la cuenca del Guadalete, que se definió como cuenca “demo” para la modelización de este trabajo. La extensión del modelo abarca las cuencas altas y baja del Guadalete y la cuenca del río Majaceite, principal tributario. La red hidrográfica se simplificó buscando un equilibrio entre la disponibilidad de datos y la representatividad de los procesos naturales. La cuenca alta del Guadalete es una cuenca muy permeable con múltiples afloramientos, fuentes, y arroyos, pero con pocos cauces realmente significativos. Se han representado también los acuíferos, los embalses y el único elemento externo a la cuenca, el trasvase Guadairo–Majaceite, por su importancia en la gestión. Por último se añadieron los núcleos de población como nodos de demanda, pero no así las zonas regables o las EDAR, pues su uso dependerá del tipo de modelo, y sobre todo de los objetivos de gestión que dirijan el modelo, siguiendo la pauta no escrita de que, a no ser que sea necesario, al modelo parental sólo se le deben añadir elementos. El modelo

es capaz de simular el caudal circulante a través de los cauces conectados de la cuenca.

7.3.1.2 Grado de cumplimiento de las mejores prácticas de modelización

. El primer aspecto en el que nos fijamos es la formulación del problema, que como ya se ha dicho, este es un aspecto del que los modelos parentales no deben preocuparse. No obstante, la realización del modelo parental, incluso en esas primeras fase de identificación y formulación del problema ya nos ayuda destacar elementos que pueden ser relevantes, como la disponibilidad o no de datos, su tipología, los actores que deberían estar implicados, etc. No obstante, hay que evitar trasladar nuestra propia visión al desarrollo e intentar mostrarnos neutrales en la descripción y recolección de los datos preliminares, ya que este es el único modelo que no requiere (aunque sea siempre recomendable) la presencia de los agentes interesados.

El modelo parental sólo requiere las primeras etapas definidas en las buenas prácticas de modelización, e incluso de dentro de ellas, preferentemente en la formulación del problema y análisis del conocimiento. Puede llegar a entenderse como el principio de un modelo conceptual, con la salvedad de que los modelos conceptuales parten de un enfoque definido por los objetivos de gestión. El modelo parental debe concebirse como neutral y flexible.

7.3.1.3 Puntos de entrada de la incertidumbre y tratamiento posible

Precisamente porque el modelo parental es la base del resto de modelos, y que cualquier modelo filial heredará sus incertidumbres, es importante ser precisos en la definición de las incertidumbres asociadas.

Dentro del sistema cognitivo, hemos identificado varios focos de incertidumbre. El primero de ellos tiene que ver con el escalado del modelo que es implícito y que por lo tanto infiere un conocimiento del alcance espacio-temporal de los modelos

que se deriven del mismo. Esta es una decisión inevitable cuya incertidumbre sólo se puede reducir a partir del conocimiento, bien gracias al entrenamiento y pericia del modelador, bien porque el gestor ya ha avanzado algún tipo información al respecto. En términos generales, los modelos deben ser capaces de modificar sin muchas dificultades la escala de trabajo, pero eso viene acompañado de un coste computacional, y es sin duda preferible tener que rehacer el modelo parental que quedarse estancados por culpa de una mala elección de la herramienta para modelizar.

Otra fuente evidente de incertidumbre son las fuentes de datos. Si bien es cierto que muchos datos no se incluyen en el modelo parental (aunque este pueda tener capacidad como repositorio o biblioteca) el conocimiento del estado, tipología, cadencia, etc., de datos puede marcar el desarrollo del modelo parental. Por ejemplo, si conocemos que las estaciones de aforo están en mal estado, es posible que nos interese plantear otra arquitectura del sistema que nos permita estimar el caudal, por ejemplo mediante micromodelos de precipitación-escorrentía. Este elemento de la disponibilidad de datos tiene otras dimensiones, por ejemplo al decidirse por una granularidad (grado de detalle) determinada.

La incertidumbre de este tipo no se puede paliar de ninguna otra manera que no sea interviniendo directamente y físicamente en las estructuras de captación, transmisión, almacenamiento y transformación de datos, cosa por otro lado que se aleja de los objetivos de la modelización. Eso sí, nos permite adelantarnos a las posibles dificultades a las que nos enfrentaremos en el desarrollo del resto de modelos, y por lo tanto, este tipo de incertidumbre debe ser aceptada, e incorporada en la medida de lo posible, dentro del desarrollo del modelo. Primero, como se ha mencionado, como señal de alerta de los problemas y dificultades existentes, pero sobretodo como mecanismo para establecer una estrategia de captación de datos que aborde las necesidades reales de la modelización. Y en definitiva, para establecer mecanismos de flexibilidad necesarios que nos permita seguir trabajando y cambiar el set de datos si estos están disponibles en el futuro.

Dentro del sistema técnico el modelo parental no tiene apenas focos de incertidumbre. La propia definición de modelo parental permite prácticamente que cualquier herramienta pueda ser utilizada para ello, aunque por cuestiones de compatibilidad y transferibilidad es preferible utilizar el mismo software. Ya veremos más adelante que eso no siempre es posible. Lo importante es que esa información contenida en el modelo parental pueda ser fácilmente trasladada a cualquier otro modelo. A partir de ahí, hay ciertos elementos que facilitan el trabajo del modelador, como por ejemplo el uso de un lenguaje de programación determinado, o de programación dirigida a objetos, el uso de nodos estándar pero definidos con suficiente detalle, o la posibilidad de usar “dummy nodes”, es decir nodos ficticios cuya misión es la de sustituir una características del sistema a la espera de que obtengamos datos válidos. De manera que la principal fuente de incertidumbre en relación al sistema técnico por parte de los modelos parentales es la elección de un software que permita hacer de repositorio, generar con fidelidad una primera idea del sistema, y transferir esa información en cualquier momento y a cualquier modelo.

Por último dentro del sistema social, realmente depende del nivel de profundidad que queramos alcanzar. Pero sobretodo tiene que ven con la gestión de un conocimiento que está en plena fase de inventariado y definición. Es un equilibrio complicado ya que mientras queremos dar un enfoque neutral a este tipo de modelo, por otro lado necesitamos la aportación de conocimiento externo del sistema, que nos permita una representación más fiel del mismo, que nos ayude a identificar modelos alternativos para la simulación de pequeñas partes del sistema global, como por ejemplo la infiltración. Y claro, es ese proceso, es crucial la habilidad, conocimiento y pericia del desarrollador para saber filtrar los valores y actitudes de cada uno de os actores implicados, o si entender el clima político u otro factor externo puede llegar a afectar.

7.3.2 Modelo predictivo

Los modelos predictivos son modelos basados en la experimentación y suelen

ser aplicaciones bastante directas de fórmulas empíricas o mecanismos ampliamente conocidos, y por lo tanto tienen una elevada dependencia de los datos, tanto de su disponibilidad como de su calidad. En nuestro caso, hemos modelizado el caudal circulante a partir de las condiciones de partida de la cuenca y de las relaciones conocidas de entre precipitación–escorrentía.

7.3.2.1 Descripción de la dinámica del modelo.

Existen múltiples metodologías para determinar el caudal circulante en un cauce a partir de la precipitación y la fracción de la escorrentía de la misma. La mayor parte de ellas son de naturaleza empírica, por lo que para que la estimación sea realmente fiable es necesario que las condiciones de la cuenca sean similares a los supuestos sobre los que se han desarrollado y validado los diferentes métodos. Una de las fórmulas más utilizadas es la del método racional ($Q = \frac{cIA}{360}$) que combina el coeficiente de escorrentía (c) con la intensidad de la lluvia (I) y el área de la cuenca (A). en este caso, el coeficiente de escorrentía lleva implícitas las variables de relieve, vegetación, humedad del suelo, etc., que describen la cuenca.

318

Otro método habitual es el método del número de curva, que utiliza como primer dato de entrada la lluvia precipitada (I) en la zona, asumiendo por tanto que en una misma cuenca diferentes lluvias provocarán diferentes escorrentías. En este caso es interesante considerar para la estimación aquella lluvia que genere mayor escorrentía, de ahí que debamos utilizar el tiempo de concentración (t_c) como punto de entrada en las curvas IDF (Intensidad–Duración–Frecuencia) de nuestra zona. Conocida la cantidad de lluvia precipitada la escorrentía generada puede obtenerse mediante la expresión matemática $Q = \frac{(I-0,2S)^2}{I+0,8S}$, donde S es la diferencia máxima potencial entre la lluvia máxima y escorrentía generada, que se calcula a partir de $S = \frac{25400}{N} - 254$, a partir del número de curva (N) que es un valor empírico relacionado con las características del suelo de la cuenca. Otras fórmulas que vinculan lluvia y escorrentía son las de Fuller ($Q_T = \dot{Q} \times (1 + 0.8 \log_{10} T)$), la de Quijano ($Q_{100} = 17A_c^{0,666}$) o la del CEDEX ($Q_T = Q_{ESP}A_c$), que relacionan el área

de la cuenca con el caudal.

El objetivo de esta breve incursión hidrológica era dejar patente dos cosas: que dicho conocimiento puede traducirse en una fórmula (y por lo tanto aplicarla en el modelo) y que dependen de una serie de parámetros empíricos muy contrastados que simplifique la complejidad de la dinámica de la cuenca. Y lo que es válido en este caso en los modelos de precipitación-escorrentía, lo es para cualquier modelo predictivo que queramos desarrollar, siempre que dispongamos de la dupla Fórmula-Parametrización empírica.

En nuestro caso, y es algo que debe anotarse como fuente de incertidumbre, podemos elegir entre cuatro métodos diferentes (de los incontables que hay en la literatura científica), pero no tenemos acceso ni al código ni a los algoritmos. Es decir, en este caso, el modelo actúa como una caja negra en la que introducimos datos, y nos devuelve resultados, pero no podemos consultar ni las fórmulas, ni el código, ni la estructura sobre la realiza los cálculos.

319

En cualquier caso, a pesar la escasa disponibilidad de datos, y tras ajustar el parámetro de la precipitación efectiva que podemos entender como el parámetro descriptor de las características de la cuenca, hemos conseguido ajustar, no sin cierto error, la pluviometría a un hidrograma similar al obtenido empíricamente en la estación de aforos.

7.3.2.2 Grado de cumplimiento de las mejores prácticas de modelización

Huelga decir que lo que venimos denominando “mejores prácticas de modelización” es aplicable, de principio a fin a todas las tipologías de modelización, con la única excepción únicamente de los modelos parentales. En este apartado nos centraremos principalmente en aquellas etapas en las que seguir dichas prácticas en desarrollo de cada tipo de modelo sea especialmente relevante.

Los modelos predictivos no tienen necesidades especiales ni en la definición del

escenario, ni en la construcción del modelo conceptual, ni siquiera en el desarrollo del modelo. Ciertamente son etapas que no pueden obviarse, y requieren que se sigan todos los pasos recomendados, como involucrar a los *stakeholders*, evaluar las fuentes de incertidumbre, aportar revisiones por pares, y sin duda hacer uso de múltiples modelos independientes, por citar algunos. Pero donde, por sus características, el modelo predictivo necesita ser especialmente cauto, es en la verificación, calibración y validación del modelo. Esto requiere definir los criterios de rendimiento y los límites de la precisión del mismo, utilizar datos independientes y de diferentes fuentes para poder calibrar y validar, realizar análisis de sensibilidad, parametrizar el modelo y cuantificar la incertidumbre.

7.3.2.3 Puntos de entrada de la incertidumbre y tratamiento posible

Debido a su naturaleza, la principal fuente de incertidumbre en los modelos predictivos se encuentra en el sistema cognitivo, es decir, en todo lo relativo a la medida, transmisión, almacenamiento y tratamiento de datos. Dentro de estas fuentes de incertidumbre nos podemos encontrar con que el conjunto de datos recogidos empíricamente no se ajustan a la realidad debido tanto al mal funcionamiento de los instrumentos de medida, a su escaso mantenimiento, y a la calidad y frecuencia de la calibración del mismo. En este caso, la mejor manera de abordar este tipo de incertidumbre es mediante la prevención y la implantación de planes de revisión de las estaciones de medida. No obstante, en la gran mayoría de ocasiones, el modelador no tiene control sobre el conjunto de datos con los que trabaja y debe aceptar la incertidumbre asociada a los mismos. Una segunda alternativa para tratar este tipo de incertidumbre cuando no se es custodio de los datos, es mediante la calibración y validación de los mismos.

En nuestro modelo predictivo nos hemos encontrado con varias incertidumbres de este tipo, principalmente la falta de conocimiento de los parámetros físicos de la cuenca como por ejemplo la cobertura vegetal, la pendiente, etc., pocas estaciones de aforo cuyas series son relativamente cortas, ausencia de estaciones de control que

ofrezcan datos para calibrar el modelo y por último, falta de documentación de los diferentes tratamientos realizados sobre el conjunto de datos que deberían estar registrados en un fichero de metadatos. La solución provisional a este tipo de incertidumbre es como siempre la flexibilidad, es decir, dejar un modelo funcional, pero abierto a la oportunidad de modificaciones en la aplicación de las fórmulas, a la incorporación de nuevos datos más fiables o incluso a la sustitución de los algoritmos de cálculo por otros que ofrezcan mayor fiabilidad.

En términos similares, nos podemos referir a la incertidumbre asociada al sistema técnico. El método de modelización utilizado puede o no depender de las fórmulas aplicadas, pero en cualquier caso, debería ser capaz de realizar análisis de sensibilidad o incluso llevar a cabo el mismo ejercicio de modelización a partir de metodologías de cálculo diferentes. Los modelos predictivos suelen soportar grandes cargas de datos pero no de entidades, es decir, son modelos diseñados para tratar volúmenes de información muy grandes en una o dos entidades exclusivamente; a diferencia de otros modelos que basan su arquitectura en las relaciones existentes entre las diferentes entidades que forman el sistema. Una buena estrategia para minimizar el impacto en este tipo de incertidumbre es incorporar en el modelo módulos de cálculo que hagan uso de las técnicas PEST o técnicas afines.

Otra incertidumbre asociada a la estructura de la herramienta es el denominado efecto “caja negra”. La práctica totalidad de los modelos existentes presentan esta característica, que consiste en facilitar la visualización de los datos de entradas y si de salida, pero no del proceso de cálculo. En algún caso esto es debido a temas de propiedad intelectual, pero sin entrar a debatir en la ética del control del conocimiento, es evidente que es una fuente importante de incertidumbre. Por un lado, el desconocimiento total del proceso genera sospecha, por lo menos al *savant* de la modelización, principalmente porque no permite realizar una evaluación correcta de los resultados. La ciencia se basa en la identificación de patrones y de anomalías. Si el resultado se ajusta al patrón, tal y como esperábamos, todo está correcto y sólo en algunos casos se avanza en ese estudio, especialmente cuando se

necesitan acotar funciones de probabilidad. Pero cuando el resultado no se ajusta al patrón, es decir, cuando tenemos una anomalía, entonces se inicia la fase de aprendizaje en la ciencia. Que el resultado no se ajuste a lo esperado puede ser debido a un error de cálculo o a la no consideración de un parámetro –conocido o no; como en los modelos la computación la realiza la máquina, a no ser que hayamos introducido mal los datos, si el resultado no se ajusta al patrón debe ser por la influencia de ese parámetro no considerado, o por una estructura de cálculo (algoritmos, procesado del dato, etc.) falible. La única manera de averiguarlo es abriendo la caja negra y revisar el proceso. Este asunto sigue siendo bastante espinoso en la actualidad, pues muchos desarrolladores de software para modelización entienden que si abren la caja negra y dejan ver el código perderán su ventaja competitiva. Pero este no es un análisis sobre la competitividad comercial de los modelos, sino sobre su vulnerabilidad a incertidumbre, y sin duda la mejor manera de reducir esta vulnerabilidad y mejorar los modelos existentes, predictivos o no, es a partir del uso de código abierto y software libre o FOSS⁶⁴. La apertura a la comunidad científica y de las TIC aceleraría sin duda el nivel de desarrollo de la tecnología y las técnicas de modelización.

Dentro del sistema social, el principal tipo de incertidumbre con el que nos podemos encontrar es la ambigüedad. Aunque los modelos predictivos persigan altos niveles de precisión, no están exentos de percepciones propias de los actores o del propio desarrollador. Una falta de definición en los objetivos del modelo y su enfoque pueden causar que se inicie una modelización predictiva buscando responder las preguntas incorrectas. También dentro del sistema social, es evidente que este tipo de modelización depende del conocimiento experto; es muy difícil que alguien que no conozca a fondo la disciplina trabaje de manera eficaz en el desarrollo de un modelo predictivo. La ignorancia como factor de incertidumbre, es otro de los elementos

⁶⁴ Free Open Source Software

claves.

Finalmente, suele decirse que el clima político y la importancia percibida por los actores afectan a cualquier tipo de modelización. Sin embargo, la modelización predictiva es la menos sensible a este factor, pues si bien puede afectar al hecho de que un ejercicio de modelización se lleve a cabo o no, o incluso que se decida abortarlo, no afecta en definitiva al desarrollo del modelo en sí ni tampoco a los resultados que se puedan obtener.

7.3.3 Modelo exploratorio

A diferencia de los modelos predictivos, los modelos exploratorios dependen más del conocimiento de las relaciones entre las entidades que de la disponibilidad de largas series de datos. Evidentemente, cuanto mejor y más representativo sea el dato, menor incertidumbre tendremos asociada al modelo. Pero la falta de datos de calidad es un problema relativo, porque en algunos casos, haciendo uso de modelización inversa, este tipo de modelos pueden usarse precisamente para identificar parámetros o completar datos de los que no se disponía.

323

7.3.3.1 Descripción de la dinámica del modelo.

El modelo exploratorio diseñado se centró en la evaluación de la dinámica del sistema a partir del abastecimiento a la población. Para ello se simplificó la red de abastecimiento real ubicando seis centros de abastecimiento en ubicaciones que lógicas del territorio: teniendo en cuenta la proximidad a la fuente, subcuenca, y tipo de fuente. Por ejemplo, todos los municipios de la cuenca del Guadalporcún se abastecen del acuífero dendrítico de Ronda, porque los ríos en la zona alta de la cuenca no ofrecen garantía de abastecimiento y los municipios están próximos a la fuente. En realidad, estas poblaciones se abastecen de acuífero pero a partir de sondeos independientes, pero a la escala de modelización en la que estamos trabajando, simplificarlo todo unificándolo en un solo punto de abastecimiento es aceptable, no afecta a los resultados y sí mejora su interpretación.

Tras el primer ensayo se observa precisamente que los niveles de ese acuífero están descendiendo vertiginosamente. En este momento entra en la primera toma de decisiones. Hay que tener en cuenta que los modelos exploratorios necesitan generalmente de un escenario de referencia contra el que comparar cualquier tipo de decisión de se tome. En este caso, la decisión tomada fue hacer uso de las variables sociales, como es el ahorro doméstico a partir de una actividad de concienciación. Los datos para codificar este comportamiento se obtuvieron a partir de una encuesta sobre la percepción en el uso del agua realizado por el IESA. Ese comportamiento derivó en un descenso del ratio de explotación del acuífero, pero no suficiente como para cambiar la tendencia.

7.3.3.2 Grado de cumplimiento de las mejores prácticas de modelización

Los modelos exploratorios son muy completos y complejos, y requieren gran cantidad de inputs. El cumplimiento de las mejores prácticas de modelización deben ser observadas con especial atención, especialmente teniendo en cuenta que este tipo de modelos sirve de semilla o punto de partida a otros nuevos, y que cualquier error previo es arrastrado y heredado.

Debido precisamente a su complejidad, la formulación del problema y la elaboración del modelo conceptual tienen especial relevancia. La definición del problema real, sin contaminación más allá de los objetivos de gestión, el planteamiento de un enfoque que realmente favorezca el desarrollo del mismo puede marcar la diferencia entre un modelo útil y otro perdurable. Para ello es imprescindible incorporar cuanto más conocimiento sea posible al proceso, sea mediante conocimiento experto o a por la aportación de los agentes interesados. Es muy importante que se definan bien los objetivos, y los indicadores de rendimiento de las herramientas, las posibilidades reales de la misma y evaluar constantemente las fuentes de incertidumbre. Es por ello que, aunque no se mencione como práctica de modelización, este tipo de modelos podrían beneficiarse de la construcción de un modelo colaborativo.

En este tipo de modelos resulta tan importante conocer el rango de posibilidades de los resultados como identificar lo que se desconoce, especialmente porque los resultados de un modelo exploratorio están generalmente vinculados a una probabilidad, y cualquier resultado posible pero no contemplado afecta a las funciones de probabilidad de los resultados conocidos. Es aquí donde las buenas prácticas de modelización destacan la importancia de realizar un seguimiento y una auditoría al finalizar el estudio, con la intención de identificar los puntos en los que se puede mejorar, evaluar el rendimiento global del modelo, reciclar o preparar para su reutilización, y posiblemente incluir nuevos resultados a nuestro registro de resultados posibles.

7.3.3.3 Puntos de entrada de la incertidumbre y tratamiento posible

Gran parte de las fuentes de incertidumbre de ese tipo de modelos ya se han escrito en el apartado dedicado al modelo parental. Aquí nos centraremos únicamente en aquellas fuentes destacadas en particular.

Dentro del sistema cognitivo, la principal fuente de incertidumbre está precisamente en el conocimiento de todos los posibles resultados y evidentemente de sus funciones de probabilidad. Ya se ha comentado que este tipo de modelos encajan bien cuando se desconocen algunos resultados posibles, de los que resultados conocidos disponemos de las funciones de probabilidad, o en el caso de conocer todos los posibles resultados, pero desconozcamos las funciones de probabilidad de varios de ellos. Cuanto mayor sea la complejidad del sistema modelado mayor será en número de posibles resultados y por lo tanto mayor será la incertidumbre. En definitiva, si somos conscientes de que no hay posibilidad de conocer la totalidad de los posibles resultados con todas las funciones de probabilidad asociadas (eso lo convertiría en un modelo predictivo), entonces nuestra labor como desarrolladores del modelo debe ser (a) seguir adquiriendo conocimiento del sistema para averiguar nuevos resultados potenciales y (b) desarrollar el modelo de tal modo que la incorporación de las nuevas posibilidades no invalide todo el trabajo realizado

anteriormente.

Otro elemento generador de incertidumbre es la incorporación de las variables sociales. Es cierto que hay modelos exploratorios que omiten las variables sociales y se centran exclusivamente en el sistema hidrodinámico, como por ejemplo los modelos de inundación. Es sin duda un enfoque correcto en coherencia con los objetivos de gestión marcados. Pero ciertos dominios de la gestión de la gestión hídrica requieren la incorporación de las variables sociales. Estas se caracterizan por ser información no estructurada, difícil de codificar y traducir al lenguaje de modelización. Además, como son el resultado de interacciones humanas, la obtención de datos puede estar sesgada debido a que las personas muestreadas hayan acomodado su respuesta a sus propios intereses y no a la realidad. De hecho, cómo se capturan las variables sociales sin interferir en la muestras, cómo se traducen esos resultados en algoritmos y cómo de extrapolable es la muestra a otros contextos. Una opción para abordar este tipo de incertidumbre es hacer partícipes de la modelización a los agentes que aportaron dichas variables sociales. Esto sigue siendo costoso a nivel de recursos, y es preciso usar técnicas alternativas, como los análisis discursivos, las encuestas deliberativas, el PPGIS, o incluso el uso de técnicas de gamificación.

326

En el ámbito de la tecnología, tenemos tres niveles de incertidumbres. El primero se refiere al conocimiento no estructurado, y sobretodo cómo puede el sistema aprender y codificarlos. El segundo se refiere a los procesos de autocalibración y reducción de errores, una cuestión técnica pero que tiene gran importancia, precisamente porque los resultados estarán asociados a una función de probabilidad. Por último, el gran foco de incertidumbre parte de la poca flexibilidad de los modelos actuales. En otras palabras, la enorme complejidad hace este tipo de modelos se diseñen con la idea de perdurar en el tiempo. Sin embargo, la tecnología se queda antigua, nuevas técnicas y algoritmos aparecen, y como consecuencia, los modelos se quedan obsoletos antes de que acabe un ciclo de planificación. Como resultado, la mejor estrategia para abordar este foco de incertidumbre es el uso de modelos modulares, que permitan reemplazar piezas por otras más avanzadas sin

que el modelo pierda su esencia y sus objetivos.

Finalmente, dentro del sistema social, nos encontramos con varias fuentes de incertidumbre. Por una parte, tenemos la incertidumbre asociada al conocimiento de las personas involucradas, desarrollador y actores. El desarrollador debe ser capaz de representar la complejidad del sistema a partir de las herramientas disponibles, simplificando sin eliminar información, y sobretodo evitando llegar a modelos que nos estancuen en el estadio de información de la pirámide del conocimiento. Por su parte, los actores suelen actuar de manera diferente en función del clima político, el conflicto existente entre partes, o la propia ignorancia. Su participación puede distorsionar el proceso, pero su no participación aporta más incertidumbre aún.

Dos elementos más definen la incertidumbre en el sistema social. El primero es la ambigüedad. La existencia de leyes y normas debería contribuir a reducirla, pero a menudo la incentiva. La ambigüedad puede reducirse con más conocimiento o a partir de modelos comunicativos. El segundo aspecto se refiere a los valores y actitudes de los gestores. El gestor puede tener una doble actitud, siendo el juez que controla el peso de los argumentos de los actores para que no afecten al desarrollo del modelo (positivo) o siendo parte e inclinar los objetivos del modelo. La participación de gestores con una visión holística y a medio-largo plazo es determinante para un desarrollo adecuado, y para la expansión de la modelización a otros niveles.

7.3.4 Modelo Comunicativo o Colaborativo

Los modelos comunicativos son modelos diseñados para comunicar una visión de gestión y recibir aportaciones al respecto. Pueden ser tan sencillos como un modelo conceptual en un papel, o modelos computacionales adaptados para el propósito, pero todos tienen en común que sirven para compartir ideas, pero no para empezar a negociar, pues no ofrecen suficiente nivel de detalle.

7.3.4.1 Descripción de la dinámica del modelo.

Nuestro modelo ha sido de hecho una narrativa construida alrededor de un tema concreto: el establecimiento de un régimen de caudales ecológicos. En ella hemos planteado las tres posturas (ecologistas, agricultores e hidroeléctrica) y el contexto legal en el que nos situamos. En este caso WEAP nos ha servido primero como lienzo donde ubicar el problema y contextualizarlo, y después para comparar gráficas que teníamos introducidas en el modelo parental. Se ha llegado a realizar una pequeña simulación, pero esto no se le fue necesario. Al final de la puesta en común ha quedado claro que las necesidades de riego no entran en conflicto con el RCE, pero para más detalles sería necesario desarrollar un modelo exploratorio *ad hoc*.

7.3.4.2 Grado de cumplimiento de las mejores prácticas de modelización

328 La mera existencia de un modelo comunicativo ya cumple con lo descrito en las mejores prácticas de modelización. La participación de los actores, la definición de un escenario común, entender las posiciones de cada uno de los participantes... eso sí, necesita una estructura y una metodología, y personal experto para llevarla a cabo, pues son actividades en las que suelen aflorar las emociones.

7.3.4.3 Puntos de entrada de la incertidumbre y tratamiento posible

Los modelos colaborativos no se ven afectados por ninguna fuente de incertidumbre en el sistema cognitivo. Los datos no tienen especial relevancia, ya que lo importante es la visión de cada uno de los participantes. Esta tenderá siempre a ser subjetiva y partidista, pero el objetivo no es demostrar quién tiene razón en función de la veracidad de los datos, sino entender cada una de las posturas y diseñar un modelo conjunto.

A nivel técnico ya empezamos a vislumbrar algunos problemas, siendo el más evidente es que existen pocas herramientas adecuadas para este tipo de modelización (posiblemente PPGIS). Estas deben facilitar que la gente se exprese, representen sus

ideas gráficamente, encuentren puntos en común, etc.

Sin embargo, los principales focos de incertidumbre los encontramos en el sistema social, algo lógico por otra parte. Puede que se genere por ambigüedad por posicionamiento de los actores, o por ignorancia, si es que nos hemos olvidado de invitar a algún agente interesado. Pero donde la incertidumbre se hace más patente es en los roles y actitudes de los participantes. Puede ser que haya un conflicto latente entre actores, o que el posicionamiento de algunos haga que presionen para que se favorezca su visión, confundiendo el ejercicio con una mesa de negociación. Puede ser que oculten algún tipo de información que podría ser relevante para la construcción de la visión conjunta. Todo esto no hace más que reafirmar que el proceso debe ser conducido por expertos, que sin olvidar los objetivos de gestión, aborden el ejercicio desde una perspectiva más social que técnica.

7.3.5 Modelo de Aprendizaje

Los modelos de aprendizaje se diseñan para permitir la interacción activa entre el usuario y el modelo. Suelen ser modelos muy parecidos a los exploratorios, incluso derivados de ellos, pero con mayor número de elementos y grados de libertad. Su objetivo no es tanto explorar decisiones, sino facilitar el aprendizaje por parte del usuario, mediante la recreación de eventos pasados en el que el gestor tiene la potestad de “cambiar” la historia, o mediante la experimentación de eventos ficticios pero plausibles. Cada interacción queda grabada en el sistema, y el usuario puede revisarlas al finalizar el ejercicio, o retroceder y retomar la gestión a partir de un punto de control anterior.

7.3.5.1 Descripción de la dinámica del modelo.

Nuestro modelo partía del modelo exploratorio diseñado con anterioridad. Como WEAP no permite la modelización interactiva, el planteamiento ha sido correr escenarios más cortos, evaluarlos, tomar una decisión, incorporar los resultados como datos de partida de la siguiente modelización, y así por dos iteraciones. En todo

lo demás, la dinámica es similar a la de un modelo exploratorio.

7.3.5.2 Grado de cumplimiento de las mejores prácticas de modelización

Los modelos de aprendizaje son derivados de los modelos exploratorios y por lo tanto heredan gran parte de sus características. Sin embargo, su gran peso computacional y de base de datos, y la constante retroalimentación hace que, respecto a las buenas prácticas de modelización, haya que prestar especial atención a las etapas de evaluación de escenarios y seguimiento. Es importante contrastar no sólo los mecanismos sino los procesos que conducen a los resultados, plantear los escenarios sin alejarse de los objetivos de planificación marcados y ofrecer retorno sobre el estado de la planificación en función de los resultados obtenidos a partir de los ensayos.

7.3.5.3 Puntos de entrada de la incertidumbre y tratamiento posible

330

Además de las propias de los modelos parentales y exploratorios, los modelos de aprendizaje incorporan los siguientes focos de incertidumbre. Dentro del sistema cognitivo, hay que añadir todo lo relacionado a las metodologías de simulación de las componentes sociales, la captura de los datos y su interpretación. Hay que tener en cuenta que el proceso de traducción de las variables sociales tiene dos fases: la caracterización del actor y la caracterización de la acción. En la primera se caracteriza un comportamiento determinado y se definen los rangos de la muestra, por ejemplo, al conocer tras un estudio que el 35% de las personas ahorran agua. En la segunda necesitamos definir cómo se traduce la acción en el modelo, por ejemplo, al averiguar que cuando esas personas hablan de ahorrar agua se refieren a pequeñas acciones domésticas que como mucho alcanzan el 10%. Gran parte de la incertidumbre viene de aquí, de los pocos estudios que caractericen a la población con suficiente detalle y al total desconocimiento de las acciones que esta población tomará en función de determinados estímulos externos.

A nivel técnico la incertidumbre viene de la incapacidad de modelizar todas las

variables necesarias o del uso de modelos modulares que permitan cambiar el entorno de trabajo. Pero sobretodo procede de disponer o no de la tecnología que no permita hacer *forks* y almacenar los $n+1$ escenarios que realicemos.

Por último queda la incertidumbre asociada al sistema social. Este tiene que ver, por ejemplo con las percepciones del usuario y sus valores, pues de su disponibilidad a trabajar con este tipo de modelos es lo que permitirá encontrar respuestas nuevas a las viejas preguntas.

Capítulo 8. CONCLUSIONES

8.1 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

Al principio de este trabajo destacábamos que la gestión actual de los recursos hídricos en la actualidad es ineficiente porque aun usando las mejores herramientas a su disposición, no es capaz de dar respuesta a los retos de la gestión. También decíamos que es insuficiente, en particular porque el uso que hace de la modelización excluye habitualmente dos tipologías de modelos: la de comunicación (o colaborativas) y la de aprendizaje, de alto valor en la gestión a medio y largo plazo.

Para comprobar estas afirmaciones, en la primera parte del trabajo (capítulos 2-5) hemos identificado los elementos centrales que explican la ineficiencia del actual marco de gestión del agua: la complejidad de los sistemas, el (muy) amplio espectro de los paradigmas de gestión, y la incertidumbre asociada al mundo del agua. Asimismo, hemos realizado un análisis de madurez tecnológica de la modelización, junto con el análisis de 21 paquetes de modelización o de apoyo a la modelización (capítulo 6), con el objetivo de discernir qué parte de la ineficiencia proviene del esquema de trabajo y qué parte proviene de las herramientas utilizadas, y en tal caso si el uso adecuado de las herramientas podría facilitar la consecución de los objetivos de gestión. La modelización puede entenderse como una herramienta

específica, pero también como un proceso en el que apoyarse para mejorar en relación a la gestión tradicional. Este análisis de las herramientas de modelización también nos ha ayudado a comprobar la insuficiencia en el uso de los HADIs, pues siendo una muestra significativa de los modelos más utilizados, nos ha indicado hacia qué tipo de modelización se enfoca la gestión.

Por último, el trabajo presenta los resultados de un análisis prescriptivo para valorar la insuficiencia en el uso de la modelización, haciendo uso de una de las herramientas analizadas con mayor valoración y potencial para aplicar diferentes tipos de modelos (WEAP). Así, se han construido cinco modelos, uno para cada una de las tipologías existentes (capítulo 7). Partiendo de un modelo parental, es decir, un modelo básico de referencia y común para el resto de modelos, se han analizado todos los pasos en el proceso de desarrollo de cada una de las herramientas, con especial atención a los puntos de entrada de las posibles fuentes de incertidumbre, las dificultades de aplicación de los modelos y la sistematización de los mismos. El objetivo ha sido no tanto estimar dicha insuficiencia, sino identificar las dificultades técnicas y epistemológicas que la acompañan, de manera que incidiendo sobre esos puntos podamos fomentar su utilización y facilitemos la consecución de los objetivos de gestión.

En este capítulo abordamos precisamente la discusión de los resultados obtenidos, con la intención de discernir qué elementos limitan el uso de los HADIs en un contexto más amplio y qué elementos de la incertidumbre, si procede, deben incorporarse a la modelización, así como sistematizar el proceso de desarrollo de manera que podamos ofrecer un protocolo común a todos los HADIs. Este segundo análisis no tendría sentido si no consideráramos que el enfoque de gestión debe ampliarse a retos más ambiciosos como la comunicación y el aprendizaje, y extender su ventana de acción a medio y largo plazo.

Así pues, estamos ahora en disposición de responder a las preguntas que nos planteábamos en el capítulo introductorio.

8.1.1 Pregunta 1. Paradigmas de gestión ineficientes

La primera pregunta que nos hacíamos era saber si los paradigmas de gestión actuales eran eficientes, es decir, si su praxis contribuía realmente a una mejor gestión. Para responder a esto nos hemos alejado de la visión de la economía clásica de que la gestión es el uso racional de un recurso escaso, porque bajo este axioma puede justificarse prácticamente cualquier decisión. Enfocamos la gestión de los recursos hídricos como la gestión de los conflictos asociados a la competencia por el recurso, de manera que desde esta visión los diferentes paradigmas tienen como principal objetivo alcanzar la resolución de estos conflictos. Y es aquí donde hemos identificado que la gestión hídrica actual resulta ser ineficiente e insuficiente. Ineficiente porque a pesar de disponer de marcos conceptuales más elaborados y hacer uso de la mejor tecnología disponible como los modelos informáticos, no consigue cubrir todas las necesidades de manera satisfactoria, e insuficiente porque, particularmente en el uso de las herramientas de apoyo a la toma de decisión, es poco ambiciosa y no hace uso de todo el potencial que estas herramientas pueden ofrecer.

335

Como se expuso en los capítulos iniciales, el marco conceptual predominante en la gestión hidrológica es la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH). Este paradigma surge como respuesta al agotamiento del modelo anterior, la misión hidráulica, que fue incapaz de dar respuesta a las necesidades ambientales y sociales del panorama hidrosocial emergente. La GIRH aporta una visión holística e integrada de la gestión en la que los elementos sociales y ambientales tienen el mismo peso que los económicos. Pero gran parte de la comunidad científica critica que es un discurso político articulado alrededor de una serie de promesas tan deseables como difíciles de alcanzar, para las que no se aporta ni documenta la metodología para progresar hasta ellas. La implantación de la GIRH ha resultado en cambios beneficiosos en la gestión, pero contrastando los resultados podemos ver que se ha quedado corta en la consecución de los objetivos prometidos. Nuestro principal indicador es el conflicto

y la persistencia de antiguos conflictos y la aparición de nuevos demuestran la ineficiencia.

Como resultado, desde el mundo científico han surgido nuevos paradigmas de gestión, por ejemplo, el WEF-Nexus y la Gestión Adaptativa del Agua. Ambos presentan aspectos interesantes, como la extensión de la gestión que propone el WEF hacia parámetros energéticos y de seguridad alimentaria, y la importancia de gestionar a partir de bucles de aprendizaje, como propone la gestión adaptativa. Sin embargo, en ninguno de los dos paradigmas se dan las condiciones para iniciar una revolución científica que sustituya a la GIRH. Por el momento, son solo buenas prácticas de trabajo que podrían complementar a la GIRH.

8.1.2 Pregunta 2. Incertidumbre y Conflicto como elementos de Gestión

336 Nos planteábamos la pregunta de si la incertidumbre y el conflicto podían ser considerados como elementos de la gestión, pues podrían explicar las dificultades que encuentran los paradigmas para ser trasladados a una gestión efectiva. De hecho, el conflicto y la incertidumbre son elementos comunes no sólo en el ámbito de la gestión hídrica, sino también en el resto de disciplinas ambientales en las que la presencia humana sea relevante.

La primera conclusión a la que hemos llegado es que el conflicto, en la gestión del agua, se ha considerado tradicionalmente como un elemento contextual, y por lo tanto, cualquier intento de solución de dicho conflicto se ha basado en la modificación de ese contexto. Si el conflicto es la escasez del recurso, se aumenta la oferta construyendo más embalses; si el conflicto es la inundabilidad de una zona urbana, se construyen defensas. Sin embargo, el conflicto también puede entenderse como un elemento conductual, resultante de la interacción entre dos agentes al diferir en los objetivos de gestión y percibir una amenaza de su *status quo*. La codificación de estos conflictos como reglas de relación entre agentes puede facilitar la integración de las variables sociales en la modelización, y por lo tanto, contribuirán con un número mayor de alternativas para su resolución. El conflicto, por lo tanto,

debe considerarse como un elemento de gestión.

La incertidumbre, por su parte, se reconoce como un elemento limitador de la gestión, que necesita ser abordado de manera efectiva. La incertidumbre tiene lugar en tres sistemas: el cognitivo (referido al conocimiento del sistema estudiado y los datos), el técnico (las herramientas utilizadas) y el social (el factor humano y la diversidad de enfoques). Estos tres sistemas pueden ser de naturaleza ontológica (cómo entendemos el sistema), epistemológica (qué sabemos del sistema) o ambigua (cuál de las opciones válidas de gestionar se elige). De nuestra certeza sobre lo que conocemos y desconocemos, y de la confianza que tengamos de esa certeza, dependerán nuestras estrategias de gestión.

La disponibilidad de datos de calidad y en cantidad suficiente ha sido la fuente tradicional de incertidumbre en la gestión hídrica. Paradigmáticamente, la disponibilidad de un mayor número de datos de mayor precisión no ha reducido la incertidumbre, pues han aparecido nuevas fuentes y tipos de ésta, asociadas por ejemplo a los procesos de cálculo de los modelos, o a los múltiples enfoques que la gestión multidisciplinar propone. Queda demostrado que la incertidumbre es un elemento definitorio de los sistemas naturales y debe ser incorporado como un elemento más en la gestión, no tanto para ser gestionado sino para incorporarlo a nuestros análisis.

8.1.3 Pregunta 3: ¿Pueden los modelos contribuir a las necesidades de Gestión?

La gestión de los recursos hídricos presenta retos importantes, como la complejidad de los sistemas de los que se ocupa, que no siempre se entienden bien, el número de agentes interesados, a menudo con objetivos en competencia, y las distintas opciones de gestión posibles. Para poder abordar estos retos en la gestión de los recursos hídricos, se hace uso de modelos integrados, que además sirven como mecanismo para evaluar la respuesta de los sistemas ambientales. Tradicionalmente, estos modelos han sido de carácter técnico y rara vez incluyen los aspectos sociales e institucionales dentro del proceso de toma de decisiones. Esto es en parte debido a

que el espectro de utilización de los modelos se reduce en la práctica a dos, modelos predictivos y modelos exploratorios, dejando de lado la utilización de los modelos para comunicar y aprender, de los que no hay apenas registros en la literatura.

A medida que la complejidad de los modelos aumenta con el fin de representar mejor los sistemas ambientales y socio-ambientales, hay también un aumento de la necesidad de identificar las posibles fuentes de incertidumbre y de cuantificar su impacto, para que se puedan identificar con confianza las posibles alternativas de gestión. Es necesario, sin embargo, examinar el proceso de toma de decisiones de una manera integrada, con el fin de identificar todas las citadas fuentes de incertidumbre y las formas de incorporarlas en el proceso de toma de decisiones.

Una primera limitación en el uso de la modelización viene directamente de su aplicación por parte de los gestores. La necesidad de cumplir con la normativa vigente, la limitación de los presupuestos, la inmovilidad de posiciones tecnocráticas, entre otros aspectos, hacen que la gran mayoría de modelos no miren a las necesidades a largo plazo del sistema hidro-social. Así, los gestores aprenden a gestionar únicamente a partir de eventos que han sucedido de manera exclusiva durante su tiempo de servicio, pero no tienen la posibilidad de aprender a gestionar a partir de la revisión de sucesos pasados o mediante la simulación interactiva de escenarios de futuro plausibles pero aún no experimentados. En otras palabras, la única manera de aprender a gestionar una inundación de periodo de retorno superior a 200 años es enfrentándose a ella, aunque sea a partir de la simulación de un modelo. Este tipo de enfoque es, por el momento, el único que permite entrenar a los gestores frente a la incertidumbre de un futuro desconocido.

Otra de las limitaciones actuales en la modelización es la incorporación de las variables sociales en los modelos. A partir del instante en el que la gestión de los recursos hídricos va más allá de un balance de masas entre dos puntos de la cuenca hidrográfica, y la entendemos como la gestión de los conflictos entre los diferentes actores, se hace imprescindible incorporar dichas variables sociales tanto en el

modelo como en la modelización. Sin embargo, no es tarea sencilla, ya que implica la captura de conocimiento no estructurado, difícil de codificar en el lenguaje del modelo sin que pierda la fidelidad con la realidad.

Pero allí donde la modelización adquiere mayor relevancia es en el tratamiento de la incertidumbre, que constituye la principal barrera para conectar la ciencia con la toma de decisiones. Hay diversas maneras de abordar la incertidumbre: minimizarla a partir de más estudios y datos; aceptarla como algo inherente en el sistema cuyo modelo retornará unos resultados acordes con dicha incertidumbre; o incorporarla dentro de los modelos mediante técnicas de modelización como el análisis de escenarios o bien como parte estructural del sistema a través de la modelización de agentes o de la participación de los agentes interesados durante el desarrollo del modelo, por ejemplo. La incertidumbre nunca debe ser razón para no tomar decisiones, sino una oportunidad para conocer mejor el sistema, y eso es algo que los modelos pueden facilitar.

Por lo tanto, los modelos puede contribuir a las necesidades de la gestión, definidas en la introducción como (a) satisfacer las necesidades que surjan en los ámbitos sociales, económicos y ambientales en un territorio, minimizando el conflicto; (b) anticiparse a la incertidumbre de eventos futuros, como inundaciones, sequías, cambios de legislación o usos del suelo, etc.; y (c) maximizar el bienestar social del ámbito en cuestión en términos de calidad de vida, seguridad alimentaria y energética. Sin embargo, al hacerlo, debemos tener presentes los 4 tipos de modelización existentes (predicción, exploración, comunicación y aprendizaje), pues cada uno de ellos tiene diferentes umbrales de tolerancia a la incertidumbre y diferentes técnicas para tratarla.

8.1.4 Pregunta 4. Identificación de la Incertidumbre en el proceso de Modelización

Tras habernos cuestionado la efectividad de los paradigmas y el uso que estos hacen de la modelización, debemos plantearnos si el proceso de modelización está preparado para incorporar la incertidumbre como elemento de la gestión. El

planteamiento teórico del capítulo 5 queda comprobado a partir de la construcción de los cinco modelos tipo y la revisión de todos los pasos que tienen lugar en el desarrollo de un modelo.

La primera conclusión es que el tipo de incertidumbre va a depender en gran medida del tipo de modelo que realicemos. El modelo parental, como base del resto de modelos, transmitirá al resto de modelos filiales todas sus incertidumbres, y por lo tanto, la identificación de los focos de incertidumbre en este modelo es crucial. A partir de ahí, cada tipo de modelo es más o menos vulnerable a ciertas fuentes de incertidumbre. Los modelos predictivos son más vulnerables a la incertidumbre del sistema cognitivo (datos), mientras que los exploratorios lo son más a la incertidumbre del sistema técnico (Anexo II).

La principal conclusión es que la incertidumbre tiene lugar desde el primer al último instante de la modelización, pasando por las tres etapas de desarrollo, evaluación y utilización. Es importante destacar que el análisis de incertidumbre suele centrarse exclusivamente en el desarrollo, pero obvia las etapas de evaluación y utilización que son las que marcan la calidad y la usabilidad del modelo, especialmente en modelos como los HADIs con un enfoque adaptativo y de revisión continua.

La incertidumbre cognitiva surge a lo largo de toda la modelización, pero especialmente en las etapas de desarrollo y evaluación. En el desarrollo, vemos como cualquier error de medida, datos incompletos, procesado de datos, tiene importancia porque es la base sobre la que plantearemos el estudio. El modelo se adaptará a los datos y no al revés. Por eso, el modelo necesita ser suficientemente flexible a nivel computacional como para aceptar datos nuevos a lo largo de su vida. Sin embargo, donde este tipo de incertidumbre tiene más incidencia es en el proceso de evaluación, pues la calibración y validación del modelo requieren del mejor tipo de dato disponible. No obstante, es importante tener claro que hay la precisión tiene un límite, por lo menos en las escalas de gestión actuales. En estos casos, la mejor estrategia es

no enfocarse en el dato sino en el conocimiento, pues el interés real es replicar el sistema y las relaciones entre sus elementos. Por eso la relevancia de contar con los agentes interesados desde la primera fase de desarrollo.

La incertidumbre técnica predomina en los modelos exploratorios y de aprendizaje. Pero tiene una influencia enorme en todas y cada una de las etapas. No nos referimos únicamente a la eficiencia computacional del modelo, sino a otros aspectos que precisamente se ocultan detrás de la computación, como por ejemplo el desconocimiento de los algoritmos utilizados para el cálculo, la obsolescencia del propio modelo o las limitaciones inherentes del software para aceptar conocimiento no estructurado como las variables sociales. En este aspecto, el salto tecnológico recae en el uso de herramientas modulares, es decir, modelos compuesto por componentes sustituibles, y el uso de código abierto que permita la participación de una comunidad científica más amplia.

Por último, la incertidumbre humana, o del sistema social, tiene mayor peso cuanto mayor sea la interacción humana en el sistema. Tiene por lo tanto, un impacto elevado en la fase de utilización del modelo, y en la retroalimentación para iniciar de nuevo el proceso de modelización. Este tipo de incertidumbre se ve dirigida a menudo por aspectos muy alejados del modelo, como un clima político determinado, o los valores y actitudes de los actores y gestores. De este tipo de factores depende que el enfoque del modelo se dirija a solventar un conflicto o a aumentar los recursos disponibles. En otros casos, es una cuestión de ambigüedad, es decir, de interpretación de los objetivos de gestión. En estas situaciones, el mejor tratamiento de la incertidumbre disponible recae precisamente en el intercambio de información robusta de manera continuada entre los diferentes participantes en el desarrollo del modelo.

8.1.5 Pregunta 5: Nivel de Madurez de la Modelización

Nos planteábamos esta pregunta con la intención de saber si los modelos actuales eran capaces –a nivel tecnológico– de responder a los retos de la gestión

hídrica. Si una tecnología está en fase de crecimiento, es lógico pensar que si no es capaz de abordar ciertos aspectos es porque aún no ha llegado a su cénit. Si en cambio, el nivel de maduración ha alcanzado su tope, cualquier posible mejora será marginal, y si no lo ha hecho con anterioridad, no será capaz de abordar los retos a no ser que haya un descubrimiento tecnológico diferencial (*techcnological breakthrough*) o una sustitución tecnológica, es decir, la aparición de una herramienta mejor.

Se ha realizado un análisis de las publicaciones científicas (artículos, libros, conferencias, etc...) asimilando que el ritmo de producción científica está relacionado con el avance tecnológico, y se han ponderado los resultados en función de si la publicación se hacía en una revista de carácter técnico o teórico. En ese ritmo de publicaciones observamos un patrón similar a la de la curva teórica del ciclo de vida de una tecnología. Parece ser coherente con los hechos históricos: un inicio lento debido a los lenguajes y a la falta de capacidad computacional de las máquinas, un auge a partir de los sistemas SCADA de transmisión de datos, y un pico a partir de la aparición de la DMA (demandando el uso de modelos) y la aparición de nuevas técnicas de modelización.

342

De acuerdo con dicha curva, la tecnología de la modelización se encuentra en la actualidad en su punto cenital, aunque no hay suficientes datos para saber si entrará en una fase de agotamiento o si tendrá un receso sostenido en el tiempo. Podemos por lo tanto inferir que tecnológicamente la modelización debería estar capacitada para abordar los retos de la gestión, y que si no es así es porque o se hace un uso inadecuado, o bien porque se necesita otra herramienta.

8.1.6 Pregunta 6. Nivel de adecuación a las necesidades de gestión

Una vez conocemos que se puede estar haciendo un uso inadecuado de los modelos, tratamos de analizar cuál es el uso de los mismos en la gestión. A partir de 21 paquetes de software ampliamente utilizados, se ha investigado su uso real y su uso potencial para abordar los diferentes retos. Este estudio se ha realizado en base a

5 indicadores: usabilidad (cómo de asequible es su utilización por un profano), fidelidad (capacidad para representar el sistema estudiado), tratamiento de la incertidumbre (mecanismos propios para tratarla o facilidad para incorporarlos), arquitectura (flexibilidad a los cambios) y aplicación de las buenas prácticas (si el modelo limita de alguna manera su aplicación).

Los resultados del análisis arrojan que en el mejor de los casos (WEAP) se alcanza el 60% de satisfacción, y sólo 5 paquetes superan el 50%. Respecto a los indicadores, podemos ver que la gran mayoría de modelos ponen un gran énfasis en el enfoque matemático y en la capacidad de computación y el tratamiento del análisis de sensibilidad. Esto pone de manifiesto que la disciplina se ha centrado más en mejorar los aspectos técnicos que en entrar a valorar la propia utilidad de los modelos desarrollados.

Por otro lado, la gran mayoría de ellos tienen carencias en lo que respecta a la arquitectura (modularidad y uso de herramientas de código libre) y a la transparencia, es decir, respecto a cómo facilitar la participación y el input por parte de los agentes interesados.

Gracias a esto podemos concluir que las herramientas actuales, en términos generales, no se adecúan a todas las necesidades de gestión de los recursos hídricos, si bien todas responden a las necesidades demandadas por el gestor. Como comentábamos al hablar de la incertidumbre social, el enfoque y los valores del gestor son una fuente de incertidumbre. En cualquier caso, dar el salto cualitativo no debería representar un problema, ya que los requerimientos tecnológicos son asumibles precisamente por el nivel de madurez actual; queda en todo caso el reto de los modelos de aprendizaje (simulación y *sandbox*) que implican un desafío, pero que en la actualidad dependen más de la voluntad y del presupuesto existentes.

8.1.7 Pregunta 7: Protocolo de Modelización.

Tras el desarrollo de los diferentes modelos y el análisis de las fuentes de

incertidumbre, queda definir la propuesta de protocolo de trabajo (Ilustración 46) para la construcción de los HADIs en condiciones de incertidumbre.

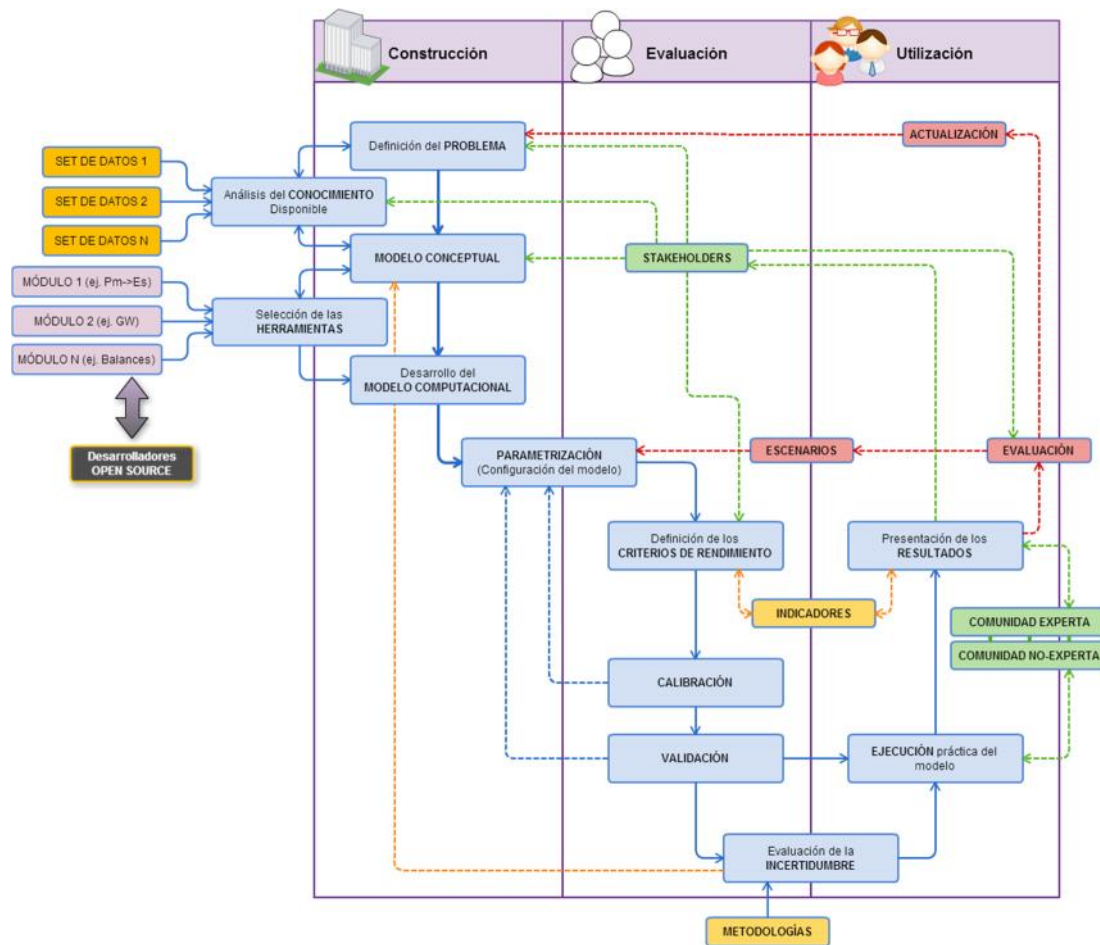


Ilustración 46. Protocolo de modelización para el desarrollo e implantación de un HADI en la gestión y toma de decisiones de los recursos hídricos.

Este protocolo se divide en tres etapas: construcción, evaluación y utilización, y en cada una de ellas tiene lugar alguno de los pasos que se detallan a continuación que, en todos los casos, deben cumplir con las buenas prácticas de modelización:

1. Definición del problema: durante esta fase se definen los objetivos de la modelización y se consultan a todas las partes interesadas.
2. Análisis del conocimiento: Se recoge tanta información y de tantas fuentes como sea posible. No hay límite al conocimiento, pues la selección de los datos definitivos se realiza durante la siguiente fase.

3. Desarrollo del Modelo conceptual: se estructura la arquitectura del modelo y se definen los conjuntos de datos a utilizar y los elementos a evaluar, además de establecer las conexiones entre dichos elementos. Es interesante que el desarrollo de este modelo conceptual surja de un modelo colaborativo o informativo.
4. Definición de los criterios de rendimiento: es necesario establecer de manera cuantitativa aquellos indicadores que reflejarán el éxito o fracaso de nuestro modelo. Como el modelo es iterativo, no tienen por qué ser muchos ni muy definidos, pero sí que deben ser escalables, de manera que a medida que avanzan las iteraciones son cada vez más completos.
5. Calibración: utilizamos los primeros resultados del modelo y un set de datos independiente para contrastar y ajustar los posibles errores. Habría que volver a parametrizar si no se puede calibrar con éxito.
6. Validación: a partir de otro set de datos, hay que demostrar que el modelo es capaz de hacer predicciones en un lugar específico determinado para períodos fuera del período de calibración.
7. Evaluación de la incertidumbre: este es un paso que puede ejecutarse prácticamente desde el principio, pero sólo llegados a este punto se puede hacer uso de las metodologías de cuantificación de la incertidumbre.
8. Ejecución del modelo: el modelo se ejecuta (ya en la etapa de utilización) y arroja unos resultados.
9. Presentación de resultados: los resultados se presentan a la comunidad y se contrastan los indicadores de rendimiento.
10. Evaluación: Si el modelo funciona, entonces podemos ir al diseño de escenarios; de lo contrario hay que actualizarlo y reiniciar el proceso desde el primer paso de definición del problema.
11. Escenarios: cada nuevo escenario debe permitirnos evaluar preguntas nuevas o abordar retos diferentes. En tal caso, se regresa al paso de parametrización, donde se establecerán las nuevas condiciones de trabajo.
12. Actualización: análisis de lo que funciona y de lo que no, y reinicio del proceso.

Tras este proceso, podemos concluir que lo que determina no sólo la calidad

del HADI, sino la utilidad de sus resultados, es el tratamiento que hagamos de la incertidumbre a lo largo de todas las etapas de modelización.

8.1.8 Pregunta 8. Factores que favorecerían el avance de los modelos

Al abordar el análisis sobre la idoneidad de los modelos más utilizados en la actualidad para ser utilizados como HADIs, es decir, como herramientas de modelización en todas las facetas, predicción, exploración, comunicación y aprendizaje, identificamos una serie de características que se echaban en falta. Es importante no cometer el error de confundir causa con efecto, y entender que el hecho de que ciertas características estén ausentes seguramente responda a que no estén demandadas, y no a que su falta sea la causa de la no evolución de la modelización. No obstante, pueden ser indicadores de los aspectos necesarios para el cambio.

346 El segundo elemento para el análisis lo tenemos en la construcción de los modelos. Durante su desarrollo se ha podido identificar una serie de aspectos necesarios para llevar a cabo cada uno de los tipos de modelización. En base a estos dos análisis, se han identificado los siguientes elementos que favorecerían el desarrollo de los modelos.

8.1.8.1 Sistema Social. Visión a medio-largo plazo.

El primer factor identificado que favorecería el desarrollo y evolución de los modelos como herramienta de gestión de los recursos hídricos es la visión a medio o largo plazo. Debido al cumplimiento con las obligaciones de la DMA y la directiva de inundaciones (2007/60/CE), a los límites presupuestarios, o simplemente a las estructuras administrativas inmovilistas, los modelos y el resto de herramientas de ayuda a la toma de decisiones se estructuran para satisfacer necesidades inmediatas. Esto implica que los modelos utilizados son sólo de dos tipos: predictivos y exploratorios, e incluso estos últimos rara vez se utilizan para desarrollar escenarios. Como consecuencia, los modelos sólo se revisan cuando el problema vuelve a estar

encima de la mesa, y en función del tiempo que haya pasado, es posible que sea necesario construir un nuevo modelo.

Modelizar a largo plazo tiene una serie de ventajas. La primera es que el modelo se desarrolla una sola vez pero se actualiza continuamente. Cualquier emergencia requerirá una actualización del modelo, aunque siempre será más rápido que rehacerlo. Aún más, modelizar pensando a largo plazo implica aceptar que hay aspectos del futuro que desconocemos y que son inciertos, porque nuestro modelo de trabajo es empírico y básicamente implica recoger información del pasado y proyectarlo para predecir el futuro. Esta idea de que el futuro depende de los sucesos del pasado es una construcción que tiende a ser cierta únicamente en los procesos a pequeña escala.

Por lo tanto, si queremos gestionar a medio-largo plazo, es recomendable hacer uso de todas las tipologías de modelización, especialmente los modelos de aprendizaje o simuladores. Con ellos podemos proyectar el pasado mediante la revisión de sucesos, pero sobretodo podemos entrenarnos para los sucesos del futuro practicando la gestión de múltiples experiencias que podrían suceder a medio-largo plazo.

8.1.8.2 Sistema Social. Adaptación conceptual del conflicto

El conflicto es un elemento disruptivo en la gestión. Implica principalmente la insatisfacción legitimada de algún actor en la cuenca que además considera –de manera infundada o no– que otro actor se está beneficiando de su pérdida. El conflicto es también una construcción que favorece la posición del gestor, como mediador o custodio del buen funcionamiento de la gestión en la cuenca. Es por ello que cuando el conflicto tiene su origen en decisiones administrativas, el gestor difícilmente admitirá su responsabilidad en el conflicto (recordemos que no todos los conflictos son evitables) sino que probablemente se escude tras la interpretación de la normativa legal o los resultados de un modelo en particular, pues los datos dan legitimidad a las acciones.

No obstante, el conflicto es sobretodo un indicador que advierte de la no satisfacción de algunas de las necesidades marcadas por los objetivos de gestión. Y por lo tanto es lógico que la administración aborde la solución del mismo, pero tradicionalmente lo ha hecho desde un marco conceptual desacertado. Es decir, habitualmente se entiende el conflicto como algo que se interpone entre las necesidades de dos o más actores, y por lo tanto, es algo externo a los mismos. En consecuencia, cuando se intenta resolver el conflicto se aborda el elemento que se interpone en las necesidades, de manera que, a modo de ejemplo, cuando el conflicto es la escasez de agua, la respuesta habitual del gestor es aumentar la disponibilidad del recurso; sin embargo, lo usual es que a pesar de que aumenten los recursos disponibles, el conflicto acabe reapareciendo.

348 En la gestión hídrica el conflicto se ha considerado principalmente como contextual, y por lo tanto las soluciones propuestas se han centrado en modificar aquellos factores que podían resultar en fuentes potenciales de conflicto: aumento de la oferta hídrica, legitimación a través de concesiones de largo recorrido temporal, justificación de las obras hidráulicas a través de mensajes de unidad nacional e interés general, etc. Entender el conflicto como contextual implica aceptar que si el contexto cambia a favorable, el conflicto debería desaparecer. Sin embargo, una somera revisión de las políticas hídricas actuales demuestra que eso no ha sido así.

Existe otra manera de entender el conflicto, esto es, como un elemento interno de los actores. Esto implica que se necesitan dos o más actores para que haya un conflicto y que además debe existir algún tipo de relación entre ellos. Si entendemos el conflicto no como el resultado de una reacción de los agentes a la escasez de un recurso, sino como las reglas de comportamiento de estos agentes con respecto a otros, cuyo nexo es la escasez de dicho recurso, podemos utilizar dichas reglas para modelizar los agentes sociales. Dicho de otra manera, podemos convertir estas reglas de comportamiento en algoritmos que regulen las relaciones de dependencia entre las variables. Este es un campo de investigación ciertamente interesante, pues posiblemente sólo en el conflicto, los actores actúan de manera fiel a sus necesidades.

8.1.8.3 Sistema Social. Incorporación de la incertidumbre.

La incertidumbre se percibe como algo negativo. Evidentemente, en términos de gestión, el control es un valor indiscutible, y del conocimiento del funcionamiento de los sistemas hídricos se derivan los planes hidrológicos, que son las únicas herramientas disponibles en la actualidad que conciben la gestión a medio plazo.

Gestionar en condiciones de incertidumbre era algo relativamente común hasta hace poco tiempo, con escasez de datos y sin herramientas suficientemente capaces de estructurar los problemas. Precisamente, la aparición de los modelos ha dado una falsa sensación de certidumbre, especialmente porque la incertidumbre se ha asociado a la falta de datos. Como resultado, cuando la calidad y cantidad de los datos no se pueden mejorar, pero el sistema sigue siendo incierto, suele haber un mecanismo de inacción, esperando a que alguna variable cambie, para tomar una decisión.

La paradoja está precisamente ahí, en que a pesar de disponer de mayor cantidad de datos que nunca, seguimos teniendo que gestionar en condiciones de incertidumbre. La alternativa, en absoluto aceptable, es no gestionar. Por ello, la gestión hídrica actual requiere un cambio en la manera de tratar la incertidumbre. En algunos casos debe ser eliminándola, mediante mejores datos y protocolos, en otros difiriéndola a la espera de mejores condiciones. Pero muchas otras veces requerirá aceptarla e incorporarla a nuestros modelos como un componente más dentro de la gestión. Al fin y al cabo, con la modelización, la precisión es en la mayoría de casos, una ilusión. De hecho, la incertidumbre puede ser muy útil en la gestión pues es, en parte, una característica definitoria de nuestro sistema.

8.1.8.4 Sistema estructural. FOSS

FOSS, *Free Open Source Software*, o software libre de código abierto se refiere a aquel programa computacional que se ofrece bajo una licencia tal que los usuarios pueden estudiar, modificar y mejorar su diseño mediante la disponibilidad de su

código fuente. La importancia real de este tipo de enfoque a la hora de desarrollar modelos que simulen los procesos hidrológicos radica en que, al poner el código a disposición de la comunidad desarrolladora, la evolución y mejora del mismo es mucho más veloz y robusta, estable en términos computacionales y verificable en términos científicos, pues es trazable y evaluable, y deja memoria de los pasos que no han sido fructíferos para no volver a repetirlos. Además, permite el uso de protocolos conocidos.

Así pues, que la práctica de la modelización se incline hacia el uso del *FOSS*, como filosofía y como técnica, es un requisito que se antoja imprescindible para la mejora de la modelización y su proyección como herramienta tecnológica aún en crecimiento. El uso de modelos de caja oscura, en los que no se puede evaluar la incertidumbre relacionada con la propia herramienta, ni valorar e incluso mejorar el uso de uno u otro algoritmo, beneficia en el corto plazo a las compañías desarrolladoras del software, pero limita la transparencia y no contribuye a los objetivos de gestión marcados.

350

8.1.8.5 Sistema estructural. Modularidad

Con la modularidad nos referimos al uso de modelos adyacentes o auxiliares que pueden sustituirse por otros más evolucionados sin que ello afecte al rendimiento global del modelo principal. La modularidad se está convirtiendo en una herramienta útil en términos de gestión de la complejidad y el diseño de sistemas organizacionales y técnicos flexibles (Pil and Cohen 2006).

Existen tres factores importantísimos para incorporar la modularidad en la modelización: la recombinación, la innovación y el *outsourcing*. La recombinación implica adaptar modelos o plantillas a las necesidades particulares de un contexto o un problema diferente, y por lo tanto permite dar respuesta rápida a cualquier cambio inesperado en el sistema. La innovación implica poder sustituir componentes que han sido mejorados sin afectar al resto del conjunto, lo cual implica que es posible, e incluso recomendable, iniciar el proceso de modelización en cualquier

momento sin necesidad de esperar a tener el mejor modelo posible. Por su parte, el *outsourcing* implica aceptar que no es necesario desarrollar todos los modelos uno mismo, sino que podemos incluir modelos de otras fuentes que ya consideramos suficientemente maduros.

Por lo tanto, la modularidad permite una mejor adaptación del modelo a la necesidad de cada contexto y permite seguir innovando en ciertas partes del modelo que aún no están maduras, mientras el modelo global es operativo. En ciertos casos es probable que las ventajas de la innovación mediante módulos sean más relevante en el modelo, por lo menos a largo plazo, que alcanzar un rendimiento determinado desde el principio.

En definitiva, como los módulos pueden evolucionar de manera autónoma sin afectar al resto de componentes, los sistemas modulares acostumbran a ser más robustos ante los cambios –esperados o no– en los sistemas naturales que los sistemas cerrados y compactos. Sin embargo, para que el sistema modular funcione es necesario establecer un estándar de comunicación entre módulo y modelo común entre todos los elementos.

8.1.8.6 Sistema Cognitivo: Parametrización y Codificación de las variables sociales

Los modelos actuales no pueden seguir centrándose únicamente en el medio físico o en el medio biótico, porque la gestión tiene lugar en un medio hidro-social. A nivel de modelización, la principal implicación es que, para que un modelo refleje con fidelidad el sistema, necesitamos incorporar las variables sociales dentro del mismo.

Las técnicas existentes ya se han mencionado, pero podemos recordar la modelización de agentes o el uso de redes neuronales. En ambas, la simulación del ente social implica la relación de una serie de reglas asociadas a una acción, pero rara vez a un contexto. Los seres humanos podemos actuar de manera poco lógica, pero esa falta de lógica es difícilmente convertible en un algoritmo. Sin embargo, esa

falta de lógica o de previsión por parte del modelador o del propio gestor es lo que hace que los planes de gestión generen descontento en la misma población que fue consultada para la redacción del mismo, porque el contexto ha variado.

Como en el resto de variables del modelo, las variables sociales necesitan simplificarse. La alternativa más habitual es seleccionar grupos significativos, como por ejemplo organizaciones de regantes, grupos ecologistas, etc., asimilando un único tipo de comportamiento a todas las personas que forman parte de ese grupo; a pesar de que como personas individuales defenderían una postura, como miembros de una organización su postura tiende a estar politizada.

En cualquier caso, esta va a ser, sin duda, una línea de investigación futura en el campo de la modelización. Porque a la dificultad inherente de la modelización de estas variables, se le unen los escasos trabajos al respecto, por el momento.

8.1.9 Futuras líneas de investigación

352

Una conclusión inevitable en la realización de trabajo un de investigación de estas características, en la que se ha utilizado el prisma de múltiples disciplinas, es la identificación de futuras líneas de investigación.

Un primer campo de investigación se centra en el ámbito de la incertidumbre, y en particular, cómo incorporarla a la modelización. Las técnicas existentes se enfocan en la cuantificación de la incertidumbre cognitiva y técnica, pero aún queda por estudiar el tratamiento general de la incertidumbre social, y los mecanismos que la conecten con los modelos.

Un segundo campo de investigación, en la estructura de los modelos, es la modularidad. Para poder conseguir disponer de un modelo con piezas intercambiables no sólo es necesario una dinámica de innovación constante (facilitado por el FOSS), sino sobretodo salvar las barreras de interoperabilidad y comunicación de los datos entre los modelos.

Por último, se quiere destacar como línea de investigación la captura y codificación del conocimiento no estructurado, como las variables sociales. Estas son muy sensibles al método usado en el levantamiento de datos, y pierden fácilmente la información cuando se codifica para incorporarla a los modelos. Es necesario pues, la investigación en técnicas no invasivas de extracción de datos, como la gamificación o PPGIS, y en métodos de codificación de dicho conocimiento, a partir de la modelización de agentes, que preserven toda la información.

BIBLIOGRAFÍA

- Abellán Contreras, Francisco José. 2014. "El Aprovechamiento de Las Aguas En La Ley de 13 de Junio de 1879 . Trayectoria de Un Texto Legislativo a La Luz de La Optimización Y Eficacia de Los Recursos Hídricos ." Pp. 686–98 in *Irrigation, Society, Landscape. Tribute to Thomas F. Glick*, edited by C. Sanchis-Ibor, G. Palau-Salvador, I. Mangue Alférez, and L.P. Martínez-Sanmartín. Valencia: Universitat Politècnica de València. Retrieved (<http://ocs.editorial.upv.es/index.php/ISL/ISL2014/paper/viewFile/148/148>).
- Afzalur, Rahim. 2001. *Managing Conflict in Organizations*. 3rd ed. Quorum books, Westport CT (USA). Retrieved (<http://www.cro3.org/cgi/doi/10.5860/CHOICE.48-4579>).
- Aguilera, P. A., A. Fernández, R. Fernández, R. Rumi, and A. Salmerón. 2011. "Bayesian Networks in Environmental Modelling." *Environmental Modelling & Software* 26(12):1376–88. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815211001472>).
- Alcácer, César. 2012. "La Evolución En La Gestión de Los Recursos Hídricos. Entre La Solución Y La Perversión." Pp. 173–86 in *Agua y Derechos Humanos*, edited by Álvaro Sánchez-Bravo. Sevilla.
- Alcamo, Joseph. 2008. "Introduction. The Case for Scenarios of the Environment." Pp. 1–11 in *Environmental Futures The Practice of Environmental Scenario Analysis*, vol. Volume 2, edited by Joseph Alcamo B T - Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08004018>).
- Alcamo, Joseph and Thomas Henrichs. 2008. "Towards Guidelines for Environmental Scenario Analysis 2 . Concepts and Definitions . What Is Environmental." 13-35.
- Allan, Anthony, S. Merrett, and C. Lant. 2003. "Useful Concept or Misleading Metaphor ? Virtual Water : A Definition." *Water International* 28(1):4–11.
- Allan, John Anthony. 2003. "Integrated Water Resources Management Is More a Political than a Technical

Challenge." *Developments in Water Science* 50:9–23. Retrieved November 5, 2014 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167564803800047>).

Allan, John Anthony. 2005. "Water in the Environment / Socio-Economic Development Discourse : Sustainability , Changing Management Paradigms and Policy." *Government and Opposition* 40(2):181–99.

Andreu, Joaquin and Andrés Sahuquillo. 1987. "Efficient Aquifer Simulation in Complex Systems." *Journal of Water Resources Planning and Management - ASCE* 113(1):110–29.

Anon. 2013. "Raffaello D'Andrea: La Asombrosa Potencia Atlético de Los Quadricópteros. | Video on TED.com." *TEDGlobal-Edinburgh*. Retrieved November 25, 2013 (http://www.ted.com/talks/raffaello_d_andrea_the_astounding_athletic_power_of_quadcopters.html).

Argent, Robert M. 2004. "An Overview of Model Integration for Environmental Applications - Components, Frameworks and Semantics." *Environmental Modelling and Software* 19(3):219–34.

Ascough, J. C., H. R. Maier, J. K. Ravalico, and M. W. Strudley. 2008. "Future Research Challenges for Incorporation of Uncertainty in Environmental and Ecological Decision-Making." *Ecological Modelling* 219(3–4):383–99. Retrieved January 28, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380008003554>).

Assaf, H. et al. 2008. "Generic Simulation Models for Facilitating Stakeholder Involvement in Water Resources Planning and Management: A Comparison, Evaluation, and Identification of Future Needs." Pp. 229–46 in *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, vol. Volume 3, edited by A A Voinov AJ. Jakeman A.E. Rizzoli and S.H. Chen BT - Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08006133>).

Benson, David; Gain, Animesh K.; Rouillard, Josselin. 2015. "Water Governance in a Comparative Perspective : From IWRM to a ' Nexus ' Approach ?" *Water Alternatives* 8(1):756–73. Retrieved (<http://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol8/v8issue1/275-a8-1-8/file>).

Bernal, Estrella and Christos Zografos. 2012. "Managing Structural Uncertainty for Sustainability : A Case Study from." *Ecological Economics* 80:38–47. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.05.004>).

Biswas, Asit K. 2004. "Integrated Water Resources Management: A Reassessment." *Water International* 29(2):248–56.

Biswas, Asit K. 2008. "Integrated Water Resources Management: Is It Working?" *International Journal of Water Resources Development* 24(1):5–22. Retrieved December 12, 2013 (<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07900620701871718>).

Blomquist, William, Consuelo Giansante, Anjali Bhat, and Karin Kemper. 2005. *Institutional and Policy Analysis of River Basin Management. The Guadalquivir River Basin (Spain)*.

Bond, T., E. Roma, K. M. Foxon, M. R. Templeton, and C. A. Buckley. 2013. "Ancient Water and Sanitation Systems - Applicability for the Contemporary Urban Developing World." *Water Science and Technology*

67(5):935–41.

Box Amorós, Margarita. 1992. "El Regadío Medieval." Pp. 49–90 in *Hitos Históricos de los Regadíos españoles*, edited by A. Gil Olcina and A. Morales Gil. Alicante: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Retrieved (http://www.magrama.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/fondo/pdf/9999_4.pdf).

Breu, FX, S. Guggenbichler, and JC Wollmann. 2008. "IWRM Guidelines at River Basin Level. Part I: Principles." edited by UNESCO. *Vasa* 33. Retrieved January 4, 2014 (<http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>).

Brown, James D. 2004. "Knowledge, Uncertainty and Physical Geography: Towards the Development of Methodologies for Questioning Belief." *Transactions of the Institute of British Geographers* 29(3):367–81.

Brugnach, M., K. E. Lindenschmidt, et al. 2008. "Complexity and Uncertainty : Rethinking the Modelling Activity." 49–68.

Brugnach, M., Art Dewulf, Claudia Pahl–Wostl, and Tharsi Taillieu. 2008. "Toward a Relational Concept of Uncertainty: About Knowing Too Little, Knowing Too Differently, and Accepting Not to Know." *Ecology and Society* 13(2).

Brugnach, Marcela and Claudia Pahl–wostl. 2007. "A Broadened View on the Role for Models in Natural Resource Management : Implications for Model Development." *Adaptive and Integrated Water Management: Coping with Complexity and Uncertainty* 187–203.

Burton, J. 2003. *Integrated Water Resources Management on a Basin Level. A Training Manual*. UNESCO. Retrieved January 4, 2014 (<http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=30475&indexSearch=ID>).

Cardoso, Carolina, Federico Bert, and Guillermo Podestá. 2011. "Modelos Basados En Agentes (MBA): Definición, Alcances Y Limitaciones." Pp. 1–14 in *Landuse, biofuels and rural development in the La Plata Basin*.

Carmona, Gema, Consuelo Varela–Ortega, and John Bromley. 2013. "Participatory Modelling to Support Decision Making in Water Management under Uncertainty: Two Comparative Case Studies in the Guadiana River Basin, Spain." *Journal of environmental management* 128:400–412. Retrieved September 23, 2013 (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23792817>).

Castella, Jean–Christophe, Suan Pheng Kam, Dang Dinh Quang, Peter H. Verburg, and Chu Thai Hoanh. 2007. "Combining Top–down and Bottom–up Modelling Approaches of Land Use/covers Change to Support Public Policies. Application to Sustainable Management of Natural Resources in Northern Vietnam." *Land Use Policy* 24(3):531–45. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0264837706000640>).

Castelletti, Andrea and Rodolfo Soncini–Sessa. 2007. "Dealing with Risk and Uncertainty." Pp. 243–51 in *Integrated and Participatory Water Resources Management: Theory*, vol. Volume 1, edited by R Soncini–

Sessa B T - Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X0701109X>).

CHEbro. 2009. "Portal de CHEbro. Historia." Retrieved January 26, 2014 (<http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=2509&idMenu=2081>).

CMAOT. 2015. *Plan Especial de Sequia Distritos Hidrográficos Guadalete-Barbate Y Tinto-Odiel-Piedras*.

Cook, Brian R. and Christopher J. Spray. 2012. "Ecosystem Services and Integrated Water Resource Management: Different Paths to the Same End?" *Journal of Environmental Management* 109:93–100. Retrieved October 17, 2013 (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22699027>).

Courtney, James F. 2001. "Decision Making and Knowledge Management in Inquiring Organizations: Toward a New Decision-Making Paradigm for DSS." *Decision Support Systems* 31(1):17–38. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167923600001172>).

Craps, Marc. 2003. *Social Learning in River Basin Management*.

Crout, N. et al. 2008. "Good Modelling Practice." Pp. 15–31 in *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, vol. Volume 3, edited by A.J. Jakeman, A.E. Rizzoli, and S.H. Chen. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08006029>).

358 Denzer, Ralf. 2005. "Generic Integration of Environmental Decision Support Systems – State-of-the-Art." *Environmental Modelling & Software* 20(10):1217–23.

Döll, C., P. Döll, and P. Bots. 2013. "Semi-Quantitative Actor-Based Modelling as a Tool to Assess the Drivers of Change and Physical Variables in Participatory Integrated Assessments." *Environmental Modelling and Software* 46:21–32. Retrieved September 23, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815213000297>).

Droogers, P. and C. Perry. 2008. *Scenario Based Water Resources Model to Support Policy Making*. Wageningen.

Droogers, Peter and Johan Bouma. 2014. "Simulation Modelling for Water Governance in Basins." *International Journal of Water Resources Development* (May 2014):1–20. Retrieved (<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07900627.2014.903771>).

EC. 2000. *Directiva 2000/60/CE Del Parlamento Europeo Y Del Consejo*. Retrieved (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ.L.2000.327.0001.0072.ES.PDF>).

England, C. B. 1973. "Watershed Models – Tools in Planning Land Management for Water and Pollution-Control." *Journal of Soil and Water Conservation* 28(1):36–38.

Gibert, K., J. Spate, M. Sánchez-Marrè, Ioannis N. Athanasiadis, and J. Comas. 2008. "Environmental Modelling, Software and Decision Support." *Developments in Integrated Environmental Assessment* 3:205–28. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08006121>).

- Gilbert, Jennifer A., Lauren Ancel Meyers, Alison P. Galvani, and Jeffrey P. Townsend. 2014. "Probabilistic Uncertainty Analysis of Epidemiological Modeling to Guide Public Health Intervention Policy." *Epidemics* 6:37–45. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1755436513000467>).
- Gleick, Peter (Pacific Institute). 2014. "Water Conflict Chronology Timeline List." *online*. Retrieved June 23, 2015 (<http://www2.worldwater.org/conflict/list/>).
- Gorry, G. and M. Morton. 1971. "A Framework for Management Information Systems." *Sloan Management Review* 13(1):50–70. Retrieved (<http://mis.njit.edu/uullman/cis465/Articles/gorry.pdf>).
- Gourbesville, Philippe. 2008a. "Challenges for Integrated Water Resources Management." *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 33(5):284–89. Retrieved October 17, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1474706508000168>).
- Gourbesville, Philippe. 2008b. "Integrated River Basin Management , ICT and DSS : Challenges and Needs." 33:312–21.
- Das Gupta, A. 2008. "Implication of Environmental Flows in River Basin Management." *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 33(5):298–303. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1474706508000181>).
- GWP. 2000. *Integrated Water Resources Management*. TAC Backgr. Stockholm (Sweden): Global Water Partnership.
- Hass, J. E. 1971. "Practical Problems in Water Resource Management Modeling." *Transactions - American Geophysical Union* 52(4):197 – .
- Hassing, Jan, Niels Ipsen, Torkil Jonch Clausen, Henrik Larsen, and Palle Lindgaard-Jorgensen. 2009. *Integrated Water Resources Management in Action*. Paris.
- Heal, G. 2000. "Valuing Ecosystem Services." *Ecosystems* 3(1):24–30. Retrieved (<http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s100210000006>).
- Henriksen, Hans J., Per Rasmussen, Gyrite Brandt, Dorthe von Bulow, and Finn V Jensen. 2007. "Bayesian Networks as a Participatory Modelling Tool for Groundwater Protection." Pp. 49–72 in, edited by Andrea Castelletti and Rodolfo Soncini B T - Topics on System Analysis and Integrated Water Resources Management Sessa. Oxford. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080449678500038>).
- Henriksen, Hans J., Per Rasmussen, Gyrite Brandt, Dorthe Von Bulow, and Finn V Jensen. n.d. "Bayesian Networks as a Participatory Modelling Tool for Groundwater Protection."
- Hildreth, P. J. and C. Kimble. 2002. "The Duality of Knowledge." *Information research* 8(1). Retrieved (<http://www.informationr.net/ir/8-1/paper142.html>).

Hoekstra, A. Y. and P. Q. Hung. 2005. "Globalisation of Water Resources: International Virtual Water Flows in Relation to Crop Trade." *Global Environmental Change* 15(1):45–56.

Hoff, Holger. 2011. *Understanding the Nexus. Background Paper for the Bonn2011 Nexus Conference.*

Holtz, Georg and Claudia Pahl-wostl. 2011. "An Agent-Based Model of Groundwater over-Exploitation in the Upper Guadiana, Spain." *Regional Environmental Change* 12(1):95–121. Retrieved September 23, 2013 (<http://link.springer.com/10.1007/s10113-011-0238-5>).

Huppert, Walter. 2013. "Viewpoint – Rent-Seeking in Agricultural Water Management : An Intentionally Neglected Core Dimension ?" 6(2):265–75.

IESA. 2009. *Opinión Pública Y Recursos Hídricos En Andalucía. Reencuesta Deliberativa.*

IGTH. 1902. *Plan Nacional de Regadíos.pdf*. Madrid.

Iliadis, Lazaros S. and Fotis Maris. 2007. "An Artificial Neural Network Model for Mountainous Water-Resources Management: The Case of Cyprus Mountainous Watersheds." *Environmental Modelling and Software* 22:1066–72.

Instituto de Fomento Región de Murcia. 2015. *El Sector Hortofrutícola En La Región de Murcia Abril 2015*. Retrieved (file:///C:/Users/calcaer/Google Drive/Doctorado/Articulos/revision pending/20150415_IS_Hortofruticola RM_FEDER.pdf).

360

Jakeman, A. J., S. H. Chen, A. E. Rizzoli, and A. A. Voinov. 2008. "Modelling and Software as Instruments for Advancing Sustainability." Pp. 1–13 in *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, vol. Volume 3, edited by A A Voinov A.J. Jakeman A.E. Rizzoli and S.H. Chen BT – Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08006017>).

Jakeman, A. J., R. A. Letcher, and J. P. Norton. 2006. "Ten Iterative Steps in Development and Evaluation of Environmental Models." *Environmental Modelling & Software* 21(5):602–14. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815206000107>).

Jakeman, Anthony J., Rebecca A. Letcher, and John P. Norton. 2007. "Outstanding Research Issues in Integration and Participation for Water Resource Planning and Management." Pp. 273–89 in, edited by Andrea Castelletti and Rodolfo Soncini B T – Topics on System Analysis and Integrated Water Resources Management Sessa. Oxford. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080449678500154>).

Jeffrey, P. J. and M. Gearey. 2006. "Integrated Water Resources Management: Lost on the Road from Ambition to Realisation?" *Water Science and Technology* 53(1):1–8.

Jewitt, Graham. 2002. "Can Integrated Water Resources Management Sustain the Provision of Ecosystem Goods and Services?" *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27(11–22):887–95. Retrieved

(<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1474706502000918>).

- Johnson, Barry L. 1999. "The Role of Adaptive Management as an Operational Approach for Resource Management Agencies." *Conservation Ecology* 3(2):Art. 8.
- Jönch-Clausen, T. 2004. *Integrated Water Resources Management (IWRM) and Water Efficiency Plans by 2005. Why, What and How.* edited by Global Water Partnership. Retrieved (<http://www.tnmckc.org/upload/document/bdp/2/2.7/GWP/TJC-0401.pdf>).
- de Kort, Inge a. T. and Martijn J. Booij. 2007. "Decision Making under Uncertainty in a Decision Support System for the Red River." *Environmental Modelling & Software* 22(2):128–36. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815205001738>).
- Kuhn, Thomas S. 1999. *La Estructura De Las Revoluciones Científicas.* edited by Fondo de Cultura Económica. México DF: University of Chicago Press.
- Lant, Christopher L. et al. 2005. "Using GIS-Based Ecological-economic Modeling to Evaluate Policies Affecting Agricultural Watersheds." *Ecological Economics* 55(4):467–84. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800904004446>).
- Le, Phong V. V., Praveen Kumar, Albert J. Valocchi, and Hoang-Vu Dang. 2015. "GPU-Based High-Performance Computing for Integrated Surface-sub-Surface Flow Modeling." *Environmental Modelling & Software* 73:1–13. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815215300207>).
- Letcher, R. a and a J. Jakeman. 2003. "Types of Environmental Models." *Water and Development II.* Retrieved (<http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C07/E4-20-03-01.pdf>).
- Liu, Y., M. Mahmoud, H. Hartmann, S. Stewart, and T. Wagener. 2008. "Formal Scenario Development for Environmental Impact Assessment Studies." 145–62.
- Liu, Yuqiong, Hoshin Gupta, Everett Springer, and Thorsten Wagener. 2008. "Linking Science with Environmental Decision Making: Experiences from an Integrated Modeling Approach to Supporting Sustainable Water Resources Management." *Environmental Modelling & Software* 23(7):846–58. Retrieved January 28, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S136481520700206X>).
- Loucks, Daniel P. and Eelco Van Beek. 2005. *Water Resources Systems Planning and Management. An Introduction to Methods, Models and Applications.* Studies an. UNESCO.
- Loucks, Daniel P., Eelco van Beek, Jerry R. Stedinger, Jos P. M. Dijkman, and Monique T. Villars. 2005. *Water Resources Systems Planning and Management and Applications. An Introduction to Methods, Models and Applications.* Retrieved (<http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=hcc346IkICAC&oi=fnd&pg=PR7&dq=Water+resources+systems+planning+and+management&ots=AVDtV9TI7a&sig=CxyTi23nChu9Djo3c1yOifILNM>).

Macal, Charles M. and Michael J. North. 2006. "Modeling and Simulation."

Maier, H. R. et al. 2008. "Uncertainty in Environmental Decision Making: Issues, Challenges and Future Directions." Pp. 69–85 in *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, vol. Volume 3, edited by A A Voinov A.J. Jakeman A.E. Rizzoli and S.H. Chen BT - Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08006054>).

Martins, G. A. et al. 2013. "Water Resources Management in Southern Europe: Clues for a Research and Innovation Based Regional Hypercluster." *Journal of Environmental Management* 119:76–84. Retrieved (<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84874541968&partnerID=40&md5=dcd87b7631b7321ed2bc3b46f40089d1>).

McGinnis, Michael Vincent. 1999. "Making the Watershed Connection." *Policy Studies Journal* 27(3):497–501. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1111/j.1541-0072.1999.tb01982.x>).

McIntosh, B. S. et al. 2008. "Bridging the Gaps Between Design and Use: Developing Tools to Support Environmental Management and Policy." Pp. 33–48 in *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, vol. Volume 3, edited by A A Voinov A.J. Jakeman A.E. Rizzoli and S.H. Chen BT - Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08006030>).

McIntosh, B. S. et al. 2011. "Environmental Modelling & Software Environmental Decision Support Systems (EDSS) Development Challenges and Best Practices Q." *Environmental Modelling and Software* 26(12):1389–1402. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.009>).

Medema, Wietske, Brian S. McIntosh, and Paul J. Jeffrey. 2008. "From Premise to Practice : A Critical Assessment of Integrated Water Resources Management and Adaptive Management Approaches in the Water Sector." *Ecology and Society* 13(2):18. Retrieved (<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art29/>).

Ministerio de Medio Ambiente. 2001. *Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de Julio, Por El Que Se Aprueba El Texto Refundido de La Ley de Aguas*. Ministerio de Medio Ambiente.

Ministerio de Medio Ambiente. 2007. *RD 907/2007 Reglamento de La Planificación Hidrológica . TEXTO CONSOLIDADO*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Retrieved (<https://www.boe.es/buscar/pdf/2007/BOE-A-2007-13182-consolidado.pdf>).

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2008. *ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de Septiembre, Por La Que Se Aprueba La Instrucción de Planificación Hidrológica*. Ministerio de Medio Ambiente.

Molle, François. 2008. "Nirvana Concepts , Narratives and Policy Models : Insights from the Water Sector." *Water Alternatives* 1(1):131–56.

Molle, François. 2009. "River-Basin Planning and Management: The Social Life of a Concept." *Geoforum* 40(3):484–94. Retrieved August 8, 2014 (<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2009.03.004>).

- Molle, François, Peter P. Mollinga, and Philippus Wester. 2009. "Hydraulic Bureaucracies and the Hydraulic Mission: Flows of Water, Flows of Power." *Water Alternatives* 2(3):328–49. Retrieved (<http://www.water-alternatives.org/index.php/allabs/65-a2-3-3/file>).
- Moore, Geoffrey A. 1999. *Crossing the Chasm: Marketing and Selling High-Tech Products to Mainstream Customers*. New York, USA: Harper Business.
- Del Moral, Leandro and Afonso Do Ó. 2014. "Water Governance and Scalar Politics across Multiple-Boundary River Basins: States, Catchments and Regional Powers in the Iberian Peninsula." *Water International* 39(3):333–47. Retrieved (<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02508060.2013.878816>).
- Moreno, Joaquín Melgarejo. 1922. "Plan General de Canales de Riego Y Pantanos .,"
- Moss, Timothy. 2012. "Spatial Fit , from Panacea to Practice : Implementing the EU Water Framework Directive." 17(3).
- Murray–Rust, Dave, Verena Rieser, Derek T. Robinson, Vesna Miličić, and Mark Rounsevell. 2013. "Agent–Based Modelling of Land Use Dynamics and Residential Quality of Life for Future Scenarios." *Environmental Modelling & Software* 46:75–89. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815213000510>).
- Muzik, I. 1974. "22(1974) 347--364 © North-Holland Publishing Company, Amsterdam -- Printed in The Netherlands STATE VARIABLE MODEL OF OVERLAND FLOW I. MUZIK." *Journal of Hydrology* 22.
- Myśliak, J., J. D. Brown, J. M. L. Jansen, and N. W. T. Quinn. 2008. "Environmental Policy Aid Under Uncertainty." Pp. 87–100 in *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, vol. Volume 3, edited by A A Voinov A.J. Jakeman A.E. Rizzoli and S.H. Chen BT – Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08006066>).
- Mysiak, Jaroslav, Carlo Giupponi, and Paolo Rosato. 2005. "Towards the Development of a Decision Support System for Water Resource Management." *Environmental Modelling & Software* 20(2):203–14. Retrieved September 19, 2013 (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815204000386>).
- Natural Resources Conservation Service. 1986. *Urban Hydrology for Small Watersheds*. TR–55th ed. USDA.
- Nhapi, I. et al. 2005. "Integrated Water Resources Management (IWRM) and the Millennium Development Goals. Managing Water for Peace and Prosperity." *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 30(11–16):623–24. Retrieved October 17, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S147470650500118X>).
- Norton, J. P. and K. H. Reckhow. 2008. "Modelling and Monitoring Environmental Outcomes in Adaptive Management." Pp. 181–204 in *Environmental Modelling, Software and Decision Support*, vol. Volume 3, edited by A A Voinov A.J. Jakeman A.E. Rizzoli and S.H. Chen BT – Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved

(<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X0800611X>).

- Novak, Pavel, Vincent Guinot, Jeffrey Alan, and Dominic E Reeve. 2010. *Hydraulic Modelling. An Introduction, Principles, Methods and Applications*. Retrieved (http://fstgss24.tugraz.at/F/5KDAKQFABXEIND4AF47VMKMXYN55XQJNS9N5KHV41AVDX6JP13-21212?func=full-set-set&set_number=909322&set_entry=000001&format=999).
- NTIS. 1982. *Use of Models for Water Resources Management, Planning, and Policy*. edited by John (NTIS) Gibbons. NTIS order #PB83-103655.
- O'Donnell, K. and D. Galat. 2008. "Evaluating Success Criteria and Project Monitoring in River Enhancement Within an Adaptive Management Framework." *Environmental Management* 41(1):90-105.
- Pahl-Wostl, C. 2007. "The Implications of Complexity for Integrated Resources Management." *Environmental Modelling & Software* 22(5):561-69. Retrieved October 17, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815206000417>).
- Pahl-wostl, Claudia et al. 2007. "Managing Change toward Adaptive Water Management through Social Learning." 12(2).
- Pahl-wostl, Claudia. 2008. "Participation in Building Environmental Scenarios." Pp. 105-22 in *Environmental Futures The Practice of Environmental Scenario Analysis*, vol. Volume 2, edited by Joseph Alcamo B T - Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X08004055>).
- Pahl-Wostl, Claudia and Matt Hare. 2004. "Process of Social Learning in Integrated Resources Management." *Journal of Community & Applied Social Psychology* 14(February):193-206.
- Pahl-Wostl, Claudia, Paul Jeffrey, Nicola Isendahl, and Marcela Brugnach. 2010. "Maturing the New Water Management Paradigm: Progressing from Aspiration to Practice." *Water Resources Management* 25(3):837-56. Retrieved November 6, 2014 (<http://link.springer.com/10.1007/s11269-010-9729-2>).
- Pahl-Wostl, Claudia, Louis Lebel, Christian Knieper, and Elena Nikitina. 2012. "From Applying Panaceas to Mastering Complexity: Toward Adaptive Water Governance in River Basins." *Environmental Science and Policy* 23:24-34. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.07.014>).
- Peng, Yonghong, Pa Flach, Carlos Soares, and Pavel Brazdil. 2002. "Improved Dataset Characterisation for Meta-Learning." *Discovery Science* 141-52. Retrieved (http://link.springer.com/chapter/10.1007/3-540-36182-0_14).
- Pianosi, Francesca. 2007. "Chapter 23 How to Cope with Uncertainty: Recapitulation." Pp. 483-97 in *Integrated and Participatory Water Resources Management. Theory*, vol. Volume 1, , edited by R Soncini-Sessa B T - Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574101X07011234>).

- Pil, Frits K. and Susan K. Cohen. 2006. "Modularity: Implications for Imitation, Innovation, and Sustained Advantage." *Academy of Management Review* 31(4):995–1011.
- Raadgever, G. T. T. et al. 2011. "Uncertainty Management Strategies: Lessons from the Regional Implementation of the Water Framework Directive in the Netherlands." *Environmental Science and Policy* 14(1):64–75. Retrieved November 5, 2014 (<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2010.11.001>).
- Ralha, Célia G. et al. 2013. "A Multi-Agent Model System for Land-Use Change Simulation." *Environmental Modelling & Software* 42:30–46. Retrieved September 23, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815212003064>).
- Refsgaard, Jens Christian et al. 2007. "Uncertainty in the Environmental Modelling Process – A Framework and Guidance." *Environmental Modelling and Software* 22(11):1543–56.
- Refsgaard, Jens Christian, Hans Jørgen Henriksen, William G. Harrar, Huub Scholten, and Ayalew Kassahun. 2005. "Quality Assurance in Model Based Water Management – Review of Existing Practice and Outline of New Approaches." *Environmental Modelling & Software* 20(10):1201–15. Retrieved September 23, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815204002087>).
- Reif, Matthias, Faisal Shafait, and Andreas Dengel. 2012. "Dataset Generation for Meta-Learning." *KI-2012: Poster and Demo Track* 69–73.
- Reuveny, Rafael, John W. Maxwell, and Jefferson Davis. 2011. "On Conflict over Natural Resources." *Ecological Economics* 70(4):698–712. Retrieved November 2, 2014 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092180091000457X>).
- Rijsberman, Frank R. 2006. "Water Scarcity: Fact or Fiction?" *Agricultural Water Management* 80(1-3):5–22. Retrieved October 17, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377405002854>).
- Ritchey, Tom. 2012. "Outline for a Morphology of Modelling Methods." 1(1).
- Rizzoli, A. E. and W. J. Young. 1997. "Delivering Environmental Decision Support Systems: Software Tools and Techniques." *Environmental Modelling & Software* 12(2-3):237–49. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815297000169>).
- Roussel, P. A. 1984. "Technological Maturity Proves a Valid and Important Concept." *Research Management* 27(1).
- Sarewitz, Daniel and Roger A. Pielke. 2007. "The Neglected Heart of Science Policy: Reconciling Supply of and Demand for Science." *Environmental Science & Policy* 10(1):5–16. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1462901106001183>).
- Schlueter, Maja, Claudia Pahl-Wostl, Schlüter Maja, and Pahl-Wostl Claudia. 2007. "Mechanisms of Resilience in Common-Pool Resource Management Systems: An Agent-Based Model of Water Use in a River Basin."

Ecology and Society 12(2):4. Retrieved (<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art4/>).

Schmolke, Amelie, Pernille Thorbek, Donald L. DeAngelis, and Volker Grimm. 2010. "Ecological Models Supporting Environmental Decision Making: A Strategy for the Future." *Trends in Ecology and Evolution* 25(8):479–86.

Schoeman, Jess, Catherine Allan, and C. Max Finlayson. 2014. "A New Paradigm for Water? A Comparative Review of Integrated, Adaptive and Ecosystem-Based Water Management in the Anthropocene." *International Journal of Water Resources Development* (May 2014):1–14. Retrieved (<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07900627.2014.907087>).

Scholten, Huub et al. 2007. "A Methodology to Support Multidisciplinary Model-Based Water Management." *Environmental Modelling & Software* 22(5):743–59. Retrieved September 23, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815206000442>).

Sears, A. 2008. *A Good Book, In Theory: A Guide to Theoretical Thinking*. University of Toronto Press.

Sigel, Katja, Bernd Klauer, and Claudia Pahl-Wostl. 2010a. "Conceptualising Uncertainty in Environmental Decision-Making: The Example of the EU Water Framework Directive." *Ecological Economics* 69(3):502–10. Retrieved November 3, 2014 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800909004613>).

Sigel, Katja, Bernd Klauer, and Claudia Pahl-Wostl. 2010b. "Conceptualising Uncertainty in Environmental Decision-Making: The Example of the EU Water Framework Directive." *Ecological Economics* 69(3):502–10. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.012>).

366

Solanes, M. and F. Gonzalez-Villarreal. 1999. *The Dublin Principles for Water as Reflected in a Comparative Assessment of Institutional and Legal Arrangements for Integrated Water Resources Management*. TAC Backgr. Stockholm (Sweden): Global Water Partnership. Retrieved January 4, 2014 (<http://www.tnmckc.org/upload/document/bdp/2/2.7/GWP/tac-3.pdf>).

Steinert, M. and L. Leifer. 2010. "Scrutinizing Gartner's Hype Cycle Approach." *Technology Management for Global Economic Growth (PICMET), 2010 Proceedings of PICMET '10*. (September).

Stoa, Ryan. 2014. "Subsidiarity in Principle: Decentralization of Water Resources Management." *Utrecht Law Review* 10(2):31–45.

Sun, Alexander. 2013. "Enabling Collaborative Decision-Making in Watershed Management Using Cloud-Computing Services." *Environmental Modelling & Software* 41:93–97. Retrieved September 23, 2013 (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815212002794>).

Tàbara, J. David and Claudia Pahl-wostl. 2007. "Sustainability Learning in Natural Resource Use and Management." 12(2).

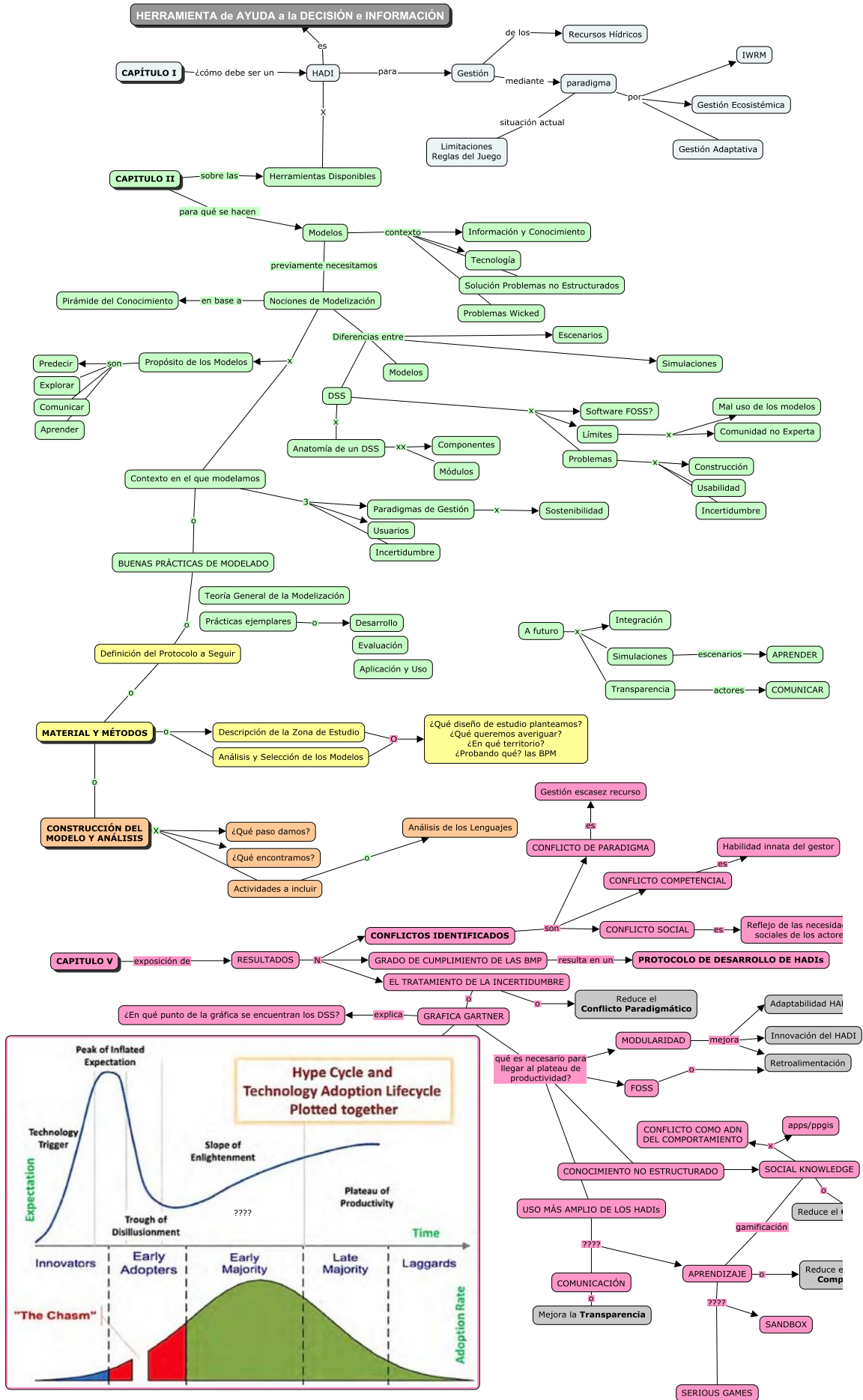
Taylor, A. C. 1973. "Planning Model for a Water Quality Management Agency." *Management Science Series B-Application* 20(4):675–85.

- Tortajada, Cecilia. 2014. "Institutional Governance and Regulation of Water Services. The Essential Elements." *International Journal of Water Resources Development* 30(2):355–59. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1080/07900627.2014.901108>).
- Turton, a. R. 1999. "Water Scarcity And Social Adaptive Capacity: Towards An Understanding Of The Social Dynamics Of Water Demand Management In Developing Countries." *MEWREW Occasional Paper* (9). Retrieved (<http://www.soas.ac.uk/waterissues/papers/file38353.pdf>).
- TVA. 2010. "TVA: From the New Deal to a New Century." Retrieved January 26, 2014 (<http://www.tva.com/abouttva/history.htm>).
- United Nations. 2005. "The Millenium Development Goals Report 2005." 32. Retrieved (<http://www.un.org/millenniumgoals/reports.shtml>).
- Uusitalo, Laura. 2007. "Advantages and Challenges of Bayesian Networks in Environmental Modelling." *Ecological Modelling* 203(3–4):312–18.
- Voinov, A., R. R. Hood, J. D. Daues, H. Assaf, and R. Stewart. 2008. "Building a Community Modelling and Information Sharing Culture."
- Voinov, Alexey and Francois Bousquet. 2010. "Modelling with Stakeholders☆." *Environmental Modelling & Software* 25(11):1268–81. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815210000538>).
- Voinov, Alexey and Erica J. Brown Gaddis. 2008. "Lessons for Successful Participatory Watershed Modeling: A Perspective from Modeling Practitioners." *Ecological Modelling* 216(2):197–207. Retrieved (<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380008001403>).
- Volk, Martin, Sven Lautenbach, Hedwig Van Delden, Lachlan T. H. Newham, and Ralf Seppelt. 2010. "How Can We Make Progress with Decision Support Systems in Landscape and River Basin Management? Lessons Learned from a Comparative Analysis of Four Different Decision Support Systems." *Environmental Management* 46(6):834–49.
- Walker, WE et al. 2003. "A Conceptual Basis for Uncertainty Management." *Integrated Assessment* 4(1):5–17.
- Walters, Carl. 1997. "Challenges in Adaptive Management of Riparian and Coastal Ecosystems." *Ecology and Society* 1(2):1–19. Retrieved (<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-33947164338&partnerID=tZOtx3y1> \n<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-54249099238&partnerID=tZOtx3y1>).
- Wilson, A. G. 1973. "Towards System Models for Water Resource Management." *Journal of Environmental Management* 1(1):65–81.
- Workman, Michael. 2005. "Expert Decision Support System Use , Disuse , and Misuse : A Study Using the Theory of Planned Behavior." 21:211–31.

Yan, Changqing et al. 2015. "Speeding up the High-Accuracy Surface Modelling Method with GPU." *Environmental Earth Sciences* 6511–23. Retrieved (<http://link.springer.com/10.1007/s12665-015-4138-8>).

Yates, David, Jack Sieber, David Purkey, and Annette Huber-Lee. 2005. "WEAP21 – A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model Part 1 : Model Characteristics." 30(4):487–500.

ANEXOS



ANEXO II. MATRIZ DE INCERTIDUMBRE DE LOS MODELOS ENSAYADOS

Fuente	Tipo	Parental	Predictivo	Exploración	Colaborativo	Simulación
Sistema cognitivo (Datos)	Error de medida: Tipo de medida	Escalado implícito	Altamente dependiente en este tipo de modelos	¿se conocen todos los posibles resultados?		Como capturamos las variables sociales,.
		Medida proxy del Q a partir de Pm-Es				
	Error de medida: Tipo de instrumento	ROEA en malas condiciones de mantenimiento	Altamente dependiente en este tipo de modelos			metodologías para las opciones sociales
	Error de medida: Calidad y Frecuencia de calibración del instrumento		Altamente dependiente en este tipo de modelos			
	Error de medida: Lectura y recogida de datos	Traslado de la granularidad (nivel de detalle de los ríos)	Altamente dependiente en este tipo de modelos	Cómo se capturan los datos sociales?		los datos sociales mal recogidos pueden resultar en muestras perdidas por bastante tiempo.
		Mala ubicación de las estaciones de aforo. Red insuficiente		Cómo de válidas son las suposiciones que hacemos con las variables sociales?		
	Error de medida: Transmisión de datos y almacenamiento		Altamente dependiente en este tipo de modelos			
	Tipología de datos recogidos	Datos de los abastecimientos provienen de diferentes fuentes	es lógico que lo datos necesiten algún tipo de tratamiento. Importante añadir fichero de metadatos.			
	Longitud de la secuencia de datos	Datos de los abastecimientos datan 2009-2014 (cortos)	Por cuestiones de representatividad. Mayor longitud, mayor ajuste a las ecuaciones de regresión.			
		Series continuas de datos que coincidan en el mismo periodo.				
	Tipo de análisis y procesado de datos	Datos estandarizados por parte de MAGRAMA.	relativo, pero no obvia. Normalmente existe más de una aproximación a al resolución del problema.	Definición de las funciones de probabilidad		
	Formato de presentación de los datos	Datos de los Embalses requeridos no estandar y por lo tanto difíciles de conseguir	-			

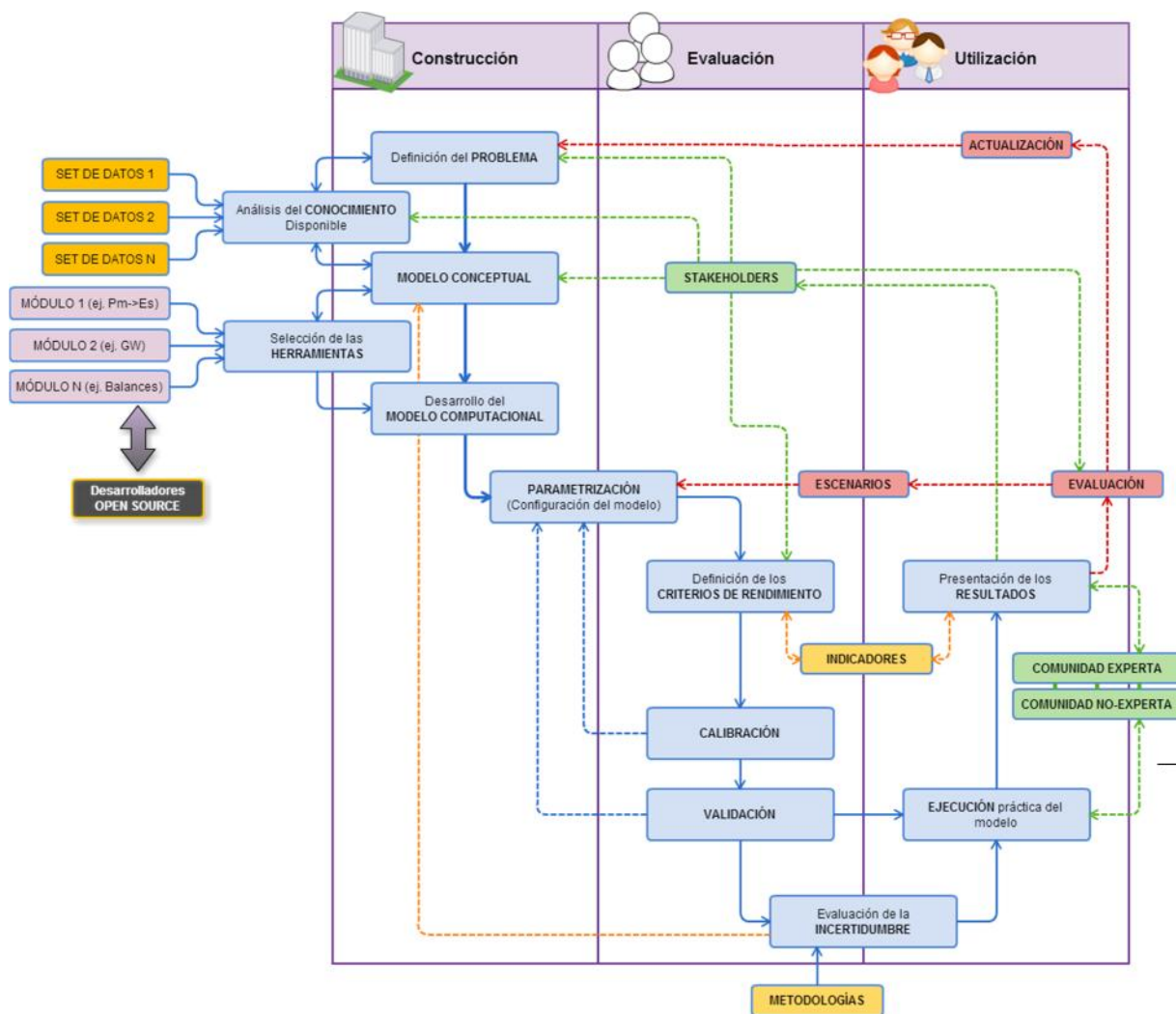
Fuente	Tipo	Parental	Predictivo	Exploración	Colaborativo	Simulación
Sistema Técnico (Estructura y Modelos)	Método de modelización utilizado	Bajo, porque los modelos por objetos solucionan muchos de los problemas de los errores de programación.	En función de la dependencia a los datos o a la aplicación de fórmulas específicas.	La metodología permite la incorporación o traducción al lenguaje del modelo de todo tipo de conocimiento, especialmente el no estructurado??	Tenemos herramientas adecuadas y flexibles, con las que la gente se sienta cómoda.	El software utiliza modelos modulares que permite trabajar en diferentes ámbitos a la vez?
	Tipo, calidad y longitud de los datos disponibles.		En función de la sensibilidad de las diferentes metodologías utilizadas para desarrollar el estudio (realizar análisis de sensibilidad y contrastar resultados con otro software).	El software es capaz de revisar errores de input de datos e indicar como corregirlos.		Podemos modelizar todas las variables necesarias?
	Eficiencia Computacional	Dummy nodes	Principalmente si la cantidad de datos y variables implicadas pueden afectar al resultado. Impacto mínimo con los modelos actuales.	es el sistema capaz de tratar todo tipo de conocimiento, incluido el no estructurado?	no es necesaria	Disponemos de la capacidad de hacer forks y almacenar n+1 escenarios que equivalen a n+1 modelos?
	Ambigüedad			Cómo interpretamos y codificamos el conocimiento no estructurado.	objetivo de este tipo de modelos.	
	Ignorancia			existe otro modelo mejor para el problema planteado? Puedo hacer uso de modelos modulares que me permita trabajar con la mejor herramienta en función del problema y la información disponible?	Aporta si, pero la solución está en el proceso.	
	Método de calibración y datos utilizados		el uso de PEST o técnicas afines, que permitan trabajar con los datos disponibles.	Muy importante si queremos reducir la incertidumbre de los datos		
	Método de validación y datos utilizados		ídem	ídem		
	Variabilidad de los inputs	El trasvase Guadiaro-Majaceite puede trasladarse como diferentes nodos: "Otra Fuente (fuente alternativa)" o como "Embalse". Debemos elegir cuál nos permite representar mejor la realidad. No existen nodos apropiados para las ETAPs			Capacidad de aceptar variables sociales.	Tenemos suficientes opciones?

Fuente	Tipo	Parental	Predictivo	Exploración	Colaborativo	Simulación	
Sistema Social (Enfoque y Perspectiva human)	Conocimiento, experiencia y pericia de desarrollador del modelo.	Enfoque de la modelización centrada en la cuenca, por exceso de incertidumbre en los procesos fuera de ella.		Sabemos cómo representar la complejidad del sistema con las herramientas disponibles. Simplificar sin eliminar información. En el proceso de la pirámide del conocimiento pasamos de datos a info a conoc. No podemos plantear modelos que nos estanquen en la info	Se tiene suficiente conocimiento del sistema?		
		Definición de la representación de los nodos, por ejemplo, al seleccionar los acuíferos o las unidades hidrogeológicas.			Se conocen todas la herramientas y técnicas para ayudar a la visión?		
	Influencia política e importancia percibida por los actores.			La participación de los actores (y el tipo de conocimiento compartido) puede depender en muchos casos de este aspecto.	Presión para que se favorezca su visión	pueden limitar la visión de 180º	
	Conocimiento, valores y actitudes de los actores.	Perfeccionamiento de la réplica del sistema en el modelo gracias a la participación de los agentes locales y expertos.		Aportan suficiente conocimiento como para reducir la incertidumbre, o por el contrario aportan más ruido al proceso?	existe conflicto entre actores?	idem	
	Incorporación de las variables sociales				como capturamos y traducimos el conocimiento no estructurado.		
	Ambigüedad			Aunque los modelos predictivos trabajen con niveles de precisión, no están exentos a percepciones propias de los actores o del propio desarrollador. Estos pueden iniciar una modelización predictiva buscando responder a las preguntas incorrectas.			
			Selección de los diferentes métodos de infiltración, etc..		Está el problema bien definido o se plantean nuevos problemas a medida que avanzamos en el desarrollo del modelo?	por posicionamiento.	
			Objetivos del modelo ¿calidad?¿cantidad?		La normativa es clara en los términos de gestión.		

Fuente	Tipo	Parental	Predictivo	Exploración	Colaborativo	Simulación
37	Ignorancia	Conocimiento del software suficientemente como para poder presentar los resultados a todos los agentes.	este tipo de modelización depende en gran medida del conocimiento experto. Es difícil que alguien que no conoce la materia trabaje en el desarrollo de un modelo predictivo. Pero es necesario comprobar este factor.	como siempre, el conocimiento es clave,	Nos hemos dejado algún actor?	sabemos lo que buscamos?
	Fortaleza de los argumentos presentados por los actores		-	es necesario tener experiencia y saber cómo ponderar las aportaciones de los actores, para que no afecten al enfoque del problema planteado.	Los argumentos presentados son emocionales? Técnico? Jurídicos?	
	Valores y actitudes de los gestores	Cómo modelizar zonas de captación que aportan a 2+ desagües.	-	El gestor puede tener una doble actitud: ser juez controlando el peso de los argumentos de los actores para que no afecten al desarrollo del modelo (positivo) o ser parte e inclinar ellos mismos los objetivos del modelo. La participación de gestores con una visión holística y a medio-largo plazo es determinante para un desarrollo adecuado.	Son plenamente sinceros los actores?	Somos flexibles al hora de experimentar con el software o buscamos las mismas respuestas de siempre?
					Ocultan algún tipo de información relevante para mantener una posición dominante?	
	Clima político			Puede afectar al hecho de que un ejercicio de modelización se lleve a cabo o no, o incluso a que se decida abortarlo, pero no afecta al desarrollo del modelo en sí ni a los resultados que se puedan obtener.	Puede generar la necesidad de modelización por una alarma social o política (bueno en términos de impulsor del conocimiento) pero también suele ser el causante de estudios realizados con poco tiempo, malas herramientas, pocos datos y escasa representación social.	

ETAPAS	Check	Definición del Problema	Análisis del conocimiento	Modelo Conceptual	Selección de las herramientas	Modelo computacional	Parametrización	Criterios de rendimiento	Calibración	Validación	Evaluación de la Incertidumbre	Ejecución del Modelo	Resultados	Definición de escenarios	Reevaluación/Remodelización
		Directrices													
Determinar si la planificación actual debe ser modificada o si se precisan nuevos escenarios															
Evaluación continua de los criterios de rendimiento															
Revisión con los stakeholders															
Revisión por pares															

ANEXO IV: PROTOCOLO DE DESARROLLO DE UNA HADI



ANEXO V: EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE INTEGRAL

WEAP21

WEAP son las siglas en inglés de *Water Evaluation and Planning* (Sistema de Evaluación y Planificación del Agua). En un software desarrollado por el Instituto de Medio Ambiente de Estocolmo (*Stockholm Environment Institute's U.S. Center*), asociada en proyectos de investigación con la Universidad de Tufts en Massachusetts⁶⁵. Es por lo tanto una herramienta comercial pero desarrollada a nivel académico.

WEAP21 es una herramienta computacional (software de escritorio) que provee un enfoque integral para realizar la evaluación de la planificación de los recursos hídricos. Su propósito es ayudar más que sustituir al planificador experto. La asignación de recursos hídricos limitados para uso agrícola, municipal y ambiental, en la actualidad, requiere la integración completa de la demanda, el suministro, la calidad del agua y consideraciones ecológicas. WEAP apunta a incorporar estos asuntos en un instrumento práctico y robusto para la planificación integrada de los recursos hídricos.

Uno de los objetivos de la herramienta en tanto en cuanto está diseñada para cumplir con los objetivos de la GIRH es cerrar la brecha entre la gestión y la hidrología d la cuenca, de manera que pueda realizarse de manera efectiva, económica, fácil de usar y disponible en todo momento para toda la comunidad implicada en la gestión. Para ello, WEAP21 permite el análisis de múltiples escenarios, como variaciones en el uso del suelo, cambios en las demandas hídricas, uso de reglas operativas alternativas, etc. Su fortaleza radica en la capacidad para solucionar aspectos de planificación y asignación de los recursos, pero no está diseñado para realizar operaciones detalladas, como las necesarias en las predicciones hidrológicas, por ejemplo (Yates et al. 2005).

Arquitectura de la Aplicación

La aplicación consta de la siguiente arquitectura:

- **Base de datos de balance hídrico:** Consta de una base de datos que mantiene la información de oferta, demanda y suministro de agua para manejar el modelo de balance de masa en una arquitectura de nodo-enlace.

⁶⁵ <http://weap21.org/index.asp?NewLang=ES>

- **Herramienta de generación de escenarios. Simulación.** WEAP21 simula y calcula la demanda, oferta, suministro escorrentía, infiltración, requisitos para las cosechas, flujos (caudales) y almacenamiento del agua, y generación, tratamiento, descarga de contaminantes y de calidad de agua en ríos para variados escenarios hidrológicos y de políticas.
- **Escenarios de políticas de uso de agua.** Evalúa una amplia gama de opciones de desarrollo y manejo del agua y toma en cuenta los múltiples y opuestos usos de los recursos hídricos.

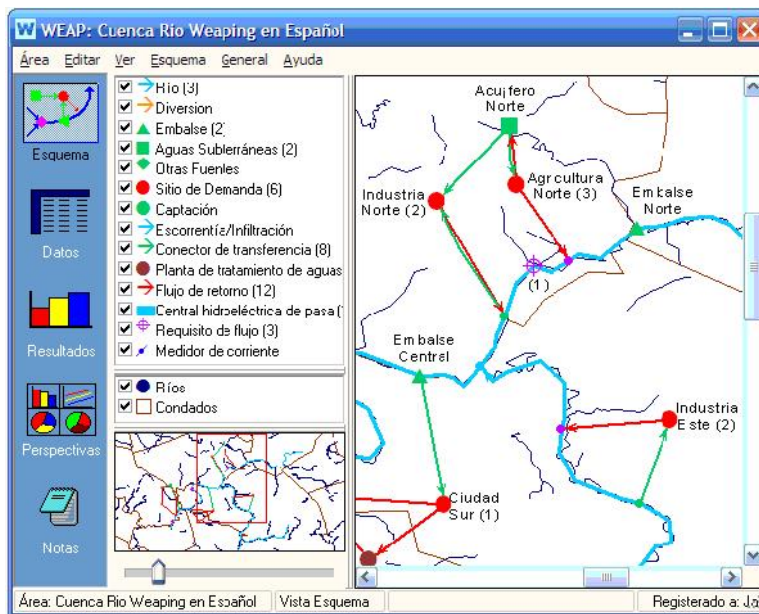


Ilustración 47. Ejemplo de la interfaz del software WEAP.

WEAP21 consta de cinco vistas principales:

- Esquema. Herramientas GIS que permiten configurar el sistema fácil y rápidamente (“arrastrar y soltar” para crear y posicionar los elementos del sistema). Permite agregar información geográfica (vectorial o ráster) como capas de fondo. Faculta un acceso rápido a los datos y a los resultados para cualquier elemento en el sistema.
- Datos. Herramientas de construcción de modelos: creación de variables y relaciones, registro de supuestos y proyecciones usando expresiones matemáticas y enlace dinámico con Excel para la importación y exportación de datos.
- Resultados. Vista detallada y flexible en gráficos, tablas o en un mapa. Los formatos del gráfico y mapas permiten una visualización animada de los resultados a través del tiempo.
- Explorador de Escenarios. Permite diseñar un grupo de gráficos resumen para destacar los indicadores clave para una revisión rápida y explorar cómo los cambios en los datos pueden afectar los resultados.
- Notas. Espacio para documentar los datos y supuestos.

Entidades en las que se ha utilizado

Algunos de los proyectos activos a destacar en los que se ha empleado WEAP son: el Plan hidrológico del estado de California (EE.UU.), el proyecto de investigación interdisciplinar para la gestión hídrica sostenible en la región del río Jordan en Oriente Medio, el Plan hidrológico de Corea del Sur, la adaptación de la gestión del agua a la pérdida de en los Andes peruanos. En relación a cuencas transfronterizas se han realizado proyecto con el WEAP21 en el río Okavango (Angola/Namibia/Botswana) y en el Río Grande (USA/Mexico), así como el Río Mekong (Tailandia, Camboya, Vietnam y Laos). En materia de Cambio Climático, se han realizado estudios en el río San Joaquín en California y otros más específicos para el Massachusetts Water Resources Authority, Massachusetts. Respecto a la determinación de caudales ecológicos, han trabajado para el Connecticut Department of Environmental Protection.

Datos necesarios

- Disposición y conexión de los elementos de la red hidrológica.
- Oferta de agua.
- Demanda de agua.
- Suministro de agua.

385

Requisitos del sistema

WEAP funciona con todas las versiones de Microsoft Windows desde Windows XP a Windows 10, con un mínimo de

Memoria mínima	256 MB de RAM
Espacio mínimo en disco	100 MB (para modelos especialmente grandes se recomienda un mínimo de 4 GB)
Sistema operativo	Todas las versiones de Microsoft Windows desde Windows XP a Windows 10.
Acceso a internet	No requerido (pero útil para enviar por e-mail conjuntos de datos o recibir actualizaciones automáticas del software).
Resolución mínima de la pantalla	1024x768 (preferiblemente superior, 1920x1024, para maximizar la presentación de datos y resultados)

Una de sus ventajas principales es que WEAP puede interactuar con otros modelos y programas. En el caso de MODFLOW, MODPATH, QUAL2K y PEST, han de ser instalados junto con WEAP.

También puede conectar Microsoft Excel, Word y PowerPoint si estos programas se encuentran instalados en el ordenador, pero no se requiere instalación conjunta.

Ventajas

- Software de escritorio.
- Interfaz GIS:
 - o Diseño del esquema de la red hidrológica mediante conceptos de "arrastrar y soltar" elementos con resultados flexibles como mapas, gráficos y tablas.
 - o Capacidad para construir modelos con un número de funciones predefinidas.
- Ecuaciones y variables definidas por el usuario (o indicadores).
- Integración de modelos:
 - o Enlaces dinámicos a otros modelos y programas como QUAL2K, MODFLOW, MODPATH, PEST, Excel (hojas de cálculo) y GAMS.
 - o Modelos incorporados para: precipitación, escorrentía e infiltración, evapotranspiración, requerimientos y rendimientos del cultivo, interacción agua superficial/agua subterránea y la calidad del agua dentro de la corriente.
- Un programa lineal embebido resuelve ecuaciones de asignación.
- Estructura de datos flexible y expandible.
- Resultados: Sistema de reporte de gran alcance que incluye gráficos, tablas y mapas. Los formatos del gráfico y mapas permiten una visualización animada de los resultados a través del tiempo.
- Escenarios de políticas de uso de agua:
 - o Evalúa una amplia gama de opciones de desarrollo y manejo del agua y toma en cuenta los múltiples y opuestos usos de los recursos hídricos.
- Participación:
 - o Estructura transparente que facilita la participación de los actores involucrados en un proceso abierto.
- Disponible en español.
- En el sitio web se facilita un tutorial, vídeos, recursos y una serie de ejercicios de entrenamiento agrupados en módulos: WEAP en Una Hora, Herramientas Básicas, Escenarios, Refinando el Análisis de Demanda, Refinando el Suministro, Datos, Resultados y Formateo, Embalses y Producción de Energía, calidad del agua, La interfaz WEAP/QUAL2K, Hidrología, Análisis Financiero, Enlace de WEAP con MODFLOW, Enlace de WEAP con LEAP.

- De manera gratuita, puede descargarse una versión con licencia para 1 año (uso: Organización sin ánimo de lucro, gubernamental o académica con sede en un país en vía de desarrollo).

Inconvenientes

- Sólo puede ser descargado y utilizado en un único ordenador: Sistema de un solo usuario. Para la descarga se requiere que el usuario se una al foro de WEAP (registro gratuito).
- Aunque el manual detalla todos los procesos matemáticos, sigue siendo una herramienta cerrada.

SOURCE

eWater SOURCE es la Plataforma nacional para la modelización hidrológica de Australia (en inglés, *Australia's National Hydrological Modelling Platform* (NHMP)). La herramienta ha sido desarrollada por eWater, Organización sin ánimo de lucro del gobierno australiano⁶⁶. SOURCE ha sido diseñado para simular todos los aspectos de los sistemas de recursos hídricos para el apoyo de manera integral a la planificación, las operaciones y la gobernanza del agua a escalas que van desde ámbitos urbanos, áreas de captación o cuencas hidrográficas incluyendo influencias humanas y ecológicas.

Aplicación

SOURCE tiene capacidad para diversas configuraciones climáticas, geográficas y de políticas y gobernanza del agua, tanto para condiciones climáticas australianas como internacionales. Además, proporciona un modelo hidrológico y de calidad de las aguas y un marco de reportes consistentes para el apoyo transparente a la toma de decisiones relativas a la:

- Gestión de cuencas
 - SOURCE permite combinar el conocimiento, los datos y los modelos locales con las mejores prácticas industriales para generar opciones y escenarios de gestión de cuencas transparentes y efectivos.
 - Proporciona un marco para el modelado de agua y contaminantes que fluyen a través de una cuenca y en los principales ríos, humedales, lagos o estuarios. Además, SOURCE integra una gran variedad de modelos, datos y conocimiento que pueden utilizarse para simular cómo el clima y las variables de la cuenca (precipitaciones, evaporación, uso del suelo, vegetación) afectan a la escorrentía, los sedimentos y los contaminantes. La salida se puede utilizar para ofrecer escenarios y opciones claros para hacer mejoras en una cuenca.
- Gestión de ríos
 - SOURCE puede emplearse en la fase de planificación y operación de la gestión de ríos y se ha desarrollado para hacer frente al reparto y ahorro del agua en todo el río y en los sistemas de aguas subterráneas conectados al mismo.
 - Proporciona un modelo ambiental consistente de apoyo a la toma de decisiones transparentes relativas a la gestión de ríos.
- Gestión del agua urbana

⁶⁶ <http://ewater.org.au/products/ewater-source/>

- SOURCE puede utilizarse para gestionar el suministro de agua urbana a distintas escalas: pueblo, ciudad o escala regional.
- Puede evaluar una amplia gama de opciones de suministro y reutilización, incluida la desalinización.
- Permite incorporar pueblos y ciudades dentro de los modelos de gestión de agua de sistemas fluviales.
- Respecto a la gobernanza del agua, señalar que SOURCE las siguientes características:
 - Seguimiento de agua basado en las fronteras del estado, país o cualquier otra definición legal.
 - Métodos de evaluación de recursos para asignación agua a los diferentes usos y usuarios que compiten dentro de una jurisdicción o estructura legal.
 - Priorización del uso/acceso de acuerdo a las decisiones políticas que pueden variar con el tiempo y requerir ajustes de política (por ejemplo, un enfoque adaptativo al cambio climático).
 - Capacidad para crear un presupuesto del agua relativo a la fuente y como tipo de recurso a utilizar para el reporte y la gestión.
 - Capacidad para investigar políticas y determinar la efectividad de los mercados del agua y para desarrollar políticas basadas en resultados operacionales.

En concreto, SOURCE permite modelizar:

- Las nuevas disposiciones de gobernanza del agua.
- Derechos del agua, asignación anual, el comercio y contabilidad en sistemas fluviales que cuentan con significantes demandas de riego agrícola, urbana, industrial o ambiental.
- Opciones de gestión para mejorar la seguridad del agua.
- Opciones de análisis para comprender los efectos de la variabilidad e incertidumbre del clima.
- Gestión del agua en cuencas múltiples y transfronterizas.
- Análisis avanzado de optimización
- Operaciones del sistema.

Entidades en las que se ha utilizado

SOURCE se ha empleado fundamentalmente en territorio australiano. Como en el caso de Music, es un software desarrollado por y para un contexto específico.

A continuación se mencionan una serie de proyectos relacionados con ámbitos de:

- Gestión de cuencas:

- Gestión de cuencas vinculadas a la salud del estuario (Consejo regional de la bahía de Moreton): aplicación del modelo SOURCE para ayudar a la toma de decisiones ambientales en la bahía Moreton de Queensland.
- Apoyo a la decisión sobre presas privadas en Australia oriental que captan agua para la ganadería, para uso doméstico o para uso comercial.
- Mejora de la calidad del agua que entra en la Gran Barrera de Coral (Departamento de Medio Ambiente y Gestión de Recursos de Queensland): Se emplea SOURCE para la modelización de la cuenca vertiente a todo el arrecife, sirviendo para la elaboración del Informe anual del Arrecife, evaluando la efectividad de los programas actuales de calidad del agua y sirviendo de guía para inversiones futuras.
- Opciones futuras para un suministro de agua sostenible en Canberra (Gobierno de ACT): Evaluación del impacto en la cantidad y calidad del agua en la cuenca por la aplicación de diferentes escenarios. Los escenarios incluyen impactos del cambio climático en la producción del agua de la cuenca, cambios en la dinámica del flujo debido al proyecto de ampliación de la presa Cotter así como la evaluación de diferentes escenarios de caudal ambiental. El cliente utiliza una sola plataforma para el modelado de precipitación-escorrentía integrado en su sistema, en lugar de modelos individuales de hojas de cálculo para cada cuenca.
- Gestión de ríos. Se ha aplicado SOURCE para la gestión de los siguientes ríos australianos: Pioneer, Murray, Namoi, Goulburn y el sistema Macintyre Brook. El modelo se ha aplicado para:
 - El apoyo a las decisiones operacionales relativas a mejorar la gestión y disponibilidad del agua para agricultura, poblaciones o para el medio ambiente fluvial.
 - Determinar el intercambio de flujo entre el río y el acuífero subyacente en cada conexión y en cualquier momento. Se representan los retrasos en el tiempo asociados a los procesos de las aguas subterráneas y mejora la capacidad de predicción de los modelos de los ríos. Se emplea el módulo de aguas subterráneas del modelo.

Requisitos del sistema

El ordenador en el que se vaya a instalar ha de tener al menos los siguientes requisitos:

Memoria mínima	16 GB de RAM
Espacio mínimo en disco	5 GB, aunque se recomienda al menos 16 GB
Sistema operativo	Windows 7 (64-bit)
Acceso a internet	No se detalla requerimiento al respecto
Discos duros	2 discos duros. Uno para el sistema operativo y otro disco duro de 10.000 RPM con el almacenamiento en caché de escritura o un disco de estado sólido.

Ventajas

- Flexibilidad para la fácil personalización y actualización del software a nuevas ciencias disponibles (las nuevas capacidades se incorporan mediante *plugins* desarrolladas para satisfacer necesidades particulares mientras se mantiene la decisión global coherente y el marco político).
- De manera gratuita, puede descargarse una versión pública (y con funcionalidad limitada). Tras la descarga se accede a documentación y *plugins*.
- Software de escritorio.
- Plataforma de sistema de ayuda a la decisión.
- SOURCE incluye múltiples modelos de precipitación–escorrentía, modelos de las interacciones entre aguas superficiales y subterráneas, modelos de demanda (cultivos, demanda ambiental, etcétera), modelos de exportación de contaminantes, modelos de retención (o filtro) de nutrientes o sedimentos, modelos de procesos nodales e incluye vínculos a modelos de enrutamiento o modelos de descomposición de materia orgánica.
- Consta de un editor de funciones para diseñar algoritmos personalizados.

Inconvenientes

- Tras la descarga del software puede accederse a las guías de modelización.
- Los cursos de aprendizaje son de pago.

Mike SHE

MIKE SHE es un software de modelización comercial que ha sido desarrollado por el Instituto de Hidráulica Danés (DHI, siglas en inglés de *Danish Hydraulic Institute*)⁶⁷. El software MIKE SHE es un modelo determinístico de tipo distribuido que simula el ciclo integral del agua. Es un software de escritorio que lleva a cabo la modelización hidrológica de un sistema hidrológico, es decir de una cuenca. Realiza el balance hídrico de la cuenca, a partir del conocimiento de las entradas y salidas en el sistema hidrológico, y considera la mayoría de los procesos hidrológicos que se producen.

Aplicación

MIKE SHE incluye un paquete completo de herramientas de pre- y post-proceso, cubre la mayoría de los procesos existentes en el ciclo hidrológico e incluye modelos para simular:

- Precipitación y evapotranspiración real.
- Flujo superficial.
- Flujo en medios no saturados (infiltración).
- Flujo de agua subterránea.
- Flujo en canales (propagación de la escorrentía y/o aportación subterránea por la red de drenaje).
- Y sus correspondientes interacciones.

392

Cada uno de esos procesos puede ser representado a diferentes niveles de distribución espacial y complejidad de acuerdo a los objetivos de estudio que se quiera llevando a cabo.

MIKE SHE usa MIKE 11, es un modelo de cálculo hidráulico para la simulación de flujo en régimen variable, transporte de sedimentos y calidad de las aguas en espacios fluviales de muy variadas características, estuarios y sistemas de riego, para simular el flujo en los canales. En este sentido muestra modularidad de herramientas adyacentes, si bien todas son propietarias.

Datos necesarios y espectro de utilización

Las principales entidades que han utilizado MIKE-SHE son entidades privadas que se dedican a la consultoría del ciclo integral del agua.

Debido a que SHE MIKE se trata de un modelo distribuido la exigencia de datos es alta y los

⁶⁷ <http://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-she>

tiempos de cómputo elevados.

- Precipitación: se pueden introducir valores constantes o series temporales, o valores para cada celda.
- Flujo superficial: Esta simulación se basa en una relación empírica entre la altura de la lámina de agua y el almacenamiento de agua en la superficie, junto con la ecuación de Manning para describir el caudal en condiciones de flujo turbulento.
- Flujo en medios no saturados: Para esta simulación se requiere disponer de:
 - La geología superficial.
 - Las propiedades hidráulicas de los suelos.
 - Los datos de la vegetación (profundidad de las raíces).
- Flujo en cauces: Se emplea MIKE 11 para el cálculo de caudales y niveles de ríos en régimen no permanente.
- Flujo subterráneo: Exigencia alta de datos.
 - Geología.
 - Propiedades hidráulicas y de almacenamiento de los acuíferos.
 - Tasas de bombeo.
 - Condiciones de contorno...

Requisitos del sistema

393

Memoria mínima	2 GB
Espacio mínimo en disco	40 GB
Sistema operativo	Windows 7 (32 y 64 bit), Windows 8 Pro (64 bit) y Windows Server 2008 R2 Standard Service Pack 1 (64 bit)

Ventajas

- Acepta gran variedad de formatos de datos, incluyendo formatos de GIS (la topografía viene dada por el MDT que se haya confeccionado en una fase anterior).
- Para el modelo de zona no saturada, MIKE SHE incluye una base de datos con distintos tipos de suelo y cultivos típicos de diferentes regiones climáticas del mundo. La base de datos de suelo incluye además un conjunto de funciones de transferencia que relacionan la succión, el contenido de agua y la conductividad hidráulica, además de permitir al usuario especificar las propiedades del suelo en forma de tabla. Los perfiles de suelo se distribuyen en el espacio utilizando mapas de suelos.
- Puede simular rápidamente cambios en los niveles de agua subterránea alrededor de las instalaciones de almacenamiento.

- Puede simular el flujo del agua subterránea.
- Puede proporcionar un balance de agua para todo el ciclo hidrológico.
- Capaz de realizar fácilmente un intercambio de datos con modelos de calidad del agua.
- Capaz de modelar adecuadamente los tipos comunes de estructuras de control hidráulico (presas, compuertas, bombas, etc.).
- Capaz de modelar la geometría de simulación del canal frente a una única red de simulación.
- Cuenta con una interfaz gráfica de usuario con una amplia capacidad de pre- y post-procesado.

Inconvenientes

- No es capaz de intercambiar datos con el sistema de soporte a la decisión (DSS).
- No tiene la capacidad de manejar las redes variables.
- Es software propietario.

Mike HydroBasin

MIKE HYDRO BASIN es una herramienta desarrollada por DHI (Danish Hydraulic Institute)⁶⁸ basada en GIS, sustituta del clásico MIKE BASIN y usada para la toma de decisiones en la gestión y planificación integrada de cuencas hidrográficas. Se trata por tanto de una herramienta diseñada para analizar cuestiones de compartición de aguas en cuencas hidrográficas internacionales, nacionales o locales y tomar decisiones fiables.

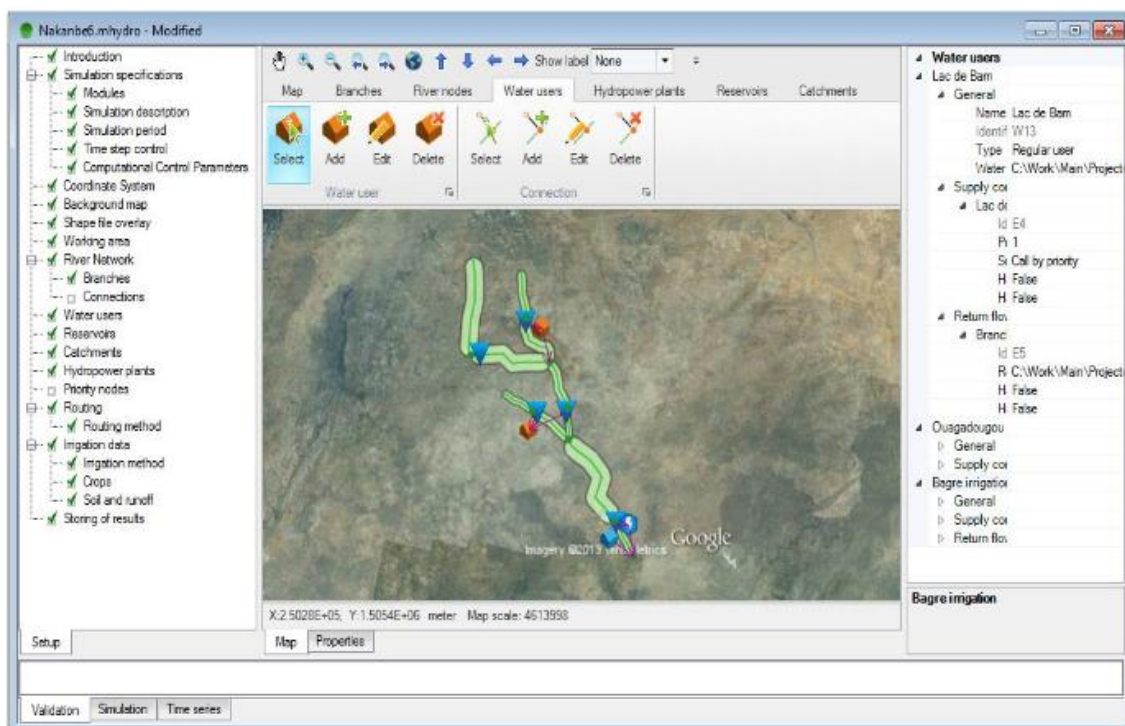


Ilustración 48. Ejemplo de interfaz del software HydroBasin

Finalidad

Es una herramienta diseñada para la toma de decisiones en la gestión y planificación integrada de cuencas hidrográficas. Es un paquete de software habitualmente vendido a consultoras que realizan trabajos para organismos de gestión de cuencas.

⁶⁸ <http://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-hydro-basin>

Aplicación

Las aplicaciones más comunes de MIKE HYDRO BASIN son:

- Estudios de Gestión Integral de Recursos Hídricos
- Estudios orientados a garantizar soluciones alternativas a problemas de escasez y asignación de aguas.
- Optimización y/o mejora de operaciones de embalses y energía hidráulica.
- Evaluación del uso conjunto de aguas subterráneas y aguas superficiales.
- Evaluación y mejora del rendimiento de planes de riesgo.

Con respecto a sus características principales destacan:

- Permite simular la distribución de aguas y algoritmos de reparto.
- Contiene opciones avanzadas de operaciones de embalses.
- Simulación detallada de generación de energía hidráulica.
- Contiene opciones de trazado de ríos
- Permite la estimación de la demanda de riego y otras necesidades agrícolas.
- Permite la modelización hidrológica de capturas.
- Contiene herramientas para el trazado de ríos y cuencas.
- Simula la sedimentación en embalses causadas por vertidos de sedimentos.
- Contiene opciones de script para la simulación de escenarios y su optimización personalizada.
- Su módulo ECO LAB permite la simulación de calidad de aguas.
- Permite una óptima presentación de resultados.

Requisitos del sistema

Sistema operativo	Windows 7 (32 y 64 bit), Windows 8 Pro (64 bit) y Windows Server 2008 R2 Standard Service Pack 1 (64 bit)
Procesador	2.0 GHz Intel Pentium o superior y compatibles o equivalentes
Memoria (RAM)	2 GB (o superior)
Espacio mínimo en disco	40 GB (o superior)
Monitor	SVGA, resolución 1024x768 en 16 bit color
Adaptador de gráficos	64 MB de RAM (recomendado 256 MB de RAM o superior), 24 bit reales color
Media	Se requiere unidad de DVD compatible con DVD de doble capa requerido para la instalación.
Sistema de	NTFS

archivo	
---------	--

Ventajas

Entre sus principales ventajas destacan:

- Permite la configuración del diseño del modelo tal y como lo necesiten los usuarios para representar las cuencas hidrográficas.
- Permite la visualización de datos espaciales y temporales en la cuenca hidrográfica a través de una única vista general.
- Permite la presentación de resultados tales como mapas, gráficos y tablas según las necesidades de cada usuario.
- En la versión 2014, MIKE HYDRO BASIN permite la modelización de la calidad de aguas usando ECO Lab.

Inconvenientes

- Se trata de un software de pago.
- Es un sistema cerrado.
- No se encuentran manuales de uso (al menos de manera inmediata)

AquaTool

AquaTool ha sido desarrollado por la actual Área de Ingeniería de Recursos Hídricos del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) de la Universidad Politécnica de Valencia (UPV)⁶⁹. Es un entorno de desarrollo (software) de Sistemas de Apoyo a la Decisión (SAD) para planificación y gestión de cuencas o de sistemas de recursos hídricos. Como SAD proporciona recursos para ayudar al análisis de diversos problemas relacionados con la gestión del agua.

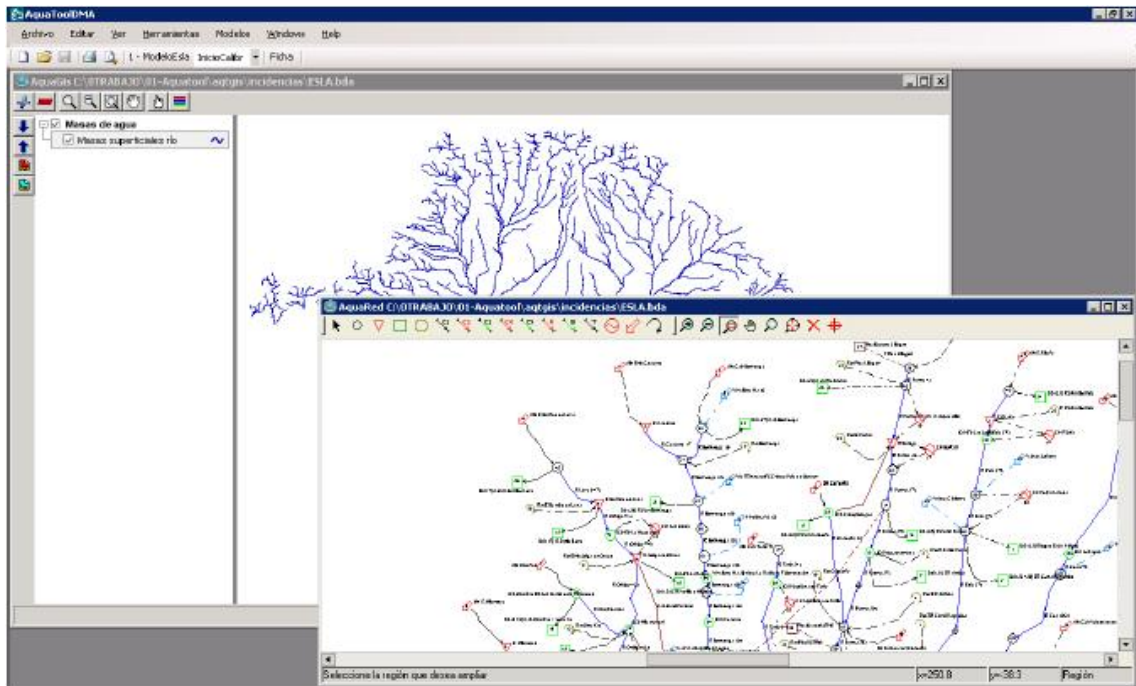


Ilustración 49. Interfaces de trabajo de Aquatool.

Aplicación

AquaTool consta de una interfaz de usuario desde la que se controlan diversos módulos de análisis de sistemas que ayudan a la planificación y gestión de sistemas de recursos hídricos.

⁶⁹ http://www.upv.es/aquatool/es/index_es.html

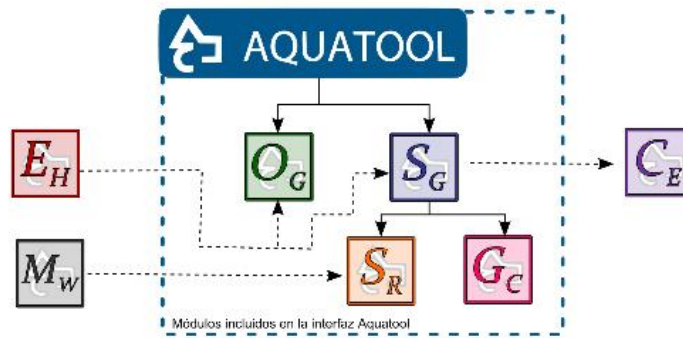


Ilustración 50. Módulos que componen el sistema AquaTool.

Los principales módulos de *AquaTool* son los que se encuentran incluidos en la interfaz y son: SIMGES (S_G), GESCAL (G_C), OPTIGES (O_G) y SIMRISK (S_R). A continuación se detalla para qué se aplica cada uno de ellos:

- **SIMGES (S_G):** Módulo general para la **Simulación de la Gestión de Cuencas**, o sistemas de recursos hidráulicos complejos, en los que se dispone de elementos de regulación o almacenamiento tanto superficiales como subterráneos, de captación, de transporte, de utilización y/o consumo, y de dispositivos de recarga artificial.
 - La simulación se efectúa a nivel mensual y reproduce, con el detalle espacial que el usuario desee, el flujo del agua a través del sistema.
 - Para los subsistemas superficiales el flujo es calculado simplemente por continuidad o balance.
 - Los acuíferos y las relaciones río-acuífero se simulan con modelos unicelulares, con modelos pluricelulares o utilizando el método de los autovalores mediante modelos distribuidos en los que se considera la variación espacial de las propiedades hidrodinámicas de los acuíferos.
 - El modelo SIMGES también considera los retornos a las aguas superficiales y los que se infiltran en los acuíferos y tiene asimismo en cuenta en la simulación las pérdidas por evaporación y filtración en embalses y cauces, así como las relaciones entre aguas superficiales y aguas subterráneas.
 - La gestión de los recursos hidráulicos se simula mediante reglas de operación tendientes a mantener un nivel similar de llenado en los embalses a partir de unas curvas de zonado de embalse. Dichas curvas son las *reglas de explotación* propiamente dichas y son suministradas por el usuario del modelo.

- Se admite la definición de *caudales mínimos ecológicos*, así como de diferentes prioridades de los usuarios para el aprovechamiento del agua.
- La simulación y gestión del sistema superficial se efectúan a un tiempo mediante el uso de un algoritmo de optimización de redes de flujo conservativo. Dicho algoritmo se encarga de determinar el flujo en el sistema tratando de satisfacer al máximo los objetivos múltiples de minimización de déficits, y de máxima adaptación a las curvas de volumen objetivo de embalse y objetivos de producción hidroeléctrica. Además, esta optimización se completa con un proceso iterativo de llamadas al algoritmo de optimización lineal, lo que permite mejorar la calidad de la simulación en procesos no lineales como filtraciones, evaporaciones y relaciones entre aguas superficiales y subterráneas.
- **GESCAL (G_C):** Módulo para la **evaluación de la calidad del agua a nivel de cuenca**.
 - Incluye el cálculo de todos los procesos de modificación de la calidad del agua tanto en tramos de río como en embalses y aplica este cálculo a cada elemento del esquema de la cuenca elaborado para el módulo *SIMGES* conectándolos entre ellos según el flujo de la cuenca.
 - Aplicándolo a diferentes alternativas de decisión en la gestión de la cuenca permite evaluar las consecuencias en materia de calidad del agua que tiene para toda la cuenca cualquier decisión que se plantee.
- **OPTIGES (O_G):** Módulo que resuelve el problema del **reparto mensual del agua de una cuenca, optimizando este reparto para un periodo de tiempo de uno o varios años**.
 - De este modo calcula el reparto óptimo del recurso en cada periodo sin apenas necesidad de datos, prácticamente solo la descripción física de la cuenca: conexiones, embalses, y demandas.
 - Esto supone una gran ventaja para su uso en sistemas de los que se dispone de reducida información o cuando se pretende obtener conclusiones generales a escala anual.
 - Por el contrario, la gestión mensual que simula no es directamente comparable a la realidad, ya que en la realidad no se conoce con antelación cuáles van a ser los recursos en el futuro. Por ello requiere del usuario un esfuerzo adicional de interpretación de resultados para traducirlos a conclusiones útiles para la gestión. Una manera eficaz de validar esta interpretación es tratarla y perfeccionarla con el uso del módulo *SIMGES*.
- **SIMRISK (S_R):** Módulo diseñado para su uso en **gestión de cuencas a medio plazo**, para la **evaluación de riesgos en la gestión**.

- Realiza la simulación de la gestión del sistema para una situación inicial dada de reservas en embalses y en acuíferos y utiliza como datos para el cálculo múltiples escenarios de aportaciones futuras de longitud de uno o varios años.
- Con los resultados de todas las simulaciones calcula estadísticos de probabilidad de estado del sistema en cada mes del periodo simulado, lo que puede utilizarse como estimación probable de la situación a final de la presente campaña y después de dos o más años hidrológicos.
- Ha sido confeccionado para utilizar los modelos calibrados con *SIMGES*, con lo que cada una de las simulaciones se realiza exactamente igual que se haría en *SIMGES*, incluso para la edición de datos se utiliza el mismo interface de usuario (en el caso de la interfaz AQUATOOLDMA) que se utiliza para *SIMGES*.

Otros módulos disponibles de *AquaTool*

- **CAUDECO (C_E)**: Módulo diseñado para la **simulación de la evolución de indicadores biológicos derivada de los resultados de la gestión obtenidos con *SIMGES***. Su uso recomendado sería como complemento de *SIMGES* para la evaluación de del impacto sobre los usos del agua de diferentes alternativas de implantación de caudales mínimos en ríos.
- **EVALHID (E_H)**: Módulo de evaluación de los recursos hídricos. Su finalidad es el **desarrollo de Modelos Precipitación–Escorrentía en cuencas complejas y con el objetivo de evaluar la cantidad de recurso hídrico que producen las mismas**. El módulo consta de varios tipos de modelos que se pueden escoger en función de los datos disponibles, la complejidad de la cuenca y la práctica del usuario en el desarrollo y calibración de modelos hidrológicos. Todos los modelos disponibles son del tipo agregado con aplicación semi–distribuida.
- **MASHWIN (M_H)**: Módulo para el análisis de series históricas de aportaciones y la formulación de modelos estocásticos para la generación de series. Su principal utilidad está como complemento del módulo SIMRISK, para producir los modelos estocásticos que utilizaría *SIMRISK* para la generación de series de aportaciones futuras condicionadas por la información reciente.
- **AQUIVAL**: Módulo de ayuda al usuario en la elaboración de **un modelo de simulación de acuíferos** por el método de los autovalores. La principal utilidad de este modelo es la de producir los datos del modelo del acuífero en autovalores requeridos por el módulo *SIMGES* para su simulación dentro de un modelo de uso conjunto. Facilita la entrada de datos mediante un entorno gráfico. La principal característica de este modelo de parámetros distribuidos es la eficiencia computacional, que reduce el tiempo y la

memoria utilizados. Esto lo hace idóneo para incluir el modelo de flujo subterráneo en un modelo complejo de gestión y simular muchas alternativas para largos periodos de simulación.

- **EVALGES**: Módulo de **evaluación económica de la gestión**. Desarrollado con el propósito de disponer de una herramienta de ayuda en los estudios de **coste de las medidas** a adoptar en una cuenca. Asociar a cada elemento del modelo de simulación *SIMGES* una curva coste-caudal que se utiliza para calcular una función económica de todo el sistema. Mediante la simulación de la gestión para las diferentes medidas a adoptar se puede obtener las diferentes funciones económicas de la cuenca y se puede obtener información sobre los costes añadidos al sistema por cada una de las medidas.

Entidades en las que se ha utilizado

Entre las entidades que han empleado las distintas versiones de *AquaTool*, a escala nacional destacan las confederaciones hidrográficas del Júcar, del Segura, del Tajo, del Duero, del Guadalquivir o el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX y a escala internacional se han de resaltar cuencas hidrográficas de Argentina, Brasil, Italia, México, Bosnia, Chile, Marruecos, Argelia, Ecuador, Perú, etc.

402 Datos necesarios

Sucintamente, se muestran los datos necesarios para el desarrollo de modelos de simulación hidrológica (módulo *SIMGES*) (información extraída del *Manual de usuario de AQUATOOLDMA*, no obstante existe un *Manual de Usuario de SIMGES*):

- Año de inicio y número de años de simulación.
- Aportaciones en régimen natural.
- Esquema del modelo: inclusión de elementos (embalse, conducciones, acuífero, recarga artificial, bombeo adicional, aportación, central hidroeléctrica, toma, retorno...), nudos. Puede emplearse una plantilla para la coherente localización geográfica del elemento que representa.
- Nudos: confluencias o particiones de río o conducciones, entradas de flujo (una aportación, un retorno o un bombeo adicional), salidas de flujo (para recarga artificial o toma para alguna demanda), cambio de las características del río o de la conducción. El nudo final tendrá asignado el número 0.
- Embalses:
 - Datos físicos:
 - Infiltración: pérdidas por infiltración mensual, acuífero que recibe el agua infiltrada y cómo se produce la recarga.

-
- Nudo vertido: a qué nudo se envía el volumen excedente en caso que el volumen embalsado supera el $V_{\text{máx}}$ (mensual, para poder definir los resguardos de avenidas) y que el sobrante no quepa por los dispositivos de desagüe controlables (desagües de fondo, por ejemplo), capacidad de los mismos.
 - Nudo prioridad: zonas de llenado.
 - Volumen inicial.
 - Caudal máximo de las sueltas.
 - Aportación (seleccionar el fichero con los datos de aportación).
 - Volúmenes: volumen máximo, objetivo y mínimo del embalse para cada mes. Se debe cumplir la relación: "Volumen máximo" \geq "Volumen objetivo" \geq "Volumen mínimo" ≥ 0 .
 - Cotas: datos de la curva cota-superficie-volumen y valores de coeficiente de evaporación
 - Tasa de evaporación mensual.
 - Aportación intermedia (flujos de agua que se incorporan al sistema, de forma puntual en un nudo o embalse).
 - Demanda (elementos que consumen agua, aunque parte del suministro puede retornar al sistema; representan normalmente consumos agrícolas, urbanos o industriales. Requiere definir una toma):
 - Demanda total mensual
 - Acuífero al que recarga y cómo se produce la recarga.
 - Acuífero al que bombea y parámetros de control del bombeo.
 - Garantías.
 - Toma (elemento que abastece de agua a una demanda):
 - Punta mensual (caudal máximo).
 - Coeficiente de retorno.
 - Coeficiente de consumo.
 - Retorno subterráneo.
 - Dotación anual (suministro máximo anual permitido).
 - Número de prioridad.
 - Indicador de alarma.
 - Retorno superficial

- Demanda no consuntiva o Central hidroeléctrica (utiliza el agua y la reintegra durante el mismo período de tiempo, sin consumir ninguna cantidad).
 - Caudal objetivo
 - Embalse al que está a pie
 - N° de prioridad
 - N° de prioridad
 - Salto bruto/ cota base de la central
 - Coeficiente de energía
 - Cota mínima turbinado
- Conducción (conexión entre nudos): Se diferencian 5 tipos de conducciones, para cada una se requieren una información concreta.
- Acuífero. Se contemplan varios modelos matemáticos para la simulación del comportamiento del acuífero: Depósito, manantial, unicelular, pluricelular, autovalores, 3 niveles, rectangular homogéneo 1 río, rectangular homogéneo 2 ríos.
- Bombeo adicional y recarga artificial.
- Reglas de operación. Hay cinco opciones para la evaluación del estado del sistema: Curva constante que se evalúa a principio de cada mes; Curva variable mensual evaluada a principio de mes; Curva definida en uno o varios meses y de aplicación anual; Umbral constante; Umbral variable mensual.
- Datos para la simulación (una vez completado el diseño del modelo).

Sucintamente, se muestran los datos necesarios para el desarrollo de modelos de simulación de calidad de aguas (módulo GESCAL), si bien se ha de realizar una vez se ha creado el modelo de simulación para SIMGES o a la par (información extraída del *Manual de usuario de AQUATOOLDMA*):

- Opciones a modelar: temperatura, oxígeno disuelto (junto con la materia orgánica carbonosa), el ciclo del nitrógeno y/o el fitoplancton (incluye modelar un problema típico de eutrofización incluyendo fósforo orgánico e inorgánico).
- Identificación de los contaminantes a modelar.
- Datos para las conducciones (tramos de río o canales donde se considera que tienen condiciones homogéneas para su modelación).
 - Parámetros generales del comportamiento del tramo de río: dispersión; longitud; diferencial del cálculo; tipo de cálculo hidráulico; coeficiente de

Manning/Velocidad; ancho sección/exp velocidad; pendiente solera/coeficiente ancho; pendiente transversal/exp. Ancho; Salinidad inicial del estuario; Salinidad final del estuario; opciones de simulación.

- Temperatura: temperatura base; coeficiente de intercambio de calor; curva de temperatura.
- Oxígeno disuelto, el ciclo del nitrógeno y la eutrofización
- Contaminantes de 1er orden
- Contaminación difusa
- Datos para los embalses (puede modelarse un embalse como *completamente mezclado* o como dos capas):
 - Datos generales: generar resultados para epilimnion, hipolimnion, o parciales; dispersión entre capas; curva evolución dispersión; proporción volumen inicial epilimnion; diferencial de cálculo; proporción de entradas al epilimnion; curva de variación de entrada al epilimnion; proporción de salida al epilimnion; curva de variación de salida al epilimnion; altura termoclina; curva de variación de la altura de la termoclina.
 - Temperatura: temperatura base, el coeficiente de intercambio de calor y qué curva contiene la variación estacional de la temperatura base.
 - Oxígeno disuelto, el ciclo del nitrógeno y la eutrofización
 - Contaminantes de 1er orden
 - Concentraciones iniciales en el embalse
 - Flujos de sedimentos
- Datos de concentraciones en los acuíferos: Para cada acuífero modelado se debe introducir las concentraciones del mismo para cada uno de los constituyentes que se modelan.
- Datos de depuración/contaminación de las tomas y los retornos.

Ventajas

- Software de escritorio.
- Dispone de versión gratuita para su descarga con limitación de uso.
- La documentación puede descargarse libremente.

- Se proporciona el acceso a ejercicios para el desarrollo de casos prácticos.
- Consta de un visor de imágenes GIS (archivos shapefile) y se pueden vincular los resultados del modelo con GIS.
- Se puede trabajar con varios escenarios.
- Los módulos son completos y complejos, y el equipo de desarrollo es ágil en nuevos desarrollos.

Inconvenientes

- Los cursos de formación son de pago.
- Código cerrado.

GISWATER

Esta es una aplicación desarrollada por un grupo de investigación formado por GITS (Grupo de Investigación en Transporte de Sedimentos) de la Universidad Politécnica de Cataluña y la consultora BGEO⁷⁰. El objetivo de este grupo ha sido desarrollar un proyecto de software libre con el objetivo de comunicar cualquier software de simulación en el mundo del agua a través de bases de datos espaciales con cualquier Sistema de Información Geográfica (SIG) con el fin de dar a todo el mundo una solución de formato abierto en la gestión de agua.

Aplicación

GISWATER es un software de código abierto especializado en el abastecimiento y la gestión del agua y que tiene las siguientes características:

- Análisis de redes urbanas y sistemas fluviales.
- Anticipación a fenómenos climatológicos extremos, vinculación a programas de predicción meteorológica.
- Adquisición de datos en tiempo real y geolocalizados.
- Base de datos PostgreSQL y PostGIS.
- Conexión con cualquier sistema GIS.
- Compatibilidad con programas de hidrología EPA SWMM, EPANET, HEC-RAS.

407

GISWATER conecta los programas de hidrología mencionados a una interfaz GIS de gran alcance, y sienta las bases para la gestión completa de sistemas de abastecimiento de agua, sistemas de alcantarillado, redes de drenaje y sistemas fluviales utilizando Servicios de publicación de Web de Mapas (WMS), Sistemas de Control y Adquisición de Datos (SCADA) o Sistemas de Gestión de Relación con el Cliente (CRM). Entre los modelos con los que puede conectar se encuentra HEC-RAS, QGIS, TerraView, CRM y OpenGeo.

Requisitos del sistema

La aplicación requiere sistema operativo Windows y máquina virtual Java. Esto puede ser un

⁷⁰ <http://www.giswater.org/es>

problema para el uso de open source software.

Ventajas

- Software de escritorio.
- Puede descargarse una versión del programa de manera gratuita.
- Ayuda a la toma de decisiones.
- Planificación de inversiones en contextos de redes de abastecimiento de agua
- Anticipación a fenómenos climatológicos extremos.
- Posibilidad de conexión con diferentes GIS.

Inconvenientes

- Solo tiene versión para plataformas Windows.
- Restringido a redes de abastecimiento de agua potable.

SWAT

SWAT⁷¹ es una herramienta de evaluación del suelo y el agua (SWAT son las siglas en inglés correspondientes a *Soil and Water Assessment Tool*). **CHECK FOR ARTICLES**

Es una herramienta que ha sido desarrollado por el Servicio de investigación agrícola (*Agricultural Research Service*, ARS) del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA-ARS) y por el centro de investigación A&M AgriLife de Texas, que es parte del sistema universitario Texas A&M. Es un modelo a escala de cuenca hidrográfica desarrollado para cuantificar el impacto de las prácticas de gestión de la tierra en cuencas pequeñas⁷². Simula la calidad y cantidad de agua superficial y subterránea y predice el impacto ambiental del uso del suelo, las prácticas de gestión del territorio y el cambio climático. En relación a los impactos, predice el impacto en las aguas, el sedimento y los rendimientos químicos agrícolas en cuencas pequeñas con diferentes suelos, usos del suelo y condiciones de gestión durante largos periodos de tiempo.

Aplicación

SWAT es ampliamente utilizado en la evaluación de la prevención y control de la erosión del suelo, en el control de la contaminación procedente de fuentes no puntuales y en la gestión regional de cuencas hidrográficas.

409

Los componentes de la herramienta SWAT son los siguientes:

- Entradas meteorológicas: Se puede medir o generar la precipitación, radiación solar, temperatura, humedad relativa y velocidad del viento.
- Hidrología:
 - Simula la intercepción de la precipitación por parte del follaje, la división de la precipitación y el agua de deshielo.
 - Simula la partición del agua entre escorrentía superficial e infiltración, redistribución del agua dentro del perfil del suelo, evapotranspiración, flujo lateral

⁷¹ <http://swat.tamu.edu/>

⁷² Según la fuente consultada, se aplica a cuencas pequeñas o a cuencas grandes y complejas.

subsuperficial del perfil desde el perfil del suelo, el flujo de retorno desde acuíferos poco profundos y la recarga de acuíferos profundos.

- Crecimiento de las plantas:
 - Entradas: propiedades del suelo, operaciones de gestión y variables meteorológicas.
 - Estima el rendimiento de los cultivos y la producción de biomasa para una amplia gama de rotaciones de cultivos, pastizales/sistemas de pastos y árboles.
 - Simula el crecimiento forestal desde la germinación de las semillas hasta el individuo maduro.
 - Simula la siembra, la cosecha, los pases de labranza, las aplicaciones de nutrientes y de pesticidas para cada sistema de cultivo con fechas específicas o con un enfoque programado de unidad de calor.
- Bacterias y patógenos: Simula las cargas de bacterias y patógenos a través de la escorrentía superficial en la fase en solución y en la fase erosionada.
- Simulaciones de nutrientes y pesticidas:
 - Mezcla de residuos y materia biológica en respuesta a cada operación de laboreo.
 - Aplicaciones de nitrógeno y fósforo en forma de fertilizantes inorgánicos y/o aporte de estiércol.
 - Eliminación de biomasa y deposición de estiércol para las operaciones de pastoreo.
 - Continua aplicación de estiércol para operaciones confinadas de alimentación.
 - Tipo, frecuencia, cadencia, eficiencia de la aplicación y porcentaje de la aplicación al follaje frente a la aplicación de pesticidas al suelo.
 - Cuentas para el destino y transporte de los pesticidas por degradación/pérdida por volatilización y lixiviación.
 - Rutas seguidas por las cargas/concentraciones de sedimentos, nutrientes, pesticidas y bacterias a través de canales, lagunas, remansos, humedales y/o embalses a la salida de cuencas hidrográficas.
- Simulaciones de gestión de la tierra:
 - Prácticas de conservación como cultivo en terrazas, en fajas, siguiendo el contorno del terreno, o como la existencia de canales naturales o artificiales de hierba para frenar la erosión o ayudar a retener el agua (*gassed waterways*), bandas filtrantes y técnicas de labranza de conservación.
 - El agua de riego en tierras de cultivo procedente de fuentes como tramos de ríos, embalses, acuíferos superficiales o una masa de agua externa a la cuenca.

SWAT se ha empleado para la evaluación de:

- La efectividad de las prácticas de conservación dentro de la iniciativa denominada Programa de evaluación de los efectos de la conservación del USDA.
- Los efectos del cambio climático sobre:
 - El desarrollo y transpiración de las plantas a partir de los incrementos en las concentraciones de dióxido de carbono atmosférico
 - El crecimiento de las plantas, caudal de la corriente y otras respuestas derivadas de cambios en desplazamientos de entradas climáticas
- Los impactos de las tendencias históricas climáticas frente a las proyecciones futuras de cambio del clima sobre la hidrología, la erosión y la pérdida de contaminantes.
- Los efectos del uso del suelo y gestión del territorio sobre la recarga estimada a escala de cuenca.
- Los impactos de los cambios en el uso del suelo sobre las características hidro-sedimentológicas de los ríos.
- Los beneficios económicos y ambientales de las prácticas de conservación.
- El destino y el transporte de bacterias a escala de cuenca hidrográfica.
- Modelado hidrológico de cuencas.
- Caudal y variables químicas para el desarrollo de indicadores ecológicos en ecosistemas fluviales.
- Patrones de suelo y agua en cuencas hidrográficas pequeñas.
- Estimación de caudales invernales acumulativos y caudales de base primaverales.
- Conversión a humedales.
- Predicciones de la carga de sedimentos a diferentes escalas de cuenca.
- Predicciones del movimiento de pesticidas y nutrientes.
- Usos del suelo alternativos, mejores prácticas de gestión y otros factores sobre la eliminación de contaminantes.
- Impactos del caudal de la corriente en la respuesta a alteraciones del uso histórico del suelo frente a un cambio hipotético del uso del suelo.

Se han desarrollado varias herramientas e interfaces de apoyo a SWAT (cada una de ellas necesita unos requisitos del sistema):

- AVSWAT (ArcView SWAT): proporciona un completo conjunto de herramientas para la evaluación y control a escala de cuenca de las fuentes agrícolas y urbanas de contaminación del agua.
- ArcSWAT (ArcGIS SWAT Extension): extensión de ArcGIS e interfaz gráfica de entrada de usuario para el modelo SWAT.
- MapWindow-SWAT (MWSWAT): interfaz de código abierto para SWAT empleando el sistema GIS denominado MapWindow.
- SWAT-CUP: software para la calibración/incertidumbre o sensibilidad de modelos SWAT.
- VIZSWAT: herramienta de visualización y análisis con animación de las series de datos y los datos espaciales sobre mapas GIS con gran velocidad de visualización.
- SWAT Check: ayuda a identificar problemas potenciales del modelo.
- Conversion Program: cambia el formato de los ficheros de entrada ASCII creados para SWAT99.2 al formato utilizado en SWAT2000.
- SWAT Input Checker Program: asiste al usuario en la identificación de datos de entrada que podrían causar que SWAT dé errores poco razonables.
- Potential Heat Unit Program: estima el número de unidades de calor requeridas para hacer madurar una planta.
- Baseflow Filter Program: estima la fracción de flujo de base y escorrentía superficial a partir de los registros de caudales.
- SWAT + Modular 3-Dimensional Groundwater Flow Model (SWATMOD): Se emplea para evaluar los derechos del agua y los escenarios de uso agrícola del suelo en respuesta a las corrientes y al acuífero.
- QSWAT: interfaz QGIS para SWAT.

Datos necesarios

SWAT utiliza distintos datos de entrada:

- Variables meteorológicas.
- Configuración de la cuenca, cursos fluviales, acuíferos, embalses...
- Campos de cultivo y características de los cultivos.
- Propiedades del suelo.
- Operaciones de gestión de la tierra...

Las bases de datos del modelo SWAT son las siguientes:

- Cobertura del suelo/crecimiento de las plantas (fichero: crop.dat).
- Tareas de labranza (cultivo) (fichero: till.dat).
- Pesticidas (fichero: pest.dat).
- Fertilizantes (fichero: fert.dat).
- Áreas urbanas (fichero: urban.dat).

Requisitos del sistema

Funciona en sistemas operativos Windows y Linux

Ventajas

- Modelo de dominio público.
- Software de código abierto.
- El software puede descargarse de manera gratuita.
- La documentación sobre los ficheros de entrada y salida a emplear está accesible a través de la ruta: <http://swat.tamu.edu/documentation/2012-io/>. Incluye los siguientes dos apéndices: Bases de datos del modelo y Ejemplo de las configuraciones de la cuenca.
- Puede accederse a publicaciones sobre calibración y validación: <http://swat.tamu.edu/publications/calibrationvalidation-publications/>

Inconvenientes

- No es de código abierto.

INFOWORKS ICM

El modelo Infoworks ICM⁷³ (Integrated Catchment Modelling), o Modelo Integrado de Cuencas, es un modelo matemático que permite simular la hidrología, la hidráulica de redes de saneamiento, así como la hidráulica fluvial, tanto en 1D, 2D ó 1D+2D totalmente integrados. Proporciona una potente solución para modelar simultáneamente elementos subterráneos y superficiales de cuencas, representando con precisión todas las vías de flujo y mejorando la comprensión de los procesos que ocurren en el entorno. Los desarrolladores del software son Innovyze. Innovating for Sustainable Infrastructure de la casa comercial Wallingford.

La finalidad de este paquete es la modelización integrada de cuencas (incluyendo tanto aguas subterráneas como superficiales), hidráulica de redes de saneamiento y drenajes, así como hidráulica fluvial. Todo ello con modelos 1D, 2D y 1D+2D totalmente integrados.

⁷³ http://www.innovyze.com/products/infoworks_icm/

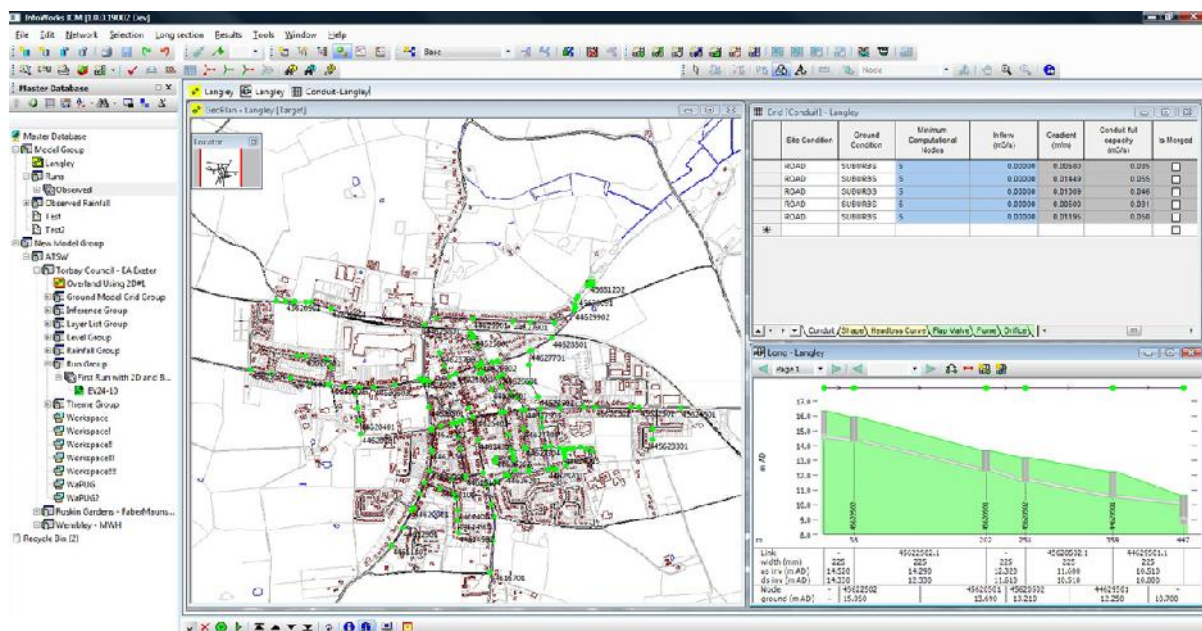


Ilustración 51. Interfaz de trabajo de Infoworks ICM

Aplicación

El modelo Inforworks ICM está indicado en:

- Estudios de planificación fluvial, drenaje y alcantarillado.
- Planes de gestión de agua superficial
- Correcta aplicación de sistemas de drenaje urbano
- Desarrollo de medidas contra problemas de inundaciones.
- Predicción de inundaciones y contaminación del agua teniendo en cuenta la interacción de la interfaz urbana y el río.
- Modelado de nuevas captaciones futuras como resultado del crecimiento o el cambio climático.
- Gestión de regadíos y sequías.
- Análisis hidráulico de las obras de tratamiento de aguas residuales y su interacción con los entornos rurales y urbanos.
- Transporte de sedimentos y modelización de calidad de agua y control de la contaminación.
- Evaluación y control de filtración e infiltraciones.

Las principales características de InfoWorks ICM son:

- Permite la modelización de:
 - Hidrología: tanto en 1D, como en 2D

- Hidráulica fluvial en 1D, 2D ó 1D+2D, incluyendo puentes, redes de saneamiento y otras estructuras.
- Calidad de aguas
- Control en tiempo real de estructuras
- Hidrología. Permite la modelización de la hidrología de las siguientes formas:
 - Hidrología clásica (SCS, Green-Ampt, Horton, Wallingford, Infiltración constant...etc)
 - Hidrología 2D directa sobre la malla bidimensional de la Cuenca complete.
 - Cálculo de Infiltración en 2D (Fija, Porcentaje o Horton)
 - Cálculo de Evapotranspiración en 2D
 - Hidráulica fluvial en 1D, 2D o 1D+2D
 - InfoWorks ICM permite la modelización fluvial con zonas en 1D, 2D
 - Modeliza puentes en 1D y 2D, lo cual lo cual permite modelizar en un único modelo toda la hidráulica del cauce. La alternativa de usar un modelo 2D puro y luego HEC para los puentes, pone en riesgo la bondad de los resultados, ya que, es muy difícil cortar los tramos en los puntos de control adecuados y determinar las condiciones de contorno reales, así como, se pierde el modelo del comportamiento hidráulico del flujo bidimensional en el entorno del puente.
 - Hidráulica en redes. Permite modelizar la hidráulica de redes de saneamiento con el modelo de la superficie en 2D totalmente integrado.
 - Calidad de aguas. Permite modelizar la calidad de aguas totalmente integrada, tanto en 1 D como en 2D. Elementos conservativos y no conservativos.
 - Control en tiempo real. Infoworks ICM permite modelizar el movimiento de estructuras en tiempo real (compuertas, bombeos...etc)
 - Reduce el tiempo de simulación de días a minutos. Gracias a la nueva forma de simular que combina el uso al 100% de multiprocesadores y unidades de proceso gráfico.

Por otro lado, las simulaciones pueden hacerse.

- En el mismo ordenador donde se cree el modelo
- En varios ordenadores que hagan simulaciones sobre un servidor
- Un sistema de ordenadores

Los usuarios pueden monitorizar y controlar el progreso de las simulaciones seleccionadas.

Existen algunas variantes de este modelo, como son:

- InfoWorks ICM SE (Sewer Edition): no permite la simulación en 2D para los sistemas de redes de alcantarillado.
- InfoWorks ICM PDM (Probability Distributed Moisture Model): modelo lluvia-escorrentía.

Entidades en las que se ha utilizado

Empresas consultoras privadas, encargadas de llevar a cabo estudios de inundabilidad en organismo públicos, como por lo ejemplo los llevados a cabo en la Confederación Hidrográfica del Ebro, para la realización de los Mapas de Riesgo de Inundación, o el Plan de Gestión de Riesgo de Inundación en el Ámbito de las Cuencas Internas de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental).

Requisitos del sistema

InfoWorks ICM se ha desarrollado utilizando las últimas innovaciones tecnológicas y contando con un entorno de ArcGIS.

En cuanto a los requisitos del sistema de la versión v4.0.0, destacan:

417

Memoria mínima	4 GB o superior
Espacio mínimo en disco	500 MB de espacio libre para la instalación. Se recomienda disponer de al menos 20 GB más de espacio para el almacenamiento de los archivos de resultados.
Sistema operativo	Windows XP Pro SP3, Windows Server 2003 SP2, Windows Vista S92, Windows Server 2008 R2, Windows 7 Pro SP1, Windows 8 Pro o superior (Para 32 bit) Windows Server 2008 R2, Windows 7 Pro SP1, Windows 8 Pro, Windows Server 2012 (Para 64 bit)
Hardware	Velocidad de CPU: 2.2 GHz o superior. Recomendado Hyper-threadin (HHT) o Multi-core
Procesador	Intel Core i3, i5, i7 o Xeon Processors, SSE2 (o superior)
Resolución de pantalla	Recomendado 1440 x 900
Adaptador Video/Gráficos	NVIDIA GeForce, Quadro, NVS y tarjetas GPU TESLA compatibles con simulaciones 2D.
Compatibilidad con GIS	ArcGIS 9.3, 10.0, 10.1 o MapInfo Profesional 10.5 o superior
Bases de datos	Microsoft SQL Server 2005, 2008 or 2012; Oracle RDBMS v9i, v10g or v11g

compatibles	
--------------------	--

Ventajas

- Permite la modelización hidrológica, hidráulica, de calidad de aguas y para la gestión de infraestructuras tanto en 1D como en 2D.
- Rapidez en la simulación.

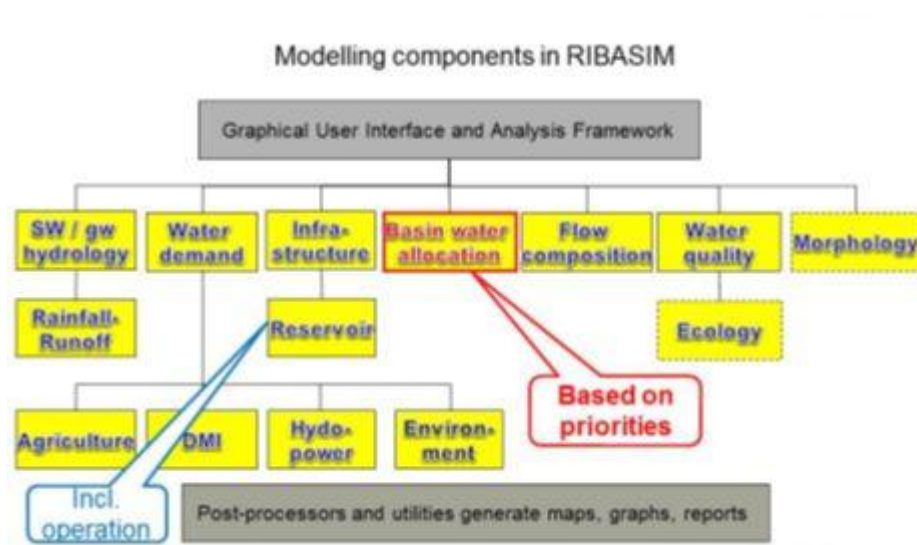
Inconvenientes

- Software de pago
- No se han encontrado manuales de usuario (al menos en una primera revisión).
- Código cerrado no modular

RIBASIM

El modelo RIBASIM⁷⁴ (River Basin Simulation Model) es un paquete de modelos hidráulicos genérico para la simulación del comportamiento de las cuencas fluviales en diversas condiciones hidrológicas. RIBASIM permite al usuario evaluar una serie de medidas relacionadas con la infraestructura, la gestión operativa, la demanda y los resultados en términos de cantidad y calidad del agua. RIBASIM genera patrones de distribución de agua y proporciona una base para el análisis de la calidad del agua y la sedimentación en cursos fluviales y embalses.

Su desarrollador es Deltares (Enabling Delta Life), un instituto independiente de investigación aplicada en el ámbito del agua con cinco áreas de especialización: Riesgos de inundación, Planificación sostenible, Infraestructuras, Agua y recursos subterráneos y Medio ambiente.



419

Esquema de funcionamiento del modelo RIBASIM ¿Ponerlo?

Finalidad

El principal objetivo de este software es la gestión de cuencas hidrográficas. Como salida del modelo, se obtiene un balance de agua que proporciona información sobre la cantidad de agua disponible, así como de la composición del flujo en cualquier momento y punto de la cuenca, teniendo en cuenta el drenaje de la agricultura, los vertidos industriales y la reutilización del agua.

⁷⁴ <https://www.deltares.nl/en/software/ribasim/>

Aplicación

Las principales aplicaciones del modelo RIBASIM, son:

- Gestión de cuencas hidrográficas
 - Planificación de cuencas a largo plazo: planes de gestión de cuencas a medio-largo plazo con un horizonte temporal de 10 a 25 años.
 - Planificación de cuencas a corto plazo: con un horizonte temporal de medio año a un año, como por ejemplo la planificación estacional de una cuenca, orientada a los recursos necesarios para abastecer a cultivos.
 - Sistemas de predicción de caudal: el sistema permite saber el caudal en distintos puntos de un río en base a la escorrentía o a la captación.
- Análisis de la influencia de las infraestructuras y otras medidas sobre el uso del agua.
- Análisis de las consecuencias del cambio climático.

RIBASIM permite la esquematización de cuencas hidrográficas, pudiendo trabajar con ellas de forma interactiva desde un mapa. La esquematización consiste en una red de nodos conectados por ramas. Los nodos representan embalses, diques, presas, bombas, estaciones hidroeléctricas, usuarios de agua, bifurcaciones naturales y artificiales, lagos naturales, pantanos, humedales...etc. A través de esta red se representan todas las características de la cuenca, pudiéndose superponer sobre un mapa importado en GIS.

En este modelo, las simulaciones se hacen generalmente para un periodo de tiempo extenso (varios años), de tal manera que quedan incluidos periodos secos y húmedos. En cada paso de tiempo se determina la demanda de agua, para posteriormente identificar los puntos a los que abastecer, la disponibilidad de agua, las normas de funcionamiento y las prioridades de asignación de agua.

Por otra parte, el modelo RIBASIM, cuenta con varias herramientas:

- Herramienta de gestión de supuestos (CMT): a través de ella se puede ver el diagrama de trabajo.
- Delft-GIS. Está centrado en el editor del entorno de trabajo:
 - Visor de mapas
 - Diseño interactivo de esquematización de la red fluvial de la cuenca consistente en nodos y enlaces.
 - Editor de atributos para cada nodo y enlace.

-
- Rápida visualización de datos espaciales y temporales de mapas.
 - Presentación de datos en informes y gráficos
 - Animación de series de datos
 - Rápida optimización de procesos para largas series de tiempo
 - Usuarios de agua. Se tienen en cuenta una gran variedad de usuarios y usos, tales como riego en la agricultura, acuicultura en agua dulce y salada, uso doméstico, abastecimiento municipal, abastecimiento industrial, humedales, uso ganadero, pérdidas por evaporación y filtración, navegación, uso recreativo, ecológico y medioambiental, derechos de agua, trasvases entre cuencas, glaciares y generación de energía eléctrica.

RIBASIM incluye características especiales como:

- Demanda y estimación de agua para la agricultura de regadío y uso de agua salada en la acuicultura.
- Modelización de humedales
- Operaciones de embalses. RIBASIM cuenta con la simulación de embalses en operación, bien con un único uso o multifunción, teniendo en cuenta.
 - Turbinas, aliviaderos, compuertas...etc.
 - Características hidráulicas de embalses y compuertas
 - Reglas de operación para el control de inundaciones, máxima producción de energía, zonas de embalsamiento...etc.
 - Operación específica basada en el nivel de control
 - Operación de embalses por grupos en serie y/o paralelo
 - Operación de embalses basada en el caudal de entrada previsto.
 - Aspectos hidrológicos: pérdidas por evaporación
 - Características propias de las hidroeléctricas
- Aguas subterráneas. RIBASIM lleva a cabo la simulación de aguas subterráneas permitiendo la estimación del balance de agua del acuífero teniendo en cuenta sus características, recargas, abstracciones y flujos laterales.
- Gestión de agua. RIBASIM puede llevar a cabo la simulación de diversos procesos de gestión del agua.
 - Reglas de operación para un único embalse o grupos de embalses.
 - Reglas de operación para aguas subterráneas

- Reglas de operación para estructuras
- Reutilización del agua
- Energía hidroeléctrica. La producción de energía eléctrica es calculada en base a las características de la estación hidroeléctrica y al nivel de agua existe tanto aguas arriba como aguas abajo del embalse.
- Enrutamiento. RIBASIM acepta cualquier paso de tiempo. Sin embargo, la mayoría de las simulaciones son ejecutadas cada mes, medio mes, 10 días, semanalmente o diariamente. En la mayoría de las situaciones el tiempo de simulación seleccionado se corresponde con una serie de ecuaciones. En situaciones en las que esto no es válido, RIBASIM ofrece procedimientos de enrutamiento para cauces y embalses.
- Análisis de origen. RIBASIM calcula la composición y localización del flujo en la cuenca. Fuentes de origen como la escorrentía, el drenaje en la agricultura, el agua residual doméstico e industrial, el agua subterránea, se muestran como componentes del flujo. La composición del flujo y su origen puede ser usado para determinar la calidad del mismo.
- Calidad del agua. RIBASIM estima la concentración de sustancias en cada tramo de río o cuerpo de agua y la cantidad de sustancias permitidas en el agua en función del usuario final.
- Presentación. Los resultados pueden representar localización de aguas, producción de energía eléctrica, balance de agua, composición, producción de cultivos, control de inundaciones, distribución y abastecimiento de agua, aguas subterráneas...etc.

422

En este sentido, el usuario puede definir el formato en el que visualizar los resultados, pudiendo ser gráficos, mapas temáticos, tablas, hojas de cálculo...etc.

Entidades en las que se ha utilizado

RIBASIM ha sido usado en más de 30 países de todo el mundo y utilizado por una amplia gama de organismos nacionales y regionales. Los países donde se ha aplicado el modelo son: Argentina, Azerbaijón, Bangladesh, Brasil, Canadá, repúblicas, Chile, China, República Checa, Egipto, Laos, Etiopía, Grecia, India, Indonesia, Irán, Irak, Italia, Kenia, Lesoto, Malasia, Malí, Marruecos, Mongolia, Nepal, Perú, Filipinas, Polonia, Portugal, Senegal, Sudán, Taiwán, Países Bajos, Tobago, Trinidad, Turquía, Ucrania y Vietnam.

Por otra parte, RIBASIM es usado en varios programas educativos de la UNESCO.

Datos necesarios

Algunos de los datos de entrada de RIBASIM son:

-
- Series de tiempo hidrológicas (por ejemplo de escorrentía superficial, precipitación, evaporación...etc)
 - Datos de acuíferos
 - Usuarios del agua
 - Infraestructuras y funcionamiento de las mismas (diques, presas, bombas, canales)
 - Prioridades de asignación de agua

Dependiendo del detalle del modelo, serán necesarios datos sobre:

- Demandas de agua: características demográficas, económicas, necesidades de cultivos, necesidades de agua actuales y futuras y fuentes contaminantes.
- Datos económicos: tasas sobre el uso del agua, costes de capital, tasas de descuento.
- Suministro de agua: entradas históricas en un paso de tiempo mensual, aguas subterráneas.
- Escenarios: modificaciones de las reglas de funcionamiento de los embales, posibles episodios de contaminación, proyecciones socioeconómicas, proyecciones de suministro de agua.

Ventajas

423

Algunas de las ventajas del modelo RIBASIM son:

- Eficacia probada. El modelo RIBASIM se ha aplicado durante más de 20 años en un gran número de países y en una amplia variedad de proyectos. Organizaciones encargadas de la gestión del agua lo utilizan en todo el mundo para apoyar sus actividades de gestión y planificación.
- Simulación de múltiples situaciones. RIBASIM puede llevar a cabo simulaciones teniendo en cuenta por ejemplo, las filtraciones que se producen en determinadas actividades agrícolas, en los vertidos industriales, o simular la reutilización del agua.
- Nuevas aplicaciones. Una reciente aplicación del modelo RIBASIM es su uso como componente de un Sistema de Alerta Temprana ante Inundaciones (Delft-FEWS).
- Hidrología. RIBASIM aplica numerosos métodos hidrológicos, tales como la fórmula de Manning; la relación caudal-altura de agua; la fórmula de Muskingum...etc.

Inconvenientes

- RIBASIM es un software de pago, por lo que se requiere licencia. No obstante y en caso de que la finalidad sea la investigación o la educación, RIBASIM cuenta con una licencia temporal.
- El manual de usuario está disponible al instalar el programa.
- Se pueden solicitar cursos de formación previo pago.

ANEXO VI. EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE URBANO**MUSIC**

MUSIC son las siglas en inglés de *Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation* (Modelo para la mejora de la conceptualización de las aguas pluviales urbanas). Este software ha sido desarrollado por eWater, Organización sin ánimo de lucro del gobierno australiano⁷⁵.

El objetivo de MUSIC es ayudar a las organizaciones a planificar y diseñar, a nivel conceptual, sistemas de gestión de aguas pluviales urbanas adecuados para sus cuencas, ya que la escorrentía de agua pluvial es portadora de gran cantidad de contaminantes urbanos (fuente de contaminación difusa). MUSIC, por lo tanto, es un software de ayuda a la toma de decisiones que predice el funcionamiento de los sistemas de gestión de aguas pluviales de calidad. Ayuda a los modelizadores y planificadores a desarrollar diseños urbanos sensibles con respecto al agua y a dotar de capacidad de gestión integrada del ciclo del agua para gestionar las aguas pluviales urbanas. Conceptualmente, MUSIC permite al usuario elegir las dimensiones más adecuadas de las opciones de infraestructuras de aguas pluviales disponibles (tanques de tormenta, aljibes, jardines de lluvia humedales...) hasta que el diseño cumpla o exceda los estándares de volumen y de contaminantes de aguas pluviales.

425

Aplicación

MUSIC puede modelizar un amplio rango de dispositivos de tratamiento para identificar la mejor configuración para capturar y reutilizar las aguas pluviales y de eliminar los contaminantes (y reducir la frecuencia de escorrentía). Además, evalúa conceptualmente, cómo dichos dispositivos alcanzan los objetivos de diseños urbanos sensibles con respecto al agua y de gestión integrada del ciclo del agua.

Los dispositivos de tratamiento que contempla son: sistemas de bio-retención, sistemas de infiltración, sistemas con medios de filtración, trampas para contaminantes gruesos, franjas con vegetación para protección, zanjas con vegetación, estanques y lagunas de sedimentación, tanques de tormentas, humedales, depósitos de detención y nodos genéricos de tratamiento a definir por el

75

<http://ewater.org.au/products/music/>
<https://ewater.atlassian.net/wiki/display/MD6/Modelling+philosophy>

usuario.

De esta manera, se aplica para:

- Simular los caudales y la detención de aguas pluviales desde gran a pequeña escala urbana.
- Estimar el potencial de recogida y reutilización de aguas pluviales y los efectos sobre las corrientes existentes aguas abajo y sobre la calidad de sus aguas.
- Modelizar la carga contaminante, incluyendo sólidos en suspensión, fósforo total y nitrógeno total y estimar los impactos de varias opciones de tratamiento.
- Modelizar el balance hídrico.
- Comparar la cantidad de agua, la calidad y los costes frente a los beneficios objetivos alcanzados mediante escenarios alternativos de secuencias de tratamiento.
- Planificar sistemas de aguas pluviales completos.

MUSIC tiene la opción de incluir dos herramientas adicionales al software:

- *Pluviograph: datos de precipitación.*
- *Desarrollador urbano:* Herramienta para la modelización de la gestión integrada de aguas urbanas de todas las redes de servicio (suministro, aguas pluviales y aguas residuales).

Entidades en las que se ha utilizado

MUSIC se ha empleado por profesionales de entidades públicas y privadas de toda Australia y, en algunos estados australianos, su uso es obligatorio para el diseño de nuevos desarrollos urbanos.

Requisitos del sistema

Respecto a los requisitos del sistema, Sólo puede ser descargado y utilizado en un único ordenador, que ha de tener al menos los siguientes requisitos del sistema:

Memoria mínima	2 GB de RAM
Espacio mínimo en disco	5 GB (preferiblemente 10GB) para una única versión de PC 20GB para el servidor de base de datos (multi-user network hard lock version)

Sistema operativo	Microsoft Windows XP, Windows 7 o Windows 8
Acceso a internet	Requerido

8.1.9.1 Ventajas

- Software de escritorio.
- Sistema de ayuda a la toma de decisiones.
- Evalúa *conceptualmente* diseños de sistemas de gestión de aguas pluviales para asegurar que son apropiados al área de captación estudiada.
- Aplicable a un amplio rango de escalas de áreas de captación urbana (desde 0,01 km² a 100 km²). El rango temporal para la simulación también es configurable y los lapsos de tiempo de la modelización pueden ir desde 20 minutos a 24 horas (1440 minutos).
- MUSIC puede ejecutarse para un evento o puede realizarse una simulación continua (en el caso de la modelización de sistemas de gestión de aguas pluviales se recomienda la simulación continua).
- Pueden configurarse grupos de medidas de mejora aplicadas a aguas pluviales en serie o en paralelo para formar una cadena de combinación de tratamientos.
- Mediante la simulación del funcionamiento de medidas de mejora aplicadas a aguas pluviales, MUSIC proporciona al usuario informes para la comprobación del cumplimiento de los objetivos hidrológicos o de calidad del agua (se incluye el diseño de los sistemas de aguas pluviales).
- Tiene capacidad para integrar cálculos realizados previamente y fuera del software.
- Permite importar series temporales de flujos de datos externos a los nodos de origen y utilizar el programa para predecir la calidad del agua.
- Puede utilizarse para la comparación de diseños alternativos y tomar decisiones sustentadas en los mejores resultados (coste, hidrológicos y de la calidad del agua recibida).

- Incluye MUSIC-Link, característica de ahorro de tiempo que permite precargar en MUSIC los requerimientos existentes (por ejemplo, de ayuntamientos) adaptando el diseño a las necesidades.
- De manera gratuita, puede descargarse una versión con licencia para 21 días de prueba.

8.1.9.2 Inconvenientes

- MUSIC no es una herramienta de diseño específica. No contiene los algoritmos necesarios para detallar el dimensionamiento estructural del volumen de aguas pluviales y/o las instalaciones de calidad. Se trata de una herramienta de diseño conceptual.
- MUSIC debería ser únicamente una de las varias herramientas empleadas en el diseño de instalaciones de gestión de aguas pluviales para zonas urbanas sensibles en relación al agua y para sistemas de drenaje sostenible, dado que hay otros factores distintos a la cantidad y calidad de las aguas pluviales que influyen en cómo las medidas deben ser implementadas (por ejemplo, factores como las características del suelo y del terreno, los requerimientos ecológicos de las aguas receptoras, los servicios que ofrece, la recreación pasiva y el diseño del paisaje).
- Actualmente del modelo se omiten las siguientes cuestiones: Análisis hidrológico detallado del drenaje de aguas pluviales, indicadores de la salud de los ecosistemas y la integración de las instalaciones de gestión de aguas pluviales urbanas en el paisaje urbano.
- El Modelo es propietario, y por lo tanto, cerrado.
- Disponible sólo en inglés. Este es un aspecto prácticamente sin importancia en el campo técnico, pero muy relevante cuando intentemos involucrar a otros agentes en la modelización.
- Sólo puede ser descargado y utilizado en un único ordenador: sistema de un solo usuario.
- En ejecución, sólo se puede tener una versión de MUSIC en el ordenador.
- No pueden consultarse guías de usuario o manuales hasta que no se realiza la descarga o adquisición del programa.

Mike SHE

MIKE SHE es un software de modelización comercial que ha sido desarrollado por el Instituto de Hidráulica Danés (DHI, siglas en inglés de *Danish Hydraulic Institute*)⁷⁶. El software MIKE SHE es un modelo determinístico de tipo distribuido que simula el ciclo integral del agua. Es un software de escritorio que lleva a cabo la modelización hidrológica de un sistema hidrológico, es decir de una cuenca. Realiza el balance hídrico de la cuenca, a partir del conocimiento de las entradas y salidas en el sistema hidrológico, y considera la mayoría de los procesos hidrológicos que se producen.

Aplicación

MIKE SHE incluye un paquete completo de herramientas de pre- y post-proceso, cubre la mayoría de los procesos existentes en el ciclo hidrológico e incluye modelos para simular:

- Precipitación y evapotranspiración real.
- Flujo superficial.
- Flujo en medios no saturados (infiltración).
- Flujo de agua subterránea.
- Flujo en canales (propagación de la escorrentía y/o aportación subterránea por la red de drenaje).
- Y sus correspondientes interacciones.

429

Cada uno de esos procesos puede ser representado a diferentes niveles de distribución espacial y complejidad de acuerdo a los objetivos de estudio que se quiera llevando a cabo.

MIKE SHE usa MIKE 11, es un modelo de cálculo hidráulico para la simulación de flujo en régimen variable, transporte de sedimentos y calidad de las aguas en espacios fluviales de muy variadas características, estuarios y sistemas de riego, para simular el flujo en los canales. En este sentido muestra modularidad de herramientas adyacentes, si bien todas son propietarias.

Datos necesarios y espectro de utilización

Las principales entidades que han utilizado MIKE-SHE son entidades privadas que se dedican a la consultoría del ciclo integral del agua.

Debido a que SHE MIKE se trata de un modelo distribuido la exigencia de datos es alta y los

⁷⁶ <http://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-she>

tiempos de cómputo elevados.

- Precipitación: se pueden introducir valores constantes o series temporales, o valores para cada celda.
- Flujo superficial: Esta simulación se basa en una relación empírica entre la altura de la lámina de agua y el almacenamiento de agua en la superficie, junto con la ecuación de Manning para describir el caudal en condiciones de flujo turbulento.
- Flujo en medios no saturados: Para esta simulación se requiere disponer de:
 - La geología superficial.
 - Las propiedades hidráulicas de los suelos.
 - Los datos de la vegetación (profundidad de las raíces).
- Flujo en cauces: Se emplea MIKE 11 para el cálculo de caudales y niveles de ríos en régimen no permanente.
- Flujo subterráneo: Exigencia alta de datos.
 - Geología.
 - Propiedades hidráulicas y de almacenamiento de los acuíferos.
 - Tasas de bombeo.
 - Condiciones de contorno...

Requisitos del sistema

Memoria mínima	2 GB
Espacio mínimo en disco	40 GB
Sistema operativo	Windows 7 (32 y 64 bit), Windows 8 Pro (64 bit) y Windows Server 2008 R2 Standard Service Pack 1 (64 bit)

Ventajas

- Acepta gran variedad de formatos de datos, incluyendo formatos de GIS (la topografía viene dada por el MDT que se haya confeccionado en una fase anterior).
- Para el modelo de zona no saturada, MIKE SHE incluye una base de datos con distintos tipos de suelo y cultivos típicos de diferentes regiones climáticas del mundo. La base de datos de suelo incluye además un conjunto de funciones de transferencia que relacionan la succión, el contenido de agua y la conductividad hidráulica, además de permitir al usuario especificar las propiedades del suelo en forma de tabla. Los perfiles de suelo se distribuyen en el espacio utilizando mapas de suelos.
- Puede simular rápidamente cambios en los niveles de agua subterránea alrededor de las instalaciones de almacenamiento.

- Puede simular el flujo del agua subterránea.
- Puede proporcionar un balance de agua para todo el ciclo hidrológico.
- Capaz de realizar fácilmente un intercambio de datos con modelos de calidad del agua.
- Capaz de modelar adecuadamente los tipos comunes de estructuras de control hidráulico (presas, compuertas, bombas, etc.).
- Capaz de modelar la geometría de simulación del canal frente a una única red de simulación.
- Cuenta con una interfaz gráfica de usuario con una amplia capacidad de pre- y post- procesamiento.

Inconvenientes

- No es capaz de intercambiar datos con el sistema de soporte a la decisión (DSS).
- No tiene la capacidad de manejar las redes variables.
- Es software propietario.

INFOWORKS WS

El modelo Infoworks WS⁷⁷ (Water Supply), permite la gestión de redes de distribución de agua de una forma eficiente. El modelado de las diferentes redes de distribución de agua se realiza a través de una base de datos relacional, un motor hidráulico y herramientas de análisis espacial. El software ha sido desarrollado por Innovyze. Innovating for Sustainable Infrastructure de la casa comercial Wallingford Software (Reino Unido).

432

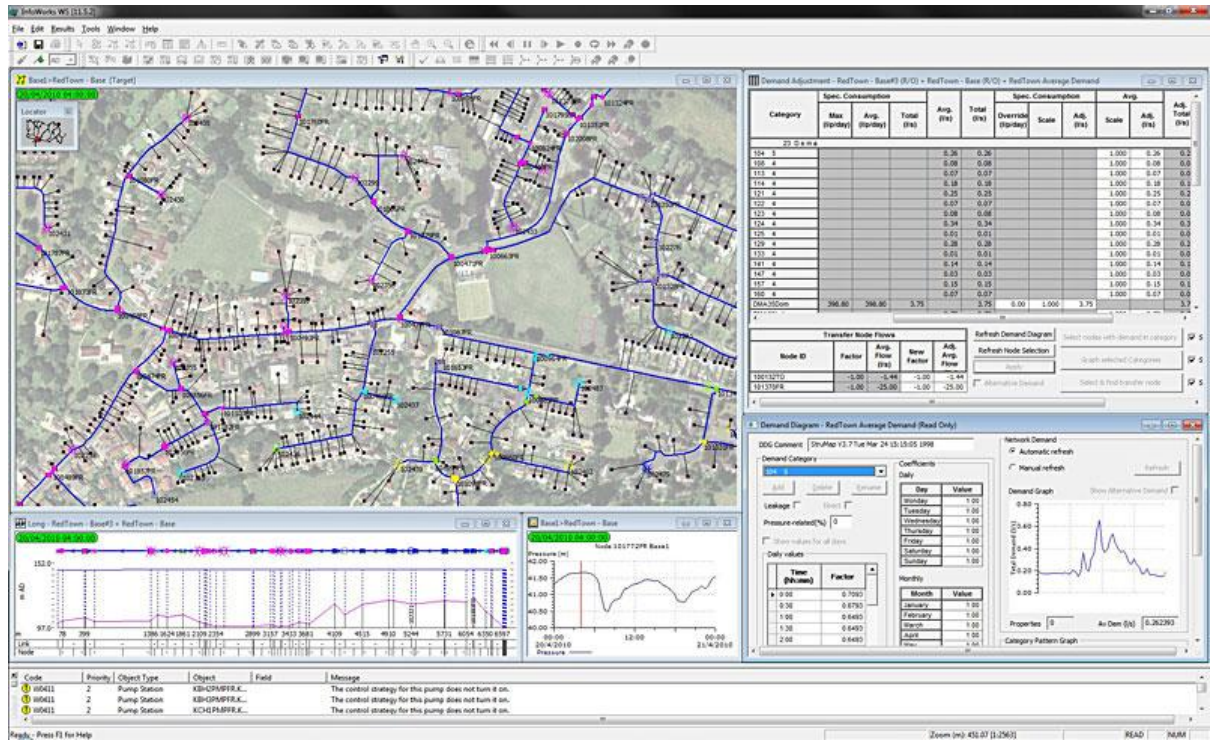


Ilustración 52. Ejemplo de Interfaz del software Infoworks WS

Aplicación

El objetivo principal de este software es la modelación de redes de suministro y distribución de agua potable. Algunos de los ejemplos de aplicaciones más comunes del InfoWorks WS, son:

- Programas de planificación de inversión de capital.
- Investigación de deficiencias en el suministro.
- Análisis y planificación de escenarios disponibilidad de agua contra incendios.

⁷⁷ http://www.innovyze.com/products/infoworks_ws/

-
- Simulación de incidentes de contaminación.
 - Valoración de las necesidades de mezcla de agua.
 - Optimización de sistemas de bombeo.
 - Evaluación de desinfección con cloro y calidad del agua
 - Optimización del sistema de almacenamiento.
 - Gestión de la demanda relacionada con la presión.
 - Análisis de sedimentación y limpieza de las tuberías principales.
 - Diseño e implementación de planes para gestión de sequías.
 - Valoración del suministro a nivel de clientes individuales

Entre sus principales características destacan.

- Entorno de trabajo para la gestión de modelos
 - Gestiona las librerías existentes del modelo y otras nuevas.
 - Gestiona múltiples usuarios modelando en múltiples proyectos.
 - Incluye control de la versión del modelo y audita el modelo en una base de datos central "maestra".
 - Permite Candados locales o de red para autenticación de la licencia.
 - Controla los permisos de acceso de los usuarios del modelo mediante sus datos de login.
 - Compara redes y realiza los cambios en cualquier red.
 - Incluye características para combinar y crear modelos y submodelos; automáticamente se crean una serie de subgrupos cuando se crean los grupos de cuenca
 - Consolida datos del modelo de múltiples fuentes en un interfaz único
 - Permite "etiquetar" los datos para indicar el origen de los mismos y su fiabilidad.
 - Utiliza hipervínculos para asociar archivos externos o direcciones de Internet con muchos tipos de objetos de la red; ordena los objetos de la red en tablas usando hasta tres campos diferentes.
- Herramientas de construcción del modelo
 - Asignación automática de demanda a partir de cualquier información geo-referenciada.
 - Asignación automática de elevación a partir de modelos del terreno.
 - Asignación automática de diámetros internos y coeficientes de rugosidad.

- Numeración automática de los nodos y asignación de parámetros por defecto para acelerar la construcción manual del modelo.
- Balance de caudales y análisis de la demanda por áreas (v5.5).
- Estimación de conectividad.
- Estimación de Datos.
- Esquematizador
- Validación
- Interpretación de resultados
 - Secciones longitudinales dinámicas.
 - Informes de bases de datos en tablas.
 - Datos variables gráficamente con el tiempo.
 - Muestra simulaciones temáticas dinámicas.
 - Muestra el comportamiento dinámico de las bombas y las válvulas de forma gráfica.
 - Muestra múltiples ventanas al mismo tiempo.
 - SQL.
- Potente simulación hidráulica
 - Excepcionalmente rápida, robusta y eficiente con grandes redes.
 - Modelado del funcionamiento real de válvulas y bombeos complejos.
 - Utiliza controles programables (UPC) para definir reglas complejas basadas en controles lógicos.
 - Integra el modelado de la Calidad de Aguas, el Agua Contra Incendios y la Sedimentación.
 - Gran capacidad para la gestión de la demanda que incluye un editor de cambios de demanda.
 - Mejora de la simulación en relación con los factores de fricción.
 - Resumen de la ejecución "amigable".
- Integración de datos
 - Importa modelos desde cualquier fuente usando el Centro de Importación de Datos de InfoWorks.
 - Perfecto intercambio de datos con MapInfo Professional y ESRI ArcView GIS.
 - Importa los modelos de redes directamente de Wesnet, WATNET, Stoner SynerGEE y EPANET.
 - Exporta datos y resultados a MapInfo Professional y ESRI ArcView GIS.
 - Exporta redes y resultados a Excel y a archivos .CSV
- Intercambia información con sistemas de telemetría y data loggers
 - Se une directamente a los sistemas de telemetría usando la interfaz TSD.

- Está unido a todos los data loggers fabricados usando el Formato Estándar de Loggers.
- Uniones directas a los formatos Wessex, WISDOM y Spectrascan.
- Los datos en vivo pueden ser asignados directamente a los controles de bombeos, las presiones y los caudales.
- Compara los resultados de la simulación con los datos espaciales en tiempo real. Por ejemplo, quejas de clientes y roturas de tuberías.
- Exporta a DWG para el diseño en detalle.

InfoWorks WS cuenta con los siguientes módulos de simulación:

- Módulo dinámico de calidad del agua: analiza los componentes de la calidad del agua de una red de suministro de agua.
- Módulo de autocalibración: herramienta para la calibración del modelo.
- Módulo de análisis de disponibilidad y gestión de agua contra incendios.
- Módulo de sedimentación: integra la modelación hidráulica con la de sedimentación.

Entidades en las que se ha utilizado

- Empresas consultoras privadas.

435

Ventajas

- Software libre
- Se puede utilizar como software de escritorio o como software corporativo.
- Entorno de trabajo para la gestión de modelos.
- Herramientas de construcción del modelo.
- Interpretación de resultados.
- Potente simulación hidráulica
- Integración de datos.
- Se encuentran disponibles manuales en la red

Inconvenientes

- No es modular
- No FOSS.

ANEXO VII. EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE HIDRODINÁMICO**Mike 21C**

Mike 21C es una herramienta desarrollada por DHI (Danish Hydraulic Institute), para la simulación en 2D de la evolución de la morfología del río con respecto al cauce y a las orillas debido a cambios en el régimen hidráulico⁷⁸.

Finalidad

Mike 21C es una herramienta para la simulación de la evolución de la morfología del río en el cauce y en las orillas debido a cambios en el régimen hidráulico. Simula procesos como la erosión en márgenes o la acumulación de sedimentos en las orillas producidas por construcciones, dragados o fluctuaciones estacionales en el flujo.

Aplicación

El modelo MIKE 21C ha sido desarrollado a partir del modelo en 2D para flujo de agua superficial, MIKE 21, y está específicamente diseñado para su aplicación a la morfología de ríos.

Las principales aplicaciones del MIKE 21C son:

- Diseño de planes de protección contra la erosión de las orillas.
- Evaluación de medidas para reducir o gestionar bancos de arena.
- Análisis de trazado y dimensiones de canales de navegación para minimizar el coste y mantenimiento de las obras de dragado.
- Predicción de la sedimentación de las tomas de agua, esclusas puertos y depósitos.
- Previsiones del impacto de puentes, túneles y cruces de tuberías en los sistemas hidráulicos y su morfología.
- Optimización de planes de restauración del hábitat en las zonas de inundación de los canales.
- Diseño de redes de monitoreo basado en la previsión morfológica del cauce y sus riberas.

Entre sus principales características destacan:

⁷⁸ <http://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-21c>

- Cuadrícula numérica curvilínea.
- Modelo hidrodinámico bidimensional basado en un solucionador rápido, de línea paralela implícita, que hace posible la simulación a largo plazo.
- Formulación de estructuras hidráulicas
- Modelo de flujo helicoidal de corrientes secundarias 3D, que incluye el retraso en tiempo y fase.
- Modelo de advección – dispersión completamente dinámico o en régimen cuasi – permanente.
- Erosión de riberas y cuadrícula móvil.
- Ecuaciones de transporte de sedimentos para arenas y gravilla con descripciones separadas de lecho y carga en suspensión (teniendo en cuenta la pendiente del cauce, flujo helicoidal, perfiles de velocidad vertical y concentración, espacio y tiempo transcurrido).
- Modelo de sedimentos cohesivos para limos y arcillas.
- Modelo de sedimentos graduados que combina un gran número de tamaños de partículas sedimentarias.
- Descripción multicapa del lecho del río.
- Modelo de resistencia aluvial.
- Modelo de socavación del lecho y de deposición con retroalimentación.

Datos necesarios

Los datos necesarios estarán en función del módulo a emplear.

- Generación del grid (malla)
 - Líneas de contorno (bien importadas de archivo ASCII que contienen coordenadas (x,y), o digitalizadas directamente).
 - Especificaciones del número de puntos del grid a lo largo y a través del río.
 - Niveles del lecho del río (z) (importados de un archivo ASCII o desde otro archivo *.dfs de MIKE 21).
- Editor de configuración de menús.
 - Mapa 2D de la malla curvilínea y un mapa 2D de los niveles del lecho
 - Series de tiempo de descarga aguas arriba y nivel de agua aguas abajo (formato ASCII, Excel o similar)
 - Mapa 2D de nivel de agua o una constante.
- Módulo de transporte de sedimentos.
 - Tamaño de grano

- Porcentaje y tamaño de grano para todas las fracciones en caso de aplicar un modelo de sedimentos clasificado.
- Concentración inicial de sedimentos (el valor predeterminado es cero)
- Fórmulas de transporte de carga de fondo y/o carga suspendida.
- Módulo de resistencia aluvial.
 - Constantes de calibración
 - Valores máximos y mínimos permitidos de resistencia del lecho.
- Módulo de forma en planta.
 - Número y ubicación del punto de la erosión en la orilla.
 - Características de cada punto de erosión
- Módulo de morfología a gran escala.
 - Serie temporal de la tasa de transporte de sedimentos, concentración de sedimentos en suspensión o niveles de agua (formato ASCII, Excel o similar)
 - Número de capas de sedimentos en el lecho del río.
 - Mapa 2D de grosor de sedimentos.
 - Mapa 2D de porcentajes de cada fracción de sedimentos en cada capa.

Requisitos del sistema

Los mismos necesarios para el MIKE SHE

439

Ventajas

- Es una herramienta especializada en la modelización de la morfología del río de una manera científica.
- Es una herramienta altamente flexible que proporciona soluciones numéricas, estando adaptada específicamente a la dinámica de sedimentos en sistemas fluviales.
- Cuenta con la experiencia de DHI en esta materia y está a disposición de todos los ingenieros fluviales del mundo.
- MIKE 11 o MIKE 21 FM pueden ser las aplicaciones más habituales de transporte de sedimentos fluviales pero el cambio de forma en planta sólo puede ser modelado utilizando MIKE 21C.
- Es la evolución, una *release*, de un modelo previo estable. La idea de crecer, y reciclar, sobre un mismo modelo es interesante.
- Usa una cuadrícula numérica curvilínea proporcionando una mejor resolución del flujo cerca del contorno y por tanto una mayor precisión en el modelado

Inconvenientes

- Se trata de un software de pago.

- Utilizado generalmente para modelizar ríos grandes.
- Es propietario y por lo tanto cerrado
- No se encuentran manuales de uso (al menos de manera inmediata)

HEC-RAS

HEC-RAS ha sido desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica (HEC, siglas en inglés de *Hydrologic Engineering Center*) del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (U.S. Army Corps of Engineers)⁷⁹. RAS son las siglas en inglés de *River Analysis System* (Sistema de análisis de ríos).

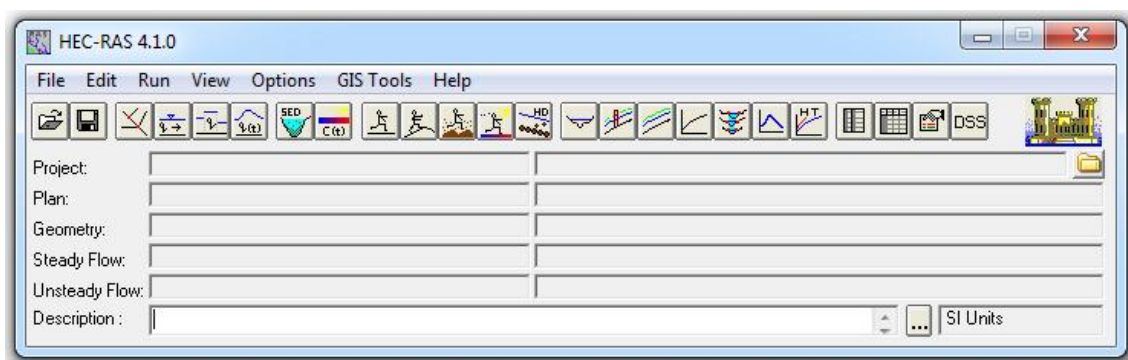


Ilustración 53. Ejemplo de la interfaz del software HEC-RAS.

Finalidad

441

HEC-RAS es un software de escritorio para el modelado hidráulico de los caudales en un cauce. con qué calado, velocidad, área hidráulica, etcétera, circularán los caudales. Se trata de un modelo hidráulico unidimensional en régimen gradualmente variado que permite representar flujo estacionario, flujo no estacionario, transporte de sedimentos y el cálculo del lecho móvil y modelado de la temperatura del agua.

Aplicación

HEC-RAS permite la simulación de distintas situaciones de avenidas fluviales, permitiendo analizar diversas causas y reflejar los resultados tanto en lo que se refiere al área de inundación como a los perfiles de velocidad asociados a la misma. Constituyendo una herramienta útil herramienta para la predicción de daños ocasionados por este tipo de fenómenos.

⁷⁹ <http://www.hec.usace.army.mil/software/hecras/>

Con respecto a sus módulos principales, HEC-RAS cuenta con diferentes módulos como:

- **Módulo de calidad del agua:** en su versión 4.1.0 HEC-RAS cuenta con un módulo de modelamiento de la calidad del agua que emplea un esquema numérico explícito (denominado Quickest-Ultimate), para resolver la ecuación de advección-dispersión en 1D.
 - Este módulo permite simular el transporte y comportamiento de las siguientes variables.
 - Temperatura del agua
 - Aumento de disminución de algas (puntualmente fitoplancton) y su relación con el ciclo de nutrientes.
 - Demanda Biológica de Oxígeno Carbonácea (DBOC).
 - Oxígeno disuelto (OD)
 - Las siguientes especies de oxígeno disuelto: nitrito (NO₂); Nitrato (NO₃); Nitrógeno orgánico (OrgN); Amonio (NH₄), en mgN/L
 - Las siguientes especies de Fósforo (P) disuelto: Fósforo orgánico (OrgP); Ortofosfatos (PO₄) en mgP/L

Para realizar una simulación de análisis de calidad de agua, esta versión de HEC-RAS, necesita contar con un modelo hidráulico calibrado para flujo permanente.

- **Módulo de transporte de sedimentos:** para ello HEC-RAS utiliza diferentes métodos, así como condiciones de concentración, distribución, granulometría y velocidad de caída de las partículas. Características que han de ser definidas por el usuario.

Las ecuaciones de transporte incluidas en el modelo son:

- Método de Ackers & White (1973)
- Método de Engelund & Hansen (1972)
- Método de Laursen modificado por Copeland (1989)
- Método de Meyer- Peter & Muller (1948)
- Método de Toffaleti (1968)
- Método de Yang (arenas 1973 y gravas 1984)

Los cambios en el lecho son calculados a través de la ecuación de continuidad de sedimento o ecuación de Exner, bajo tres restricciones: limitantes temporales de despositación y de erosión y acorazamiento del lecho.

- **Módulo HEC-GeoRas:** se trata de una extensión de ArcGis para la edición de elementos geométricos. El procesado de información y los cálculos se realizan en HEC-RAS. HEC-GeoRas crea un archivo para importar a HEC-RAS datos de geometría del terreno incluyendo cauce del

río, secciones transversales...etc. Posteriormente los resultados obtenidos de calados y velocidades se exportan desde HEC-RAS a ArcGis y pueden ser procesados para obtener mapas de inundación y riesgo. Para ello es necesario disponer de un MDT (modelo digital del terreno).

El esquema de trabajo consiste en tres pasos:

- Preproceso o trabajo previo con ArcGis y HEC-GeoRAS, de cara a generar un archivo de importación para HEC-RAS que va a contener la información geométrica de las secciones transversales.
- Modelización del flujo con HEC-RAS y generación del archivo de exportación para ArcGis.
- Postproceso con ArcGis y HEC-GeoRAS, para generar los resultados finales: superficies de inundación para cada periodo de retorno, mallas de profundidad, vistas 3D...etc.

Entidades en las que se ha utilizado

Este es un paquete de modelización usado ampliamente en todo el mundo, por su combinación entre fiabilidad y gratuidad, siendo un modelo bien contrastado al ser un modelo mejorado del antiguo HEC-2.

Datos necesarios

- **Geometría del cauce:** localización y definición geométrica de los perfiles transversales y pendiente topográfica.
- **Características hidráulicas principales:** tipo de material del lecho, tipo de vegetación y estado de crecimiento, obstrucciones, grado de irregularidad del cauce, etc. Es decir, los coeficientes de rugosidad de Manning para cada perfil (en fondo y taludes del cauce y en llanura de inundación).
- **Hipótesis y caudales de cálculo.**
- **Tipo de régimen hidráulico.**
- **Obras u obstáculos** en el cauce que puedan influir en el régimen hidráulico del río: badenes, puentes, encauzamientos, azudes, etc.; o zonas localizadas donde se den pérdidas de carga: transiciones, uniones con afluentes.
- **Condiciones de contorno** internas a lo largo del tramo. El nivel de la lámina de agua para la sección de comienzo de los cálculos puede ser especificado por una de las tres maneras siguientes:
 - como profundidad crítica
 - como un nivel conocido
 - por el método del área-pendiente

Requisitos del sistema

Está diseñado para funcionar en cualquier máquina con requisitos mínimos.

Ventajas

- Se trata de un modelo de libre distribución y de instalación inmediata.
- Las nuevas versiones de los modelos son compatibles con los modelos construidos con paquetes antiguos.
- Cuenta con la posibilidad de descarga de diferentes manuales y otra documentación muy detallada (en inglés), como son:
 - HEC-RAS User's Manual: manual de uso del programa
 - HEC-RAS Hydraulic Reference Manual: descripción de algoritmos y conceptos hidráulicos utilizados por los programadores.
 - HEC-RAS Applications Guide: descripción de diversos ejemplos prácticos de aplicación.
- Posibilidad de reporte de incidencias sobre problemas de programación.
- Existe una nueva versión que permite la simulación en 2D.
- Permite el trabajo con entornos GIS, pudiendo trabajar con los resultados Hec-Ras y cartografía GIS, ortofotos y modelos digitales de terreno (MDT), de cara a la identificación de zonas, posibles puntos críticos. Por otra parte, permite generar la geometría del cauce con gran precisión, en formatos importables. Existen por otro lado extensiones para el Post- proceso de láminas de inundación y mallas (*grids*) de inundación y velocidad.
- Alta capacidad de repetición y corrección de un determinado cálculo. Un modelo unidimensional de energías permite el cálculo en dominios con escalas muy grandes, simulando kilómetros de río con una velocidad de cálculo elevada.
- Método muy aproximado en la resolución de problemas fluviales de gran escala. La simplificación del flujo turbulento tridimensional a un flujo unidimensional es bastante aceptable para grandes escalas (ríos y barrancos), cuya precisión no sea muy elevada.
- Libertad geométrica. Permite el análisis con secciones naturales no regulares.
- Facilidad de uso. Facilidad de creación, modificación y edición de geometrías (entorno visual cómodo y rápido) e introducción de datos de rugosidad y estructuras transversales (puentes, obras de paso, aliviaderos). Gran comodidad de visualización de resultados y edición de figuras.
- Gran capacidad de importación y exportación de datos en entorno Windows (Excel, Word y Autocad), para el post-proceso de resultados y presentación.
- Usado ampliamente en todo el mundo, siendo un modelo bien contrastado al ser un modelo mejorado del antiguo HEC-2.
- Recientemente se ha desarrollado el modelo HEC-RAS 2D como herramienta que integra la modelización en 1D y 2D. Siendo de dominio público, sin necesitar licencia y compatible con RAS Mapper. Como ventajas de esta nueva versión destacan:
 - Eficiencia computacional.

- Mismo grado de detalle que los modelos de malla fina y grandes grids.
 - Solución multi-procesador
 - Compatible con 32 y 64 bit
 - Contiene procesos de validación
 - Puede llevar a cabo la modelización en 1D, 2D y la combinación de ambas
 - Cumple las ecuaciones de Saint Venant en 2D
 - Implica la solución del algoritmo de volúmenes finitos
 - Cumple la solución del algoritmo en 1D y 2D
 - Ofrece una tabla de propiedades hidráulicas detallada para las distintas celdas computacionales.
- Ofrece animaciones cartográficas detalladas sobre inundaciones

Inconvenientes

- HEC-RAS es un modelo para régimen laminar y tiene problemas en régimen turbulento. La ecuación de la energía supone siempre distribuciones hidrostáticas de presiones y la ecuación de fricción permanente de Manning, siendo por tanto la solución una simplificación que no se ajusta a la realidad en los casos donde las presiones y las tensiones turbulentas se alejan del modelo lineal.
- La versión más común de HEC-RAS, es unidimensional (1D), de modo que la solución siempre es una aproximación o promedio de la real.
- Sólo se pueden modelar ríos y barrancos con pendientes menores de 10° ($\sin \theta < 10^{-2}$ $S_0 < 0.18$), ya que no se tiene en cuenta la componente vertical del peso de la columna de agua ($\cos \theta$) en las ecuaciones.
- Los saltos y obstáculos no son reproducidos correctamente, ya que HEC-RAS no realiza balance de fuerzas.
- El resultado de la simulación está muy influenciado por las condiciones geométricas adoptadas (trazado de secciones, áreas inefectivas, muros de defensa, pérdidas de estrechamiento y expansión, etc.).
- Existe cierta dificultad para hallar el calado crítico en secciones naturales complejas que contienen varios calados críticos (terrazas fluviales), escogiendo el programa el calado más bajo.
- Ofrece siempre una solución, debiendo ser críticos a la hora de tratar los resultados.
- Limitación en la convergencia de la energía a 40 iteraciones en cada sección de cálculo, adoptando por defecto el valor de calado de menor error.
- Con respecto al modelo HEC-RAS 2D, sus principales inconvenientes son:

- Es necesario incorporar más herramientas automatizadas que permitan generar una malla computacional 2D detallada.

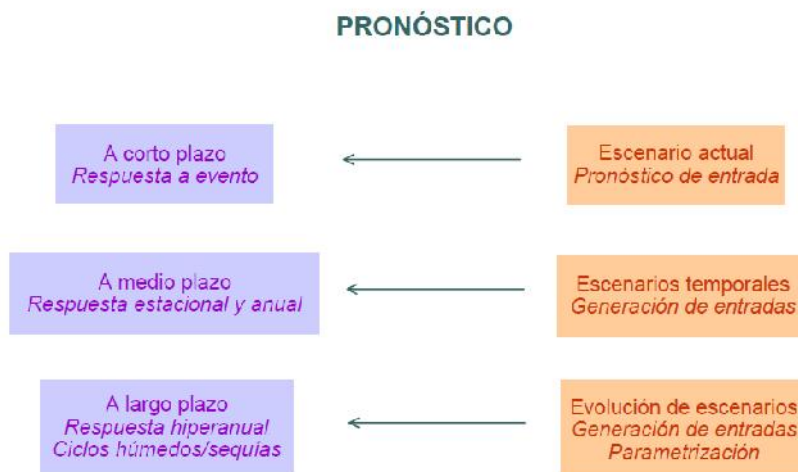
Modelo del río Guadalfeo. WiM-Med

En este apartado se incluye la información del proyecto de investigación denominado: *Estudio piloto para la gestión integrada de la cuenca del río Guadalfeo*. El resultado de este proyecto es el software **WIM-Med**⁸⁰ (*Watershed Integrated Management in Mediterranean Environments*) para la *gestión integral de cuencas mediterráneas* que se pone a disposición de los técnicos e interesados.

El software fue desarrollado por el Departamento de Mecánica de estructuras e Ingeniería Hidráulica de Estructuras e Ingeniería Hidráulica de la Universidad de Granada, y el Departamento de Agronomía de la Universidad de Córdoba. WiM-Med permite realizar la simulación de una cuenca mediante un modelo físico distribuido completo. Sobre la base de un modelo hidrológico, incorpora modelos de generación y transporte de sustancias y sedimentos tanto en ladera como en río. Como se indica en su nombre, ha sido desarrollado con vistas a formar parte de una herramienta técnica que permita facilitar y a la vez dotar de base científica sólida a una gestión integral de cuenca.

En este sentido el modelo WiM-Med permite contemplar todos los aspectos relacionados con el agua, su calidad y los sedimentos, y de este modo permite trasladar cierta combinación de variables meteorológicas actuantes sobre una región concreta a resultados tanto puntuales como distribuidos en el espacio: caudales líquidos o sólidos, volúmenes de agua almacenados, cargas de contaminantes, superficies inundadas, etc.

⁸⁰ http://www.cuencaguadalfeo.com/?lr=lang_es



PLANIFICACIÓN Y GESTIÓN INTEGRAL

Ilustración 54. Modus Operandi del Software WiMMed

El modelo WiM-Med se estructura con un doble fin, de manera específica:

- Diagnóstico o pronóstico a corto plazo: respuesta distribuida ante un evento/no evento (evento o no evento de precipitación), y evolución temporal del estado de la cuenca a lo largo del evento/no evento. Los modelos físicamente basados que caracterizan la interacción de procesos que confluyen en la respuesta de la cuenca son el fundamento del modelo en esta fase.
- Pronóstico, predicción a medio y largo plazo del estado final de la cuenca, definido en cada punto/tramo de la misma, para un escenario de usos y gestión o combinación de varios de ellos. La parametrización de los procesos físicos a esta escala temporal, a partir de la agregación de las respuestas individuales para una sucesión de eventos y no eventos a lo largo del periodo simulado, permitirá disponer de una herramienta más simple pero igualmente eficaz para la planificación.

Adicionalmente, se comentan las tres líneas de desarrollo del proyecto *Estudio piloto para la gestión integrada de la cuenca del río Guadalfeo*.

- Implementación del Modelo del Gestión en otras Cuencas Andaluzas, con el objetivo de transferir el modelo a otras Cuencas Andaluzas.
- Pronóstico a medio y largo plazo de sucesos extremos de abundancia y escasez de Agua en Andalucía, con el objetivo de analizar la incertidumbre a medio y largo plazo de variables relevantes en la planificación: sequía, inundación, garantía/fallo en la demanda...

-
- Monitorización del aporte de Sedimentos en la Cuenca del Río Guadalfeo, que tiene por objetivo la calibración de aportes de sedimentos en la Cuenca del Río Guadalfeo con fines de pronóstico.

Aplicación

El modelo se formula con tres módulos ordenados:

- Agua,
- Sedimentos
- Y otras sustancias.

Cada uno de ellos se apoya en los previos, por lo que el módulo de flujo de agua (o hidrológico) es el primero en estructurarse. La bondad o error en su definición y explotación es trasladada, pues, al resto de módulos. En general, se consideran dos situaciones atmosféricas diferenciadas frente a las cuales la cuenca genera una respuesta:

- Forzamiento intenso (aporte de agua en forma de precipitación asociada a una borrasca). En este caso, la cuenca tiene una respuesta rápida que se traduce en el aumento del agua contenida en el suelo y la generación de escorrentía superficial directa.
- forzamiento continuo (aporte de energía asociada al campo de temperaturas en la capa próxima a la superficie). En este caso, la cuenca produce una respuesta lenta que se traduce en cierta pérdida del agua contenida en el suelo y en su superficie por evaporación y consumo de la cubierta vegetal, y la generación de escorrentía superficial (e infiltración) procedente del deshielo

Ambas situaciones quedan definidas en el ámbito de este modelo como evento (de precipitación) y periodo entre eventos, respectivamente.

MODELO FÍSICO DE LA CUENCA

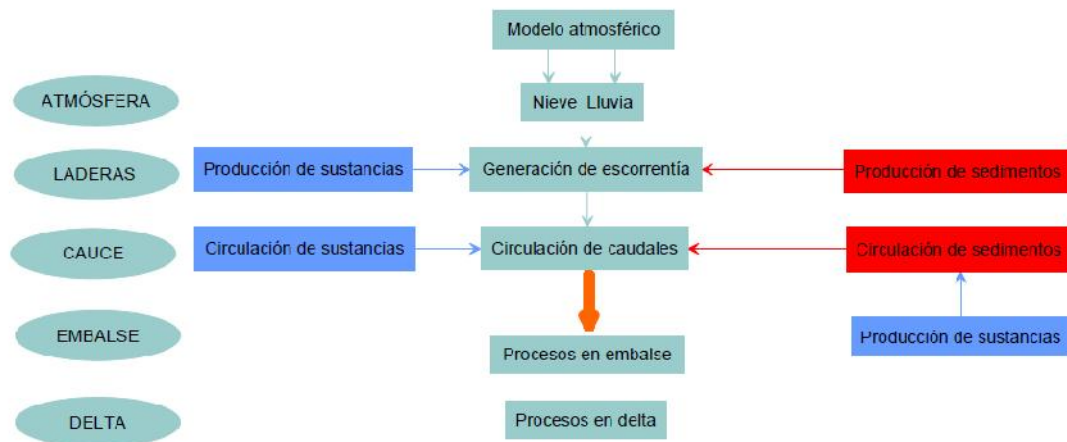


Ilustración 55. Modelo conceptual sobre la física de la cuenca.

El programa se compone de dos partes diferenciadas:

- Módulo de cálculo es un programa *experto* que se ejecuta por línea de comando y se relaciona con el usuario a través de ficheros de entrada y salida. Es el encargado de realizar todos los cálculos y simulaciones hidrológicas.
- Visualizador de Windows es un entorno gráfico que permite una interacción más amable con el usuario en la elección y preparación de datos (preproceso), el lanzamiento de las simulaciones y en la visualización de los resultados (postproceso). El visualizador se encarga de gestionar automáticamente todos esos ficheros de entrada y salida requeridos por el modelo experto.

En WiM-Med, toda la información con los datos y resultados asociados a la simulación en una región se encuentra recopilada en lo que se llama *proyecto*. El entorno gráfico de la ventana principal de WiM-Med consta de tres secciones principales:

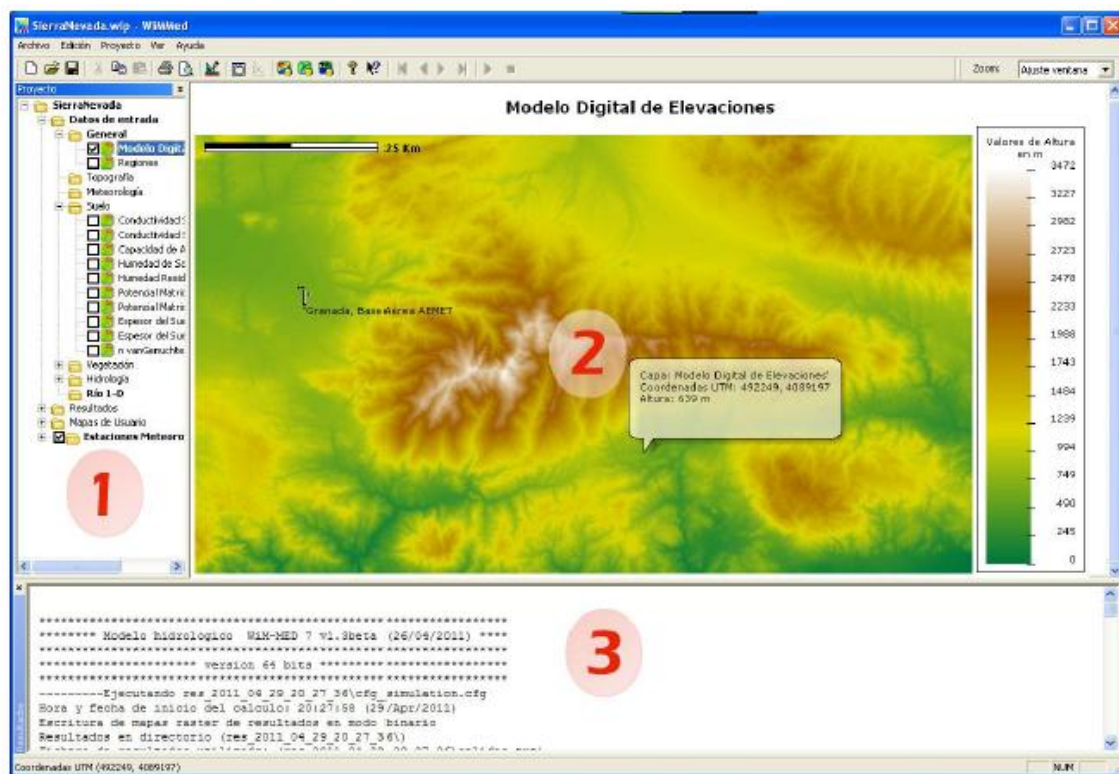


Ilustración 56. Interfaz de trabajo de WiMMeD

- **Barra de proyecto (1)**, árbol que agrupa y ordena toda la información de entrada y salida. Contiene carpetas, mapas, secuencias de mapas, gráficos y distintos tipos de capas, cada uno de estos elementos con un icono especial que los distingue.
- **Zona de Mapa (2)**, zona de representación georreferenciada de los mapas con información distribuida mediante un código de colores o leyenda. Este código aparece en el lateral de la ventana, con referencia a sus unidades.
- **Barra de resultados (3)**, ventana de texto donde se recogen los principales mensajes de resultado de las simulaciones con los distintos módulos de cálculo.

451

Entidades en las que se ha utilizado

El equipo de desarrollo del WiM-Med ha desarrollado el trabajo *Futuro de los recursos hídricos en la cuenca del río Guadalfeo bajo supuesto de cambio climático* en el que se evalúan los cambios que se producirían en los distintos almacenamientos y flujos de agua de la cuenca del río Guadalfeo suponiendo que la temperatura suba 2°C y la precipitación se reduzca en un 15% por efecto del cambio climático.

Datos necesarios

Los datos de entrada se agrupan en las siguientes categorías:

- General o topografía: MDE (el resto de datos topográficos pueden ser calculados a partir del MDE).
- Meteorología: estaciones meteorológicas, eventos meteorológicos, precipitación horaria (Ph), precipitación diaria (Pd), temperatura (máxima y mínima), radiación solar diaria, velocidad del viento media diaria, presión de vapor media diaria, emisividad de la atmósfera media diaria.
- Suelo: conductividad saturada superficie, conductividad saturada suelo, capacidad de aporte subsuperficial, humedad de saturación, humedad residual, potencial matricial suelo húmedo, potencial matricial suelo seco, n vanGenuchten, espesor del suelo (capa 1), espesor del suelo (capa 2), velocidad agua superficial, velocidad agua subsuperficial.
- Vegetación: capacidad almacenamiento cubierta vegetal.
- Hidrología (acuíferos y río Muskingum; simulación hidrológica completa): datos de los acuíferos, zonas acuíferas, tramos de río (Muskingum), embalses, red de drenaje.
- Río 1-D: Geometría del río, puntos de control.

Ventajas

- WiM-Med es un software registrado, de libre difusión y de descarga gratuita.
- Es una herramienta de generación de escenarios de usos y restricciones. Por tanto puede considerarse un sistema de soporte a la decisión.
- Permite reproducir el comportamiento de cuencas mediterráneas donde la no ocurrencia de lluvia es un suceso habitual a diferentes escalas temporales: años con precipitación nula durante todo el periodo estival (estación seca), años con precipitación anual muy inferior al valor medio (años secos), grupos de años secos sucesivos (sequía). En especial, el modelo es particularmente adecuado para captar las características de la demanda de agua en un país como España, en la Europa mediterránea, y en especial una Comunidad Autónoma como Andalucía, donde agricultura y turismo, usos que concentran elevados consumos de agua precisamente durante los meses con menor llegada de precipitación, ocupan un lugar importante en la economía regional.
- Permite realizar simulaciones hidrológicas e hidráulicas.
- Software disponible en español y en inglés.
- Permite la exportación de resultados a formatos ráster de ArcGIS.
- Los resultados pueden ser secuencias, gráficas, capas de polilíneas o puntos (llanura de inundación máxima) entre otros.

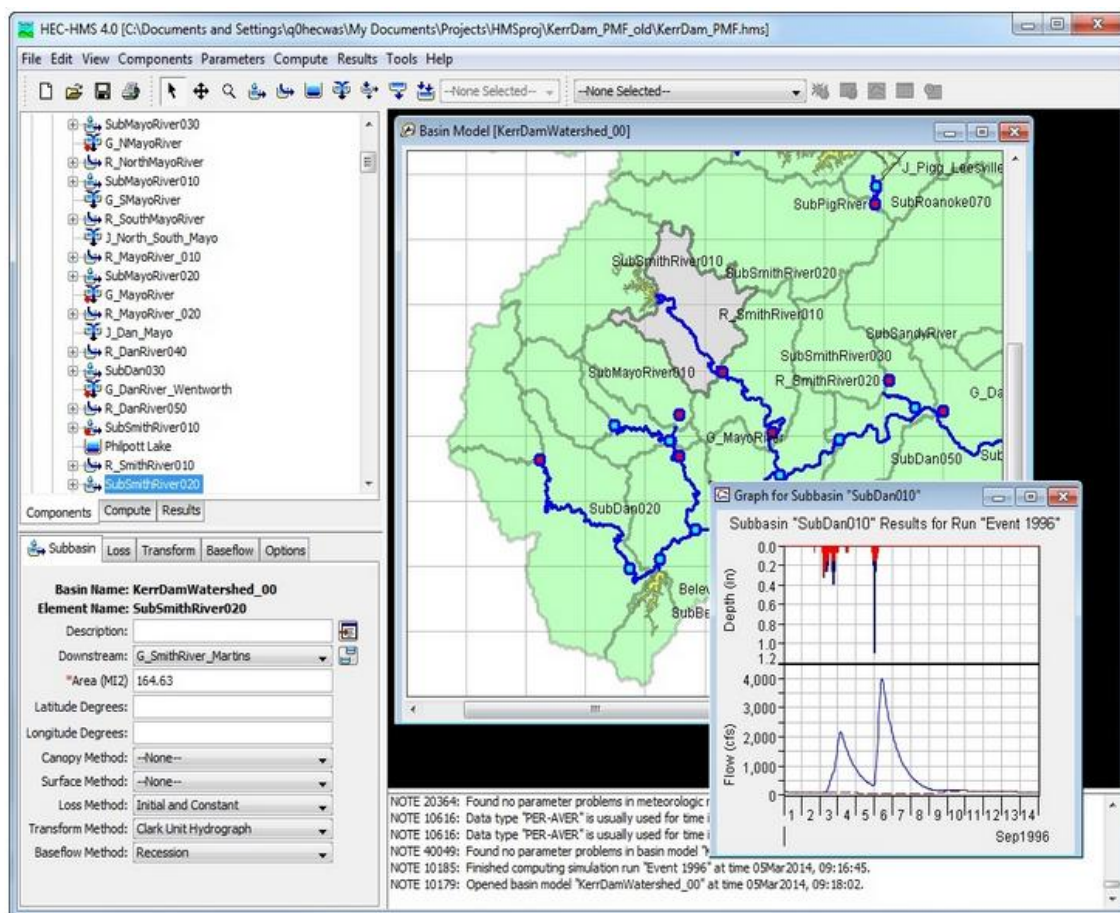
Inconvenientes

- La bondad o error en la definición y explotación del módulo de flujo de agua (o hidrológico) se traslada al resto de módulos, puesto que dicho módulo es el primero en estructurarse y los siguientes módulos se apoyan en él.
- Código no abierto

ANEXO VIII. EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE DE MICROMODELOS

HEC-HMS

HMS son las siglas en inglés de *Hydrologic Modeling System* (Sistema de modelización hidrológica).



53

Ilustración 57. Ejemplo de la interfaz del software HEC-HMS.

HEC-HMS ha sido desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica (HEC) del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (U.S. Army Corps of Engineers)⁸¹. Es un modelo hidrológico semidistribuido que simula los procesos de lluvia-escorrentía en cuencas dendríticas.

⁸¹ <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/>

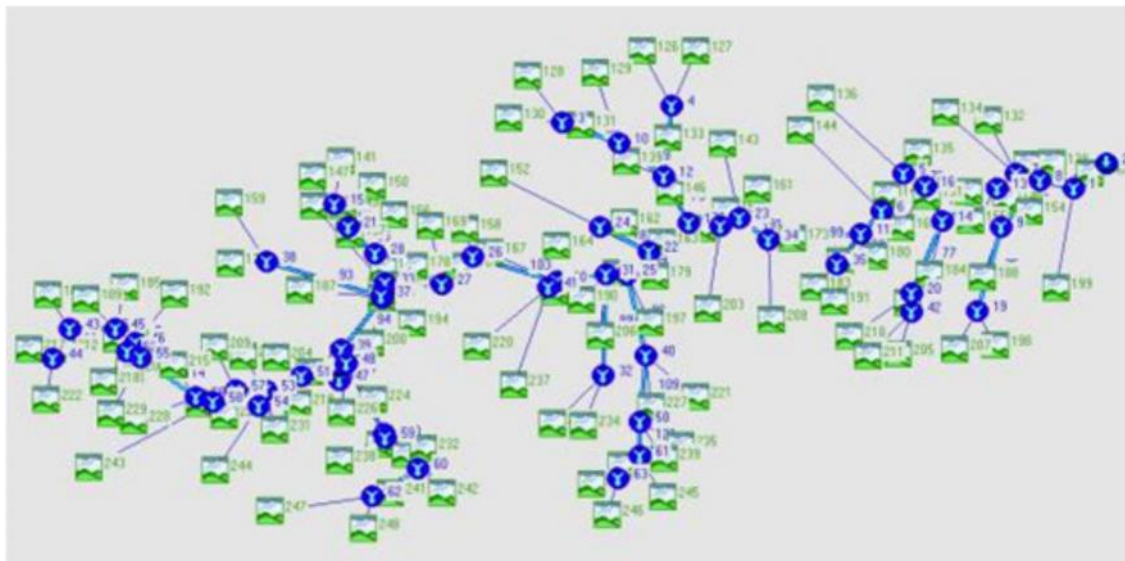


Ilustración 58. Ejemplo de modelización con HEC-HMS en una cuenca formada por múltiples subcuencas.

Aplicación

HEC-HMS es el sucesor del modelo HEC-1 y ofrece una variedad de opciones similares, pero incorpora los últimos avances en hidrología e informática. Está diseñado para ser aplicado en un amplio rango de regiones geográficas, pudiéndose utilizar en pequeñas cuencas urbanas, o en grandes cuencas sin intervención. Sus resultados se pueden aplicar para estudios de disponibilidad de agua, drenaje urbano, observación de flujo, impacto de intervenciones en cuencas, reducción del daño por inundaciones, operación de sistemas, etc.

Entre los componentes del modelo para simular la respuesta hidrológica en una cuenca se encuentran:

- Modelos de cuencas: utilizado para representar la parte física de la cuenca agregando y conectando elementos hidrológicos (subcuenca, canal, unión, fuente, salida, reservorio, desviación).
- Modelos meteorológicos: calcula la precipitación requerida en una subcuenca, pudiendo utilizar precipitación puntual o por grillas, teniendo la capacidad de modelar precipitación sólida y líquida junto con evapotranspiración.
- Especificaciones de control: fijan el tiempo de duración de cada simulación, incluyendo fecha de inicio, fecha de finalización e intervalo de tiempo de la simulación.
- Datos de entrada: las series de tiempo, series de pares y datos de grillas son requeridos generalmente como condiciones de borde en los modelos de cuencas y meteorológicos.

Además del hidrograma unitario, opciones de propagación de avenidas por cauces y embalses, incluye entre sus posibilidades un modelo de transformación lluvia-escorrentía lineal y casi-distribuido que puede aceptar un input de lluvia en forma de malla (por ejemplo procedente del radar meteorológico), cálculo continuo de la humedad del suelo con un solo horizonte y mediante un modelo más complejo de cinco horizontes y una opción muy versátil para la estimación de parámetros. El software está diseñado para un uso interactivo en un ambiente multitarea y para usar en red por varios usuarios.

El programa puede representar diferentes cuencas dentro de un sistema hidrológico general. El modelo de la cuenca se construye distinguiendo componentes manejables dentro del ciclo hidrológico general y delimitando las cuencas de interés. De este modo, cada flujo de masa o energía puede representarse mediante un modelo matemático. En la mayoría de los casos, se puede escoger entre varios modelos disponibles para representar cada flujo. Cada modelo matemático incluido en el programa puede adaptarse a diferentes ambientes y condiciones. Realizar la elección correcta requiere del conocimiento de la cuenca y buenos criterios hidrológicos.

Los diferentes elementos hidrológicos (cuencas, embalses, sumideros, etc.) se conectan entre sí de modo adecuado para conseguir el modelo general de lluvia-escorrentía de la cuenca.

El programa dispone de un entorno de trabajo totalmente integrado incluyendo una base de datos, una utilidad para la entrada de datos, un motor de cálculo y herramientas de reporte de los resultados. Una interfaz amigable permite un fácil movimiento entre las diferentes partes del programa.

Los elementos o nodos disponibles para la representación son: subcuenca, cauce, unión, embalse, trasvase, fuente y sumidero. Los cálculos se realizan desde aguas arriba hacia aguas abajo.

Para simular las pérdidas de infiltración se dispone de diferentes métodos. El método del número de curva del SCS, el método del número de curva distribuido en una malla, método exponencial y el método de infiltración *Green and Ampt*.

Con respecto a sus módulos principales, HEC-HMS cuenta con diferentes módulos como:

- **HEC- GeoHMS.** El HEC-HMS cuenta con el módulo, el HEC-GeoHMS, una extensión para ArcView desarrollada como un grupo de herramientas hidrológicas geoespaciales. El programa permite visualizar información espacial, documentar características de la cuenca, realizar análisis espaciales, delinear cuencas y ríos, construir entradas para modelos hidrológicos así como contribuir en la preparación de informes.

HEC-GeoHMS es usado para procesar los datos de la cuenca después de haber realizado una preparación y compilación inicial de los datos del terreno. Entre los datos necesarios para trabajar con este módulo se incluye un modelo digital de elevaciones (MDE).

Cuando la preparación de los datos está lista, el HEC-GEO-HMS procesa el terreno y la información espacial para generar una serie de entradas hidrológicas que le darán al usuario un modelo inicial para el HEC-HMS.

Entidades en las que se ha utilizado

En un software usado ampliamente en todo el mundo, siendo un modelo bien contrastado al ser un modelo mejorado del antiguo HEC-1.

Datos necesarios

Como datos de entrada son necesarios como condiciones de borde en los modelos de cuencas y meteorológicos, las series de tiempo, series de pares y datos de grillas

Tabla 32. Datos necesarios para el funcionamiento de HEC-HMS..

Series de tiempo	Series de pares	Datos de grillas
Precipitación	Caudal-Almacenamiento	Precipitación
Caudal	Altura-Almacenamiento	Temperatura
Niveles	Altura-Caudal	Radiación solar
Temperatura	Caudal de entrada-Bifurcado	Crecimiento de Cultivos
Radiación Solar	Secciones transversales	Capacidad de Almacenamiento
Coeficientes de cultivos	Hidrograma unitario	Tasa de percolación
Equivalente de agua en la nieve	Curvas de porcentaje	Coeficiente de almacenamiento
	Tasa de derretimiento ATI	Déficit de humedad
	Tasa de enfriamiento ATI	Áreas impermeables
	Patrones del derretimiento del suelo	Número de curva del SCS
	Patrones de la tasa de derretimiento	Elevación
		Contenido de frío
		Contenido de frío ATI
		Tasa de derretimiento ATI
		Contenido de agua líquida
		Equivalente de agua contenida en la nieve

Ventajas

- Modelo gratuito de libre distribución.
- Puede proporcionar un balance hídrico para la mayoría de los componentes del ciclo hidrológico. No obstante, estos componentes son resueltos por tres programas distintos.
- Capacidad para modelizar adecuadamente las estructuras hidráulicas de control más habituales (presas, compuertas, bombeos, etc.)
- Capaz de modelar la geometría del cauce.
- Capacidad de intercambio de datos con el DSS
- Tiene una interface gráfica para el usuario con capacidad integral de pre y post-proceso.

Inconvenientes

- No puede simular los niveles piezométricos
- No puede simular el flujo subterráneo
- No puede intercambiar fácilmente datos con modelos de calidad de las aguas.
- A pesar de ser gratuito, no es open source, de manera que ni se tiene acceso al código para mejorar los algoritmos, ni se puede engarzar como módulo en otro modelo.

HEC-Resprm

HEC-RESPRM es un modelo de simulación del funcionamiento de embalses, destinado a optimizar las operaciones de los mismos y sirviendo de sistema de ayuda a la decisión para sus gestores. Las diferentes operaciones que tienen lugar en la gestión de los embalses, pueden tener objetivos diferentes: control de inundaciones, abastecimiento de agua, generación de energía eléctrica, uso recreativo, etc.

En rasgos generales, a través de este modelo los usuarios pueden crear un esquema de la red de embalses, de las cuencas implicadas y de los cauces. Posteriormente se han de incorporar los datos hidrológicos y las características propias de cada embalse. HEC-ResPRM utiliza un “solucionador” de flujo para encontrar una solución óptima, pudiendo ver los resultados de esta optimización en formato gráfico y tabular dentro de la interfaz gráfica de usuario.

Hec-ResPRM, se ejecuta en un paso de tiempo mensual y puede ser utilizado sólo o en combinación con otros software de simulación tales como HEC-ResSim para analizar y mejorar las operaciones de embales. Se puede utilizar para maximizar los beneficios de un gran número de objetivos o para visualizar la interacción entre varios objetivos a alcanzar.

458

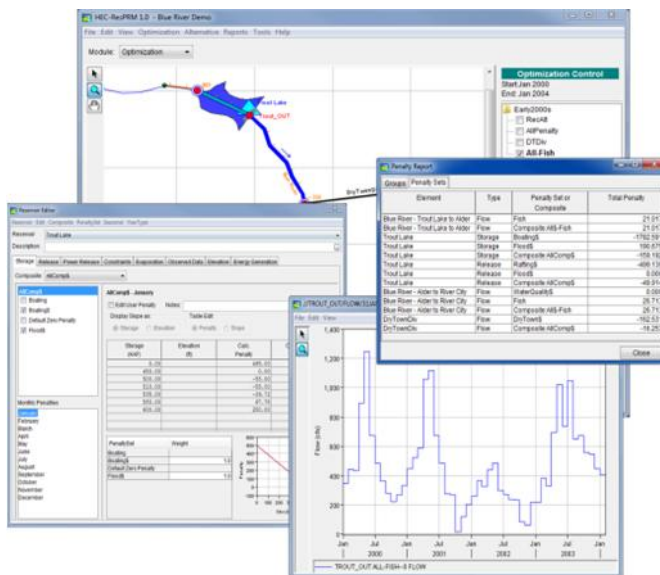


Ilustración 59. Ejemplo de interfaz del software HEC-ResPRM

HEC-RESPRM ha sido desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica (HEC) del Cuerpo

de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (U.S. Army Corps of Engineers)⁸².

Aplicación

La principal aplicación de este modelo es la gestión de embalses. Las principales características de este modelo son:

- Interfaz gráfica de usuario: cuenta con una interfaz intuitiva, haciendo que sea fácil de usar. La configuración en “mini-parcelas”, hace que los errores puedan ser visto y corregidos rápidamente.
 - Esquema de mapas: utiliza un esquema basado en mapas para ofrecer una representación de la red y la relación física río/sistema de embalses. La red puede ser importada a través de mapas georreferenciados o desde HEC-ResSim.
 - Herramientas de dibujo: para permitir al usuario añadir embalses, cruces, desvíos...etc.
 - Editores: HEC-ResPRM permite a los modeladores establecer determinadas funciones de penalización que reflejan los objetivos del sistema de almacenamiento. Aunque por defecto las funciones de penalización se aplican para todo un año, HEC-ResPRM permite a los usuarios añadir estacionalidad a estas funciones de penalización.
- Optimización de la red de flujo. HEC-ResPRM utiliza una forma modificada de la programación de la red de flujo para llevar a cabo la optimización de las operaciones de embalse.
- Visualización gráfica y tabular. HEC-ResPRM permite crear informes personalizados o exportar datos en Excel.

Ventajas

- Se trata de un software gratuito y de libre distribución.

Inconvenientes

- No es opensource.

⁸² <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-resprm/>

HEC-ResSim

El modelo HEC-ResSim⁸³ (Reservoir System Simulation), es un modelo de simulación de embalses desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EEUU, para ayudar a predecir el comportamiento de uno o más embalses y de acuerdo a esto determinar las salidas de agua durante la operación del día a día del mismo.

Herederero de los conocidos HEC-3 y HEC-5, es probablemente el modelo de simulación más difundido, en el que el usuario define tanto la conectividad como las propiedades de los elementos y el modelo simula el tránsito del agua por la cuenca manteniendo el balance hídrico y respetando las condiciones de operación de los embalses. Los embalses admiten múltiples finalidades: abastecimiento, generación de energía, control de avenidas...etc.

Hec-ResSim ayuda a la toma de decisiones para un mejor funcionamiento de los embalses. Su esquema flexible para describir la operación de los embalses y sus nuevas y potentes características, hacen que sea aplicable para modelar casi cualquier sistema de almacenamiento de usos múltiples.

460 El programa representa el comportamiento físico de sistemas de almacenamiento por medio de una combinación de cálculos hidráulicos para flujos a través de las estructuras de control, y de tránsito hidrológico para representar el desfase y la atenuación de los flujos a través del cauce del río. La principal finalidad del modelo HEC-ResSim es la de ayudar a predecir el comportamiento de un embalse y de acuerdo a esto determinar las salidas de agua durante la operación del día a día del mismo. Constituye por tanto una ayuda a la toma de decisiones para un mejor funcionamiento de los embalses.

⁸³ <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ressim/>

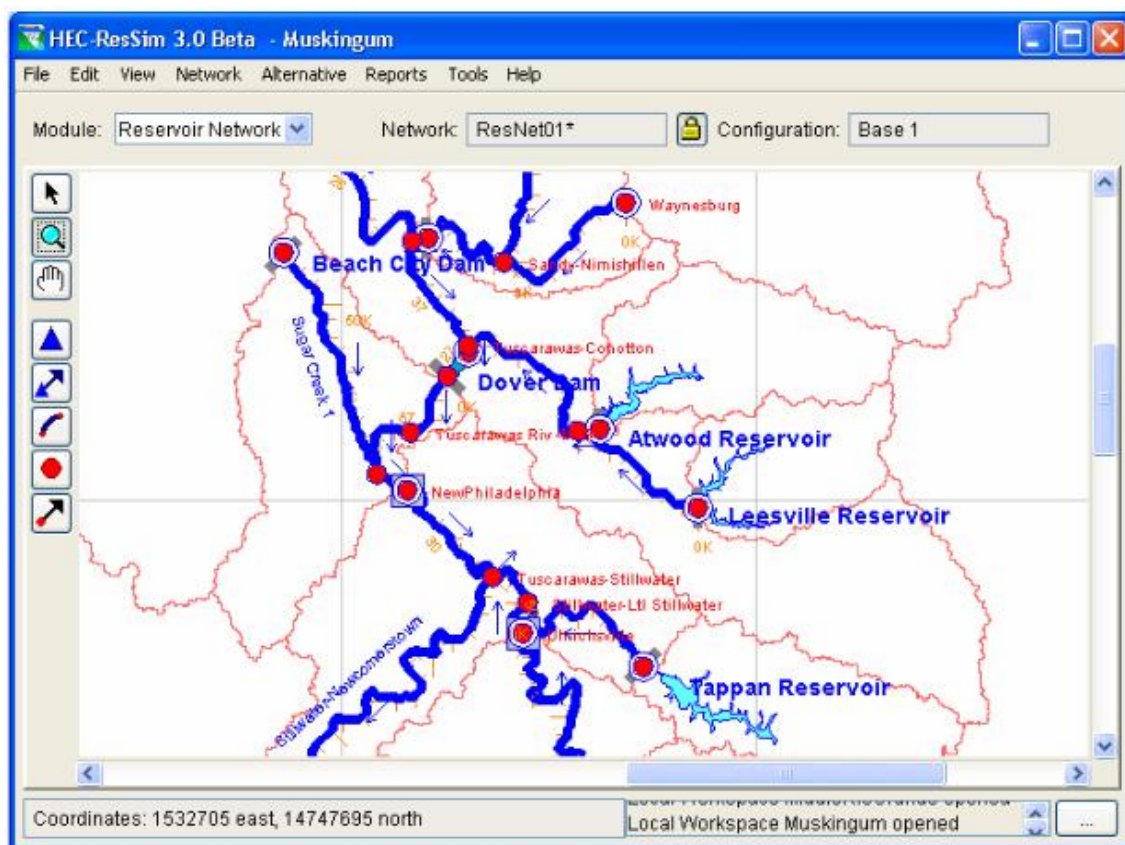


Ilustración 60. Ejemplo de interfaz del software Hec-ResSim

Aplicación

Entre las diversas aplicaciones que tiene el modelo Hec-ResSim destacan las siguientes.

- Simulación de la operación de embalses para la gestión del riesgo de inundaciones.
- Planeamiento del suministro de agua.
- Planes detallados de regulación de embalses.
- Soporte para la toma de decisiones en tiempo real.
- HEC-ResSim puede representar embalses desde escalas pequeñas hasta sistemas complejos que incluyen varios embalses, uniones, encauzamientos, desvios...etc. De manera complementaria, el software puede modelar eventos singulares o un conjunto de eventos de periodos completos establecidos mediante Time-steps (pasos de tiempo). Los proyectos se crean mediante tres subprocesos hasta llegar a la simulación, lo que permite que se puedan incorporar diferentes niveles de detalle y especificaciones. Una vez determinado el modelo final y ejecutada la simulación se pueden acceder a diferentes opciones de visualización de resultados en forma de tablas, gráficos y cuadros.

- Versatilidad y precisión. Lo que permite que HEC-ResSim sea utilizado tanto como una herramienta de investigación, como de operación, así como un soporte para la toma de decisiones en tiempo real.

Este modelo ofrece tres conjuntos de funciones llamadas módulos, que permiten el acceso a directorios y datos específicos de la configuración en curso. Cada módulo tiene un único propósito y se encuentra asociado a un conjunto de funciones accesibles a través de menús y barras de herramientas.

Estos módulos son:

- Configuración de la cuenca hidrográfica (Watershed Setup): utilizado para crear alineamientos de ríos, definir proyectos, identificar áreas de impactos, crear configuraciones propias de la cuenca, definir "time-series", unir elementos que describen la disposición física de una cuenca u obtener reportes en base a toda la información que se ha introducido al modelo. Una vez creado, se pueden importar mapas de fuentes externas (shp. dxf. img. gif. jpg. dlg. dem. net. asc.). A través de este módulo se pueden crear alineaciones de corrientes, definir proyectos, definir puntos de cálculo, identificar áreas de impacto, crear configuraciones y definir iconos para las series de tiempo que representan lugares específicos identificados por series de tiempo.
- Red de embalse (Reservoir Network): este módulo cuenta con los siguientes elementos:
 - Junctions: representan la confluencia de corrientes o puntos donde los flujos externos entran al sistema
 - Routing reach: representan las corrientes naturales en el sistema. El retardo y la atenuación de flujo en un tramo se calcula por medio de una variedad de métodos de tránsito hidrológico (Muskingum, Plus Modificado, Muskingum-Cunge).
 - Diversion: representa una retirada de agua de la corriente natural.
 - Reservoir: elementos más complejo del reservoir network, compuesto por un embalse y una presa.
 - Dam: permite describir las diferentes salidas del embalse. Existen salidas básicas (controladas como el desborde por un vertedero y no controladas) y salidas avanzadas (plantas de energía y bombas).
- Simulación (Simulation): en este módulo se crean y se corren simulaciones, pudiendo visualizar los resultados.

Ventajas

- Se trata de un software libre y gratuito.

- En la red se encuentra diversa documentación asociada, muy detallada, como la guía rápida⁸⁴ y el manual⁸⁵.
- Puede considerarse como un sistema de ayuda a la decisión en la gestión de embalses

Inconvenientes

- Información en inglés.
- No es de código libre

En la Tabla 33 presentamos los módulos desarrollados por HEC.

Tabla 33. recopilación los diferentes módulos con los que cuentan los modelos analizados del HEC (Hydrologic Engineering Center)

HEC- RAS	<p>MÓDULOS PRINCIPALES</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Módulo Calidad del Agua: permite simular el transporte y comportamiento de las siguientes variables: temperatura del agua; aumento o disminución de algas; Demanda Biológica de Oxígeno Carbonácea (DBOC); Oxígeno disuelto (OD); diversas especies de oxígeno disuelto; diversas especies de fósforo. ● Módulo Sedimentos: utiliza diferentes métodos para su estimación, así como condiciones de concentración, distribución, granulometría y velocidad de caída de las partículas que han de ser definidas por el usuario. ● Módulo HEC-GeoRAS: extensión de ArcGis para la edición de elementos geométricos.
HEC- HMS	<p>MÓDULOS PRINCIPALES</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Módulo HEC-GeoHMS: conjunto de herramientas geoespaciales que permite visualizar información espacial, documentar características de la cuenca, realizar análisis espaciales, delinear cuencas y ríos, construir entradas para modelos hidrológicos así como contribuir en la preparación de informes

⁸⁴ http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ressim/documentation/HEC-ResSim_30_QuickStartGuide.pdf

⁸⁵ http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ressim/documentation/HEC-ResSim_30_UsersManual.pdf

	<p style="text-align: center;">MÓDULOS PROPIOS DEL FUNCIONAMIENTO DEL MODELO</p> <ul style="list-style-type: none"> • Módulo de cuenca. utilizado para representar la parte física de la cuenca agregando y conectando elementos hidrológicos (subcuenca, canal, unión, fuente, salida, reservorio, desviación). • Módulo meteorológico. calcula la precipitación requerida en una subcuenca, pudiendo utilizar precipitación puntual o por grillas, teniendo la capacidad de modelar precipitación sólida y líquida junto con evapotranspiración. • Módulo de control. fijan el tiempo de duración de cada simulación, incluyendo fecha de inicio, fecha de finalización e intervalo de tiempo de la simulación.
<p style="text-align: center;">HEC- EFM</p>	<p style="text-align: center;">MÓDULOS PRINCIPALES</p> <ul style="list-style-type: none"> • HEC-EFM Plotter. proporciona ayuda a los usuarios para visualizar navegar e interpretar la salida generada por HEC-EFM • HEC-EFM GeoEFM. extensión de ArcMap desarrollada para apoyar el análisis espacial de las distintas funciones del Modelo de Ecosistemas.
<p style="text-align: center;">HEC- RESSIM</p>	<p style="text-align: center;">MÓDULOS PROPIOS DEL FUNCIONAMIENTO DEL MODELO</p> <ul style="list-style-type: none"> • Módulo de Configuración de Cuenca. utilizado para crear alineamientos de ríos, definir proyectos, identificar áreas de impactos, crear configuraciones propias de la cuenca, definir “time-series”, unir elementos u obtener. • Módulo de Red de Embalse. cuenta con diferentes elementos que permiten la representación de la red de embalses: junctions; routing reach; diversión; reservoir; dam. • Simulation. en este módulo se crean y se corren simulaciones, pudiendo visualizar resultados.

ANEXO IX. EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE DE VENTANILLA ÚNICA

eWater Toolkit

eWater Toolkit es un software de ventanilla única que ofrece herramientas útiles para la gestión del agua y de cuencas. El producto eWater Toolkit ha sido desarrollado por eWater, Organización sin ánimo de lucro del gobierno australiano⁸⁶. La relevancia de este tipo de herramienta radica en que es un paquete de herramientas integradas, diseñadas de manera modular, que son actualizadas y sustituidas por nuevas versiones en cuanto están disponibles.

Finalidad

eWater Toolkit es un punto de distribución web de modelos hidrológicos, ecológicos y de gestión de cuencas, de bases de datos y otros recursos útiles (documentos y enlaces web) relativos a la gestión del territorio y del agua o relativos a áreas de I+D+i: aguas urbanas, gestión de ríos, ecología y restauración, modelización de cuencas o seguimiento y evaluación de las aguas. Es decir, eWater Toolkit es un acceso gratuito on-line a herramientas de modelización de agua y a información.

Estas herramientas ayudan a predecir los múltiples impactos de decisiones sobre gestión del territorio y del agua a través de toda la cuenca.

465

Aplicación

Toolkit contiene diversas herramientas, así como información sobre TIME (Entorno de modelización invisible; siglas en inglés correspondientes a *The Invisible Modelling Environment*) que es un código base y una librería de algoritmos.

Las herramientas están diseñadas para el análisis de cuencas, ríos, territorio, respuesta ecológica, aguas urbanas, vegetación así como análisis de calidad y cantidad de agua. Cada herramienta cuenta con un sitio web con detalles técnicos, información, documentación, publicaciones, ejemplos prácticos y un foro.

Las herramientas disponibles a través de Toolkit se encuentran agrupadas por temáticas.

- Herramientas *urbanas*

⁸⁶ <http://ewater.org.au/products/ewater-toolkit/>

- Aquacycle. Herramienta específicamente diseñada para la modelización global del balance hidrológico urbano. Estima la demanda de agua, la producción de aguas pluviales, la evaporación, el uso de agua importada, el uso de aguas pluviales y el uso de aguas residuales para un lugar en particular. Permite realizar una evaluación preliminar del funcionamiento de los diseños de sistemas de agua (tanto convencionales o innovadores)⁸⁷.
- MELS (Estructuras con pérdidas mínimas de energía; siglas en inglés correspondientes a *Minimum Energy Loss (MEL) Structures*). Se trata de un paquete de diseño y análisis hidráulico que permite a los proyectistas la rápida comparación de varias alternativas de diseño de conductos con mínimas pérdidas de energía, la comprobación de dimensiones y funcionamiento de estructuras básicas frente a condiciones adversas tales como caudales altos o bajos o problemas de sedimentación⁸⁸.
- CHUTE. Programa de hoja de cálculo para el diseño y análisis de canalizaciones (lechos) de rocas, que se emplean en la restauración de ríos y canales para estabilizar frente a la erosión en cabecera o para reducir la pendiente global del canal⁸⁹.
- Herramientas *eco*
 - Eco Modeller. Herramienta para la creación, el almacenamiento y la utilización de modelos cuantitativos de las respuestas ecológicas a los factores físicos y biológicos para su uso en la comparación de los logros de soluciones alternativas de manejo de recursos naturales. Fue desarrollado inicialmente para cuantificar las consecuencias ecológicas de diferentes escenarios de riego en la biota, pero también se puede aplicar a escenarios no acuáticos⁹⁰.
 - Eco Evidence. Herramienta para la revisión bibliográfica de un tema específico de interés, particularmente para la búsqueda de respuestas a cuestiones de causa-efecto. Facilita la evaluación de la causalidad en la gestión ambiental y permite una mejor utilización de las investigaciones publicadas. Los usuarios pueden buscar y acceder a un *banco de conocimientos* reutilizable para obtener un listado de referencias relevantes a asociaciones específicas de causa-efecto y a extractos de

⁸⁷ <http://www.toolkit.net.au/Tools/Aquacycle>

⁸⁸ <http://www.toolkit.net.au/Tools/MELS>

⁸⁹ <http://www.toolkit.net.au/Tools/CHUTE>

⁹⁰ <http://www.toolkit.net.au/Tools/Eco-Modeller>

información *atomizados* procedentes de artículos científicos basados en evidencias de revisiones sistemáticas de bibliografía o de evaluaciones de causalidad⁹¹.

- eFlow-Predictor. Asistencia al diseño de regímenes de caudal ambiental mediante el aumento del régimen de flujo de la corriente de manera que cumpla los requisitos de caudales ambientales (por ejemplo, el flujo base estacional y los eventos de inundaciones). Permite considerar simultáneamente varios componentes ambientales del caudal y, también, el uso de diferentes estrategias de aumento como la ampliación de altos caudales existentes, imitando la frecuencia natural del componente del caudal especificado, y permitiendo periodos de retorno de varios años. eFlow-Predictor incluye la opción de definir criterios de caudales ambientales *basados en riesgo* para permitir la evaluación de aquellos años en los que las condiciones ambientales no se han cumplido del todo, aunque algún valor ambiental sí haya sido alcanzado. eFlow-Predictor proporciona la medida del coste del agua que tiene la entrega de los componentes del caudal ambiental así como una serie temporal del aumento de caudal⁹².
- Herramientas *río*
 - RAP (Paquete de análisis de ríos, siglas en inglés correspondientes a *River Analysis Package*). Diseñado para ayudar a los gestores de los ríos a realizar evaluaciones de las condiciones, a planificar los caudales ambientales y a diseñar restauraciones fluviales⁹³.
 - RIPRAP. Programa de hoja de cálculo para el diseño de revestimientos de roca (*rip-rap*) destinados a la protección de orillas. Ofrece una variedad de tamaños de rocas a utilizar dependiendo del ángulo de inclinación y de la profundidad que se hayan elegido⁹⁴.
 - WRAM (Modelo de re-asignación de agua, siglas en inglés correspondientes a *Water Re-Allocation Model*). Simula la distribución y el comercio del agua en áreas de riego. Basado en un modelo de optimización económica, determina la asignación óptima del agua y la reasignación, en términos de decisiones de siembra de cultivos

⁹¹ <http://www.toolkit.net.au/Tools/Eco-Evidence>

⁹² <http://www.toolkit.net.au/Tools/eFlow-Predictor>

⁹³ <http://www.toolkit.net.au/Tools/RAP>

⁹⁴ <http://www.toolkit.net.au/Tools/RIPRAP>

y de necesidades de agua de riego, simula el comercio de derechos de agua entre áreas de riego y genera cuentas del agua para el análisis del impacto económico⁹⁵.

- Herramientas *cuenca*
 - RRL (Biblioteca de precipitación–escorrentía, siglas en inglés correspondientes a *Rainfall Runoff Library*). Modelos de captación de escorrentía que utilizan datos diarios de precipitación y evapotranspiración. El tamaño de las cuencas modelizadas pueden variar de 10 km² a 10.000 km².⁹⁶
 - CLASS (Modelo a escala de cuenca para múltiples usos del suelo, atmósfera, suelo–agua y transporte de solutos, siglas en inglés correspondientes a *Catchment–scale multiple–Landuse Atmosphere Soil–water and Solute–transport model*). Basado en características físicas para la predicción de los efectos del uso del suelo a escala de parcela así como para el conjunto de laderas o zonas de captación. CLASS incluye herramientas de modelización para simular el movimiento suelo–agua y solutos y el crecimiento de pastos y cultivos, en relación con el clima.
 - SedNet. Determina el aporte de sedimentos y nutrientes en las redes fluviales, identifica el flujo de materiales. SedNet permite tomar decisiones informadas sobre actividades en el área de captación y mejorar la calidad del agua y el hábitat fluvial de los ríos⁹⁷.

Entidades en las que se ha utilizado

Como en el resto de herramientas, su espectro de acción es principalmente Australia. Tanto el Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) como el Murray–Darling Basin Organization han admitido haber utilizado alguna de las herramientas del Toolkit, sin llegar a especificar cuáles.

Ventajas

- Toolkit contiene unas 24 herramientas de software disponibles de manera gratuita.
- Distribución web de modelos hidrológicos, ecológicos y de gestión de cuencas, de bases de datos y otros recursos.
- La mayoría de las herramientas disponibles son software libre.
- La suscripción a eWater Toolkit es gratuita.

⁹⁵ <http://www.toolkit.net.au/Tools/WRAM>

⁹⁶ <http://www.toolkit.net.au/Tools/RRL>

⁹⁷ <http://www.toolkit.net.au/Tools/SedNet>

- Puede realizarse formación sobre las herramientas (si bien se ha de consultar la disponibilidad de cada curso).

Inconvenientes

eWater toolkit cumple con creces los objetivos para los que fue diseñado, y en ese sentido carece de inconvenientes. En cualquier caso, es una herramienta diseñada para las necesidades de una comunidad muy específica y por lo tanto es complicada importarla tal cual. En todo caso, la idea de un repositorio de recursos y micromodelos es inherentemente positiva y quedaría investigar cómo adaptarla al desarrollo de modelos abiertos y modulares.

SFWMD

SFWMD son las siglas en inglés de *South Florida Water Management District* (Modelo de gestión del agua del Distrito de Gestión del Agua del Sur de Florida - SFWMD⁹⁸). Este modelo se desarrolla como herramienta personalizada para la entidad gestora de los recursos hídricos en el sur de la península de la Florida, que tiene encomienda principalmente de la gestión de la cuenca, pero también vela por cuestiones de saneamiento, depuración y abastecimiento. El objetivo de la herramienta es planificar, poner en práctica y administrar programas de gestión de agua entre los que destacan:

- Ahorro y desarrollo de abastecimiento de agua.
- Protección y mejora de la calidad del agua.
- Mitigación de los impactos causados por inundaciones y sequías.
- Restauración y preservación del medio ambiente y sus recursos naturales.

Aplicación

SFWMD es un modelo a escala regional que simula los principales componentes del ciclo hidrológico en el sur de Florida de forma diaria a partir de datos climáticos desde 1965. Entre sus componentes se incluyen la precipitación, la evapotranspiración, la infiltración y el flujo de aguas subterráneas, la filtración en diques y el bombeo de agua subterránea.

Una de las principales características de este modelo es su capacidad para simular situaciones de escasez de agua urbana, siendo una herramienta útil en la toma de decisiones y considerado como la mejor herramienta disponible en la toma de decisiones dentro de la gestión del agua en el sur de Florida. Cubre un área de 7600 millas cuadradas (unos 24.600km², el equivalente a casi 7 veces la superficie de nuestra cuenca demo), usando para ello una malla de 2 millas x 2 millas (3.5x3.5km).

Contiene varias aplicaciones, entre las que destacan:

- **ELM (Everglades Landscape Model)**: se trata de un modelo de simulación a escala regional diseñado para mejorar el conocimiento de la ecología de las grandes regiones pantanosas subtropicales de Florida, al sur del Lago Okeechobee. Este modelo es capaz de evaluar a largo plazo los beneficios de los diferentes proyectos relativos a la calidad del agua y otras medidas

⁹⁸ <http://www.sfwmd.gov/portal/page/portal/xweb%20-%20release%202/elm>

ecológicas. Este modelo integra la hidrología, la calidad del agua y la biología de los diferentes hábitos de este tipo de ecosistemas. A modo de ejemplo, el ELM puede detectar diferentes niveles de fósforo en el agua para determinar su calidad, a la vez que es capaz de medir la cantidad de agua procedente de una estación de tratamiento de aguas pluviales determinando la respuesta de la vegetación en una determinada zona. Ofrece la posibilidad de descarga de sus algoritmos, contando con los siguientes módulos:

- **Data Read Modules.** Módulos de lectura de datos. Necesarios para poder gestionar los datos entre modelos, reutilizando así toda la información de la manera más asequible posible.
- **Módulo de floculación (Floc Module).** en este módulo se representa la dinámica vertical de la materia orgánica floculante que se encuentra en la interfaz entre el suelo consolidado y la columna de agua superficial. En muchos de estos ecosistemas pantanosos de Florida existe una capa esponjosa de floculante sobre el suelo, compuesta principalmente por perifiton muerto y macrófitos. Este floculante parece desempeñar un papel crítico en el ciclo de nutrientes y en el transporte de materia orgánica entre los distintos hábitats, así como componente de detritus animal.
- **Globals Module.** este módulo tiene como función el procesamiento de datos (meteorológicos principalmente), los cuales son distribuidos heterogénea u homogéneamente a lo largo de las celdas de la malla EML, dependiendo del tipo de dato. Debido a que la evapotranspiración potencial es un dato de entrada calculado como una variable meteorológica individual, este módulo tiene básicamente dos funciones: una serie de ecuaciones pre-calibradas calculan la radiación solar diaria que incide sobre la atmósfera, mientras que funciones de distribución de datos ofrecen series de datos diarias de Evapotranspiración y lluvia a escala de cuadrícula. Los datos de entrada son: evapotranspiración potencial; lluvia y escenario de simulación.
- **Módulo de Flujo de Aguas Subterráneas (Grnd Wat Flux Module).** este módulo estima el almacenamiento de agua en el suelo. El flujo de agua subterránea transporta compuestos como el fósforo altamente dependientes de la transmisividad de los acuíferos. En estas zonas pantanosas de Florida la elevada transmisividad hace que las aguas subterráneas constituyan un importante componente del ciclo hidrológico global.
- **Módulo de Hidrología (Hydro Module).** este módulo sirve principalmente para calcular el almacenamiento de agua en las diferentes celdas de la malla debido al flujo vertical del agua superficial, teniendo en cuenta la zona saturada e insaturada. En este sentido, el flujo vertical comprende la lluvia, la evaporación, la infiltración, la percolación y la transpiración.

Los cambios en la profundidad y el flujo de agua pueden alterar el hábitat debido a que algunas especies de macrófitas, algas y perifiton tienen diferentes adaptaciones hidrológicas. De la misma manera, cambios en la profundidad del agua pueden alterar los suelos aumentando sus tasas de almacenamiento cuando permanecen húmedos durante periodos prolongados.

Por otra parte, las pérdidas de suelo favorecen su oxidación, aumentando la cantidad de nutrientes en las aguas superficiales.

- **Módulo de Macrófitos (Macrophyte Module)**, la presencia de macrófitos es un indicador fundamental de la calidad del hábitat de estas zonas pantanosas. La variedad de especies presentes en estas zonas y sus diferentes respuestas con respecto tanto a la cantidad de agua como a los nutrientes permite determinar la presencia de estas sustancias.
- **Módulo Principal de Control (Main Controller Module)**: este es un módulo de control entre modelos. Como todos los modelos se han diseñado ad hoc y son modulares, es necesario disponer de un elemento que no sólo controle sino que traduzca cuando sea necesario para poder conectar datos y modelos aunque estos procedan de diferentes fuentes.
- **Módulo de Perifiton (Periphyton Module)**. El Perifiton se encuentra unido a los macrófitos, flotando en una columna de agua. Considerados durante mucho tiempo como parte de la red alimentaria, el perifiton responde rápidamente a cambios en la calidad del agua. Por otro lado, la luz es otro de los factores que más influye sobre esta comunidad de seres vivos.
- **Sequence Dyn Calc Module. Módulo de secuencias de control del ELM para cálculos dinámicos**. Este módulo tiene como objetivo registrar todas las acciones hechas con los modelos, parametrizarlas y diseñar las simulaciones (model runs) que deben realizarse. La importancia de este módulo radica en que da estabilidad en aquellas simulaciones que requieren cálculos iterativos sobre resultados generados en el mismo modelo. Esta información que se consideraría como resultado en cualquier otro modelo, en este representa el módulo de partida para otra simulación inmediata. Por lo tanto debe almacenarse temporalmente en la base de datos. A lo largo de la simulación se pueden obtener "n" resultados intermedios, y todos ellos deben estar disponibles para revisión, o para ser utilizados como punto de partida para futuras simulaciones.
- **Módulo de suelos (Soil Module)**, este módulo analiza la dinámica vertical del suelo y los cambios dinámicos producidos en el proceso de depósito de materia orgánica y fósforo. Suelos y sedimentos están en equilibrio a largo plazo debido a los procesos

de sedimentación y oxidación, los cuales están ligados estrechamente al desarrollo de diferentes hábitats. Es especialmente importante en el Sur de Florida, donde hay regiones con largos hidroperiodos, que permanecen encharcadas gran parte del año, los suelos de turba tienden a incrementar la cantidad de materia orgánica, produciendo la mortalidad de las plantas. Sin embargo, en zonas con hidroperiodos más cortos, en los que los suelos están expuestos a condiciones aeróbicas, la oxidación de la materia orgánica reduce la profundidad de la turba. La oxidación del suelo libera nutrientes de diferentes formas químicas inorgánicas, fácilmente disponibles para las plantas, modificando la dinámica ecológica.

- **Módulo de sucesión de hábitat (Succession Module):** el módulo de sucesión de hábitat se simula a través del algoritmo de conmutación simple basado en los impactos acumulativos del fósforo en el suelo y la profundidad del agua.
- **Módulo raster de superficie de agua (Surf Wat Flux Module),** sirve para estimar la variable de estado almacenamiento de agua superficial, debido al flujo horizontal del agua entre las diferentes celdas de la cuadrícula. Tanto el flujo de agua horizontal, como el vertical, constituyen un mecanismo de transporte importante de fósforo y sales.

De los flujos superficiales terrestres dependen en gran medida los macrófitos. Por otra parte, los flujos de agua subterránea varían considerablemente en la región en función de la transmisividad de los acuíferos.

- **Módulo de Fósforo y trazas de sales (TP_Salt Modules):** estos dos módulos sirven principalmente para calcular las variables de estado fósforo y trazas de sales, en respuesta a los flujos verticales entre aguas superficiales y al almacenamiento de sedimentos en el suelo. La calidad del agua es un factor clave para el funcionamiento de estas zonas pantanosas de Florida, siendo el fósforo uno de los nutrientes limitantes y el nitrógeno el compuesto determinante de los índices de productividad de las plantas en estas regiones.
- **Módulo 1 de Gestión de Flujo en canales de regiones pantanosas (Wat Mgmt Module):** los módulos de gestión del agua proporcionan los mecanismos necesarios para simular la distribución de los flujos de agua a través de una red de canales, diques y otras estructuras de control del agua. La topografía de la red es calculada a través de vectores que indican la orientación geográfica de cada una de las celdas de la malla. Las ecuaciones del flujo determinan el flujo del agua y otros constituyentes a lo largo de los canales teniendo en cuenta el intercambio de agua y nutrientes entre las diferentes celdas de la cuadrícula y los canales vectores, bien a través de la superficie, la filtración o las aguas subterráneas.

La estructura del módulo de gestión de flujo describe los mecanismos para la gestión de flujos de entrada y salida a través de los canales y las diferentes células de la red a través de los puntos de control.

- **Módulo 2 de estructuras de control de flujo (Water Control Structure Flows Module)**, los módulos de gestión del agua proporcionan los mecanismos necesarios para la gestión del flujo de agua y otros constituyentes (fósforo y trazas de sal) a través de una red de canales, diques y otras estructuras de control. Este módulo describe el movimiento del flujo dentro y fuera de los canales, así como en las células de la red.
- **RSM (Regional Simulation Model)**, usando los registros climáticos del sur de Florida y las características técnicas de canales, estructuras de control de agua, topografía y capacidad de embalses; el Modelo de Simulación Regional (RSM), simula la hidrología de la zona (movimiento y distribución del agua subterránea y superficial). Este modelo permite a los gestores del agua evaluar, planificar y ejecutar diversas operaciones en una gran variedad de condiciones climáticas e hidrológicas.

Una de las principales características del modelo es su capacidad de simulación a escala regional. El correcto funcionamiento de las estructuras propias de control del agua dentro de una cuenca es esencial para la gestión eficaz del mismo. La flexibilidad en la simulación de escenarios locales dentro de un modelo regional es una poderosa herramienta para mejorar la gestión de los recursos en el sur de Florida.

La RSM se ha aplicado en varios proyectos de restauración de zonas pantanosas incluyendo el Programa de Protección de Estuarios y Zonas Pantanosas del Norte.

Por otra parte, el modelo RSM también pretende incluir en un futuro la modelización de ecosistemas como una ambiciosa tarea dada la complejidad biológica del medio ambiente natural.

El RSM tiene dos componentes principales:

- **Hydrologic Simulation Engine (HSE)**: simula la hidrología natural, teniendo en cuenta los sistemas de transporte y los órganos de gestión. Futuras versiones simularán calidad de agua y sistemas ecológicos.
- **Management Simulation Engine (MSE)**: ofrece un amplio rango de funcionalidades de operación y gestión.
- **SFWMM (South Florida Water Management Model)**: se trata de un modelo a escala regional que simula la hidrología y la gestión de los recursos hídricos desde el Lago Okeechobee a

Florida Bay, cubriendo un área de 7600 millas cuadradas. El modelo simula los principales componentes del ciclo hidrológico en el sur de la Florida a diario a partir de los datos climáticos para el periodo comprendido desde 1965 hasta 2005. Los componentes incluyen la precipitación, la evapotranspiración, infiltración, aguas subterráneas, flujo en canales, bombeos de aguas subterráneas. El SFWMM incorpora las estructuras actuales o proyectadas en la gestión del agua y de control, así como las reglas operativas propuestas. Una de las principales características de este modelo es su capacidad para simular políticas de escasez de agua que afectan a las aguas urbanas, agrícolas o naturales en el sur de la Florida.

El SFWMM es considerado como la mejor herramienta disponible para la gestión del agua en Florida, proporcionando la información necesaria para la toma de decisiones en esta materia.

- **MMS (Model Management System)**: se trata de un visor en el que se pueden observar los diferentes proyectos y modelos realizados en la zona de estudio (sur de Florida).

A través de este sistema se pueden consultar todos los modelos, tanto propios de la entidad como generados por entidades colaboradoras, por ejemplo las universidades, tales como las capas geográficas habituales, los módulos de cada una de las masas de agua, proyectos en marcha, hidrodinámica, etc. Es principalmente de una herramienta de consulta para conocer el tipo de trabajos existentes en una zona determinada.

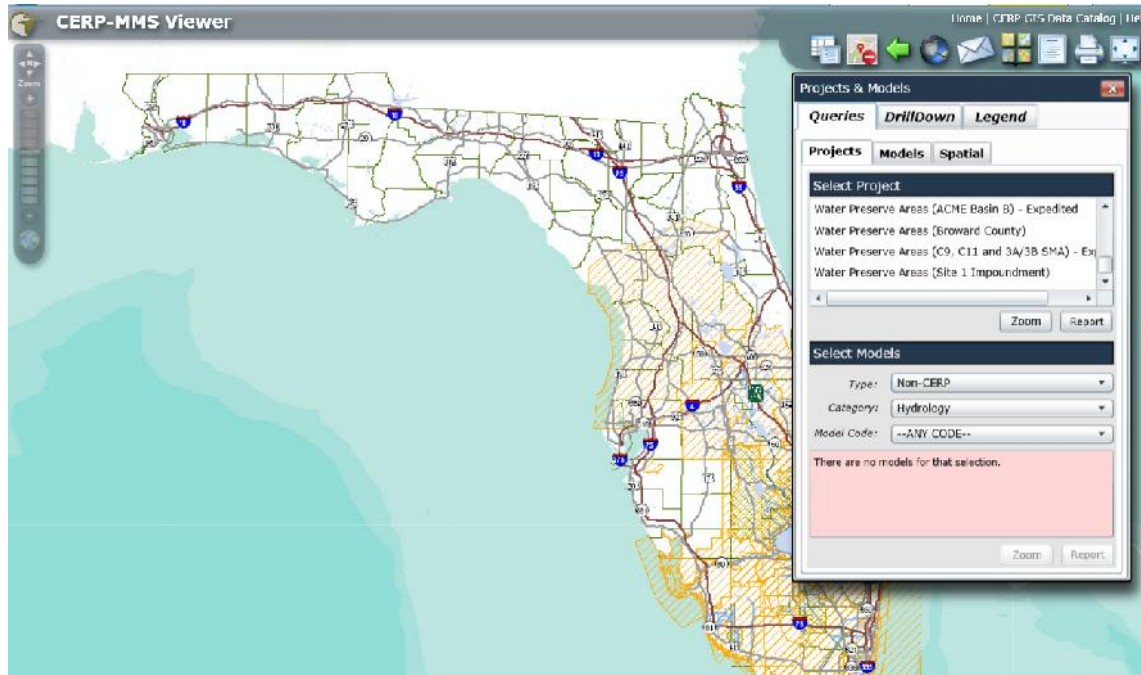


Ilustración 61. Interfaz de trabajo del Sistema de Gestión de modelos.

476 Ventajas

- Se trata de un software propio adaptado a las necesidades de la gestión del agua en este distrito.
- Sistema de ayuda a la toma de decisiones.
- El modelo cuenta con diversos módulos. En este sentido, El ELM (Everglades Landscape Model) tiene el módulo de floculación; aguas subterráneas; hidrología; macrófitos; perifiton; suelos, sucesión de hábitat; superficie de agua; fósforo y trazas de sales o gestión de flujo en canales entre otros.
- Cuenta con un visor gráfico (MMS: Model Management System).
- Permite la descarga de la descripción de sus algoritmos desde la siguiente ruta: <http://www.sfwmd.gov/portal/page/portal/xweb%20-%20release%202/elm>
- Modelo de código abierto.
- Sistema modular.

Inconvenientes

- Es propio del sur de Florida, no pudiéndose usar en otras partes.
 - Disponible sólo en inglés.

CSDMS

El Sistema comunitario de modelización dinámica de la superficie (CSDMS; siglas en inglés correspondientes a *Community Surface Dynamics Modeling System*) es una organización dependiente de la Universidad de Colorado (Estados Unidos).

CSDMS es una comunidad de expertos que promueven la modelización de los procesos de la superficie terrestre desarrollando, apoyando y diseminando módulos software integrales que predicen el movimiento de fluidos y de flujos (producción, erosión, transporte y deposición) de sedimentos y solutos en el paisaje y en sus cuencas sedimentarias.

CSDMS es a su vez una herramienta web de modelización que permite a los usuarios crear y ejecutar modelos acoplados de dinámica superficial sobre un clúster de computación de alto rendimiento desde un navegador web en un ordenador de sobremesa, un ordenador portátil o una tablet.

Se han de destacar las finalidades de CSDMS:

- Produce protocolos para la generación comunitaria en evolución continua de software libre.
- Distribuye herramientas software y modelos.
- Proporciona ciber-infraestructuras para promover la modelización cuantitativa de los procesos de la superficie terrestre.
- Soluciona problemas complejos de sistemas de dinámica superficial: auto-organización, localización, valores umbrales, vínculos fuertes, invariancia de la escala y las entrelazadas biología y geoquímica.
- Permite el rápido desarrollo y aplicación de modelos dinámicos vinculados diseñados a medida a los problemas específicos de evolución de cuencas del paisaje a escalas temporales y espaciales específicas.
- Pone en contacto a desarrolladores de programas computacionales y científicos para eliminar la duplicación de esfuerzos y proporcionar un ambiente intelectualmente estimulante.
- Sustenta el fuerte enlace entre lo que se predice con los códigos CSDMS y lo que se observa, tanto en la naturaleza como en experimentos físicos.
- Respalda los fundamentos de la investigación de Ciencias de la tierra.
 - Descubrimiento, uso y conservación de recursos naturales
 - Caracterización y mitigación de peligros naturales
 - Apoyo geotécnico al desarrollo comercial y de infraestructuras

- Administración del medio ambiente
- Vigilancia terrestre para la seguridad global

Aplicación

La herramienta web de modelización permite:

- Ejecutar modelos desde la web
- Acoplar modelos desde la web

CSDMS consta de un repositorio donde se disponen las siguientes categorías de modelos:

- Terrestres (modelos de evolución del paisaje, de bifurcación y nuevos trazados de ríos (*avulsion models*), de transporte de sedimentos, de difusión por advección, de evolución de la capa de hielo, de flexión litosférica, de aguas subterráneas de calidad del agua superficial, de balance hidrico)
- Costeros (modelos de evolución de la línea de costa, de sedimentación en deltas, de planos de mareas, modelos de mareas de tormenta, de plumas, de turbidez, estratigráficos y de refracción de olas)
- Hidrológicos (modelos hidrológicos, bifurcación de corrientes y nuevos trazados de ríos (*stream avulsion models*), de planificación del flujo (*flow routing models*), de agua subterránea, de transporte de sedimentos fluviales, etc.)
- Marinos (modelos de circulación de cuenca, de flujo por gravedad, de oleaje, estratigráficos, etc.)
- Climáticos (modelos climáticos, meteorológicos)
- Del carbono (modelo del ciclo del carbono)

478

CSDMS facilita el acceso a un gran número de modelos y herramientas *hidrológicos*⁹⁹. No obstante, a continuación se muestra un listado de algunos de los modelos hidrológicos accesibles a través de la dirección URL:

Tabla 34. Listado de modelos utilizables a partir del CSDMS

Programa	Descripción
Anuga	Herramienta de modelización hidrodinámica que permite al usuario modelizar problemas realistas de flujo en geometrías 2D complejas. Los ejemplos incluyen rotura de presas o efectos de peligros naturales como inundaciones fluviales, mareas de tormenta o tsunamis. El usuario debe especificar el área de estudio representada por una malla de celdas triangulares,

⁹⁹ http://csdms.colorado.edu/wiki/Hydrological_Models

Programa	Descripción
	<p>topografía y batimetría, resistencia a la fricción, valores iniciales del nivel de agua (denominado <i>fase</i> en ANUGA), condiciones de contorno y fuerzas tales como precipitación, caudales, presión del viento o gradientes de presión, si aplican.</p> <p>ANUGA realiza un seguimiento de la evolución de la profundidad del agua y de la cantidad de movimiento horizontal dentro de cada celda con el tiempo resolviendo la ecuación de gobernanza de olas en aguas poco profundas empleando un método de volúmenes finitos.</p> <p>ANUGA también incorpora un generador de malla que permite al usuario configurar la geometría del problema de manera interactiva así como herramientas para la interpolación y el ajuste superficial y un número de herramientas auxiliares para la visualización y la realización de consultas a la salida del modelo.</p> <p>La mayoría de los componentes de ANUGA están escritos en el sistema de programación Python orientado a objetos y la mayoría de los usuarios interactúan con ANUGA escribiendo pequeños scripts en Python basados en las funciones de la biblioteca ANUGA. Los componentes computacionalmente intensivos están escritos en rutinas C que trabajan directamente con estructuras numpy Python.</p>
Avulsion	Modelización de bifurcación de corrientes y nuevos trazados de ríos (<i>stream avulsion model</i>).
Badlands	Modelización de la dinámica de cuencas y del paisaje de Badlands. Es un modelo paralelo para la evolución del paisaje basado en TIN para simular el desarrollo de la topografía en varias escalas, espaciales y temporales. Actualmente, el modelo es capaz de simular los procesos de ladera (difusión lineal), la incisión fluvial (SPL modificado: erosión/transporte/sedimentación), fuerzas geodinámicas variables espacial y temporalmente (desplazamientos horizontales + verticales) y fuerzas climáticas que pueden utilizarse para la simulación de cambios en el nivel base, así como los efectos del cambio climático o de fluctuaciones del nivel del mar.
CREST	Modelo de planificación acoplada y exceso de almacenamiento (CREST; siglas en inglés correspondientes a <i>Coupled Routing and Excess Storage</i>) es un modelo hidrológico distribuido para simular la variación espacio-temporal de los flujos de agua y energía y los almacenamientos (flujos atmosféricos, flujos de la superficie terrestre y flujos del agua subterránea y la simulación celda a celda de los almacenamientos) en una malla regular; la resolución de la celda de la malla es definida por el usuario, lo que permite aplicaciones a escala regional y global. Es una estrategia de modelización híbrida desarrollada por la Universidad de Oklahoma (http://hydro.ou.edu) y el equipo del proyecto SERVIR de la NASA. La escalabilidad de las simulaciones CREST se logra a través de la representación a escala inferior a la malla de la capacidad de almacenamiento de la humedad del suelo (utilizando una curva de infiltración variable) y el proceso de generación de escorrentía (mediante embalses lineales). El modelo CREST fue inicialmente desarrollado para proporcionar predicciones online generales sobre inundaciones con resolución relativamente grosera, pero aplicable a pequeña escala como cuencas sencillas. En el modelo se puede forzar la entrada de

Programa	Descripción
	<p>conjuntos de datos reticulares de evapotranspiración potencial y precipitación tales como estimaciones de precipitación por satélite, observaciones de pluviómetros, plataformas de teledetección como radares meteorológicos y previsiones cuantitativas de precipitación procedentes de modelos de predicción meteorológica. La representación de los flujos de agua primarios tales como la infiltración y el encauzamiento están estrechamente relacionados con las características superficiales del terreno que son variables espacialmente (vegetación, tipo de suelo y topografía). El componente de la generación de escorrentía y el esquema del cauce están acoplados, proporcionando así interacciones realistas entre atmósfera, superficie del terreno y el agua subterránea.</p>
<p>Channel-Oscillation</p>	<p>Modelo que simula las oscilaciones en canales aluviales áridos.</p>
<p>DHSVM</p>	<p>Modelo hidrológico distribuido que representa explícitamente los efectos de la topografía y la vegetación sobre los flujos de agua a través del paisaje. Se ha aplicado tanto a nivel operativo (para la predicción de caudales) como en investigación (para examinar los efectos de la gestión forestal en el caudal pico, entre otras cosas). Desarrollado en la Universidad de Washington.</p>
<p>DLBRM</p>	<p>Modelo de escorrentía distribuido para grandes cuencas. Modelo distribuido para la hidrología de cuencas que subdivide la cuenca en una red de maya de 1 km² y simula los procesos hidrológicos secuencialmente para toda la cuenca.</p>
<p>DR3M</p>	<p>Modelo distribuido de planificación de precipitación-escorrentía (versión II). Modelización de cuencas para el encauzamiento de precipitaciones de tormentas a través de conducciones y/o canales naturales empleando la precipitación como entrada. DR3M proporciona simulaciones detalladas de precipitaciones por eventos de tormenta seleccionados por el usuario. Existe una contabilidad diaria de la humedad del suelo entre tormentas. La cuenca de drenaje se representa como un conjunto de segmentos de flujos superficiales, canales y embalses, que conjuntamente describen las características de drenaje de la cuenca. Este modelo normalmente se utiliza para simular pequeñas cuencas urbanas. No se simula el interflujo ni el flujo base y tampoco la acumulación de nieve o el deshielo.</p>
<p>FLDTA</p>	<p>Simula las características del flujo basadas en la ecuación del flujo gradualmente variado. Calcula la velocidad del flujo y el calado basado en la ecuación del flujo gradualmente variado de un canal abierto.</p>
<p>GEOtop</p>	<p>Modelo hidrológico distribuido, para asignación de agua y energía. GEOtop aloja topografía muy compleja y, además, el balance hídrico integra todos los términos en la ecuación superficial del balance de energía. Para flujo subterráneo en medio saturado y no saturado, se emplea la ecuación 3D de Richards. Se ha implementado un preciso tratamiento de los datos de entrada de radiación con el fin de obtener la temperatura superficial. GEOtop simula el balance hidrológico completo de manera continua durante un año completo, dentro de una cuenca y combina las principales características de los modelos modernos de superficie terrestre con modelos distribuidos de precipitación-escorrentía. La nueva versión</p>

Programa	Descripción
	<p>0.875 de GEOTop introduce el módulo de acumulación de nieve y de fusión y describe flujos subterráneos en un medio no saturado con mayor precisión. Respecto a dicha versión, las actualizaciones son fundamentales: el código está completamente revisado, los parámetros de energía y masa se han reescrito, la configuración del fichero de entrada/salida se ha redefinido.</p> <p>GEOTop hace posible saber la descarga de salida en una sección de cierre de la cuenca, para estimar los valores locales del suelo (humedad, temperatura, flujos de calor sensible y latente, flujo de calor y radiación neta, junto con otras variables hidrometeorológicas distribuidas. Además, describe el equivalente en agua de la nieve y la temperatura de la superficie de la nieve, de manera distribuida.</p> <p>GEOTop es un modelo basado en el uso de Modelos digitales de elevaciones (DEMs). También emplea medidas meteorológicas obtenidas de instrumentación sobre el terreno tradicional. No obstante, puede asimilar datos distribuidos como los procedentes de mediciones radar, a partir de la detección por satélite del terreno o de los modelos micro-meteorológicos.</p>
GISS GCM ModelE	<p>ModelE es la serie GISS de modelos atmósfera-océano acoplados, que proporcionan la capacidad para simular muchas configuraciones diferentes de modelos de sistemas terrestres (incluyendo la interactiva química atmosférica, aerosoles, ciclo del carbono y otros trazadores, así como los componentes estándar de la atmósfera, el océano el hielo marino y la superficie del terreno.</p>
GSFLOW	<p>Modelo de flujo de aguas subterráneas y superficiales. GSFLOW es un modelo acoplado basado en la integración del Sistema de modelización de precipitación-escurrentía (PRMS, Leavesley y otros, 1983; del Servicio Geológico de Estados Unidos, USGS) y el Modelo de flujo modular de aguas subterráneas (MODFLOW-2005, Harbaugh, 2005; USGS). Simula flujos combinados de aguas subterráneas y superficiales en una o más cuencas mediante la simulación simultánea del flujo a través de la superficie del terreno, dentro de materiales sub-superficiales saturados y no saturados y dentro de corrientes y lagos.</p>
Glimmer-CISM	<p>Modelo 3D termo-mecánico y dinámico de código abierto para estimar la capa de hielo. Está diseñado para interconectarse a diversos modelos climáticos. Puede ejecutarse en modo autónomo. La estructura del programa contiene numerosas estrategias de diseño software que hacen que pueda mantenerse con facilidad, que sea extensible y que esté bien documentado. Glimmer sigue las bases teóricas desarrolladas por Payne (1999; 2001). Se desarrolla como parte del proyecto NERC GENIE (www.genie.ac.uk).</p>
Green Ampt Infiltration Model	<p>Método Green-Ampt de estimación de la infiltración.</p>
Gully Erosion Profiler 1D	<p>Modelo diseñado para simular perfiles longitudinales con erosión remontante avanzando hacia los cambios de elevación repentinos en el cauce (<i>headcut</i>) debido a recodos o barrancos. Simula la erosión en barrancos/cárcavas para una información dada a escala centenaria como la precipitación media o la infiltración. El usuario puede especificar una tasa de erosión en los cambios de</p>

Programa	Descripción
	<p>elevación repentinamente en el cauce o una regla para el retroceso de la zona en la que se produce el cambio de elevación repentino (ya sea un retroceso dependiente de la descarga o de la altura).</p>
<p>HSPF</p>	<p>Programa de simulación hidrológica en base FORTRAN para la simulación de la hidrología y la calidad de agua de cuencas tanto para contaminantes convencionales como para contaminantes tóxicos orgánicos. El modelo simula los procesos hidrológicos (y la calidad del agua asociada) en superficies del terreno permeables y no permeables y en arroyos y embalses de mezcla homogénea. HSPF incorpora los modelos ARM y NPS a escala de cuenca dentro de un marco de análisis a la misma escala que incluye el destino y transporte en canales unidimensionales. Es un modelo integral de hidrología de cuencas y de calidad del agua que permite la simulación integrada de los procesos de escorrentía de contaminantes en el terreno y en el suelo con interacción del flujo hidráulico y de sedimentos químicos. El resultado de la simulación es la evolución temporal del ratio de flujo de escorrentía, la carga de sedimentos y la concentración de nutrientes y pesticidas, junto con la evolución temporal de la calidad y cantidad del agua en cualquier punto de la cuenca. HSPF simula tres tipos de sedimentos (arena, limo y arcilla) además de químicos orgánicos sencillos y su transformación en productos. Los procesos de transferencia y reacción incluidos son hidrólisis, oxidación, fotólisis, biodegradación, volatilización y adsorción. Esta última se modela como un proceso cinético de primer orden en el que el usuario debe especificar una tasa de desorción y un coeficiente de partición de equilibrio para cada uno de los tres tipos de sólidos. La re-suspensión y sedimentación de limos y arcillas (sólidos cohesivos) son definidos en términos de esfuerzos de cizalla en la interfaz sedimento-agua. Se calcula la capacidad del sistema para el transporte de arena en un flujo particular y la re-suspensión y sedimentación se define por la diferencia entre la arena en suspensión y la capacidad de transporte. El modelo de calibración requiere datos de cada uno de los tres tipos de sólidos. El intercambio bentónico es modelizado como adsorción/desorción y sedimentación/socavación con sedimentos bentónicos superficiales. No se modelizan los sedimentos subyacentes o el agua de poros.</p>
<p>HydroTrend</p>	<p>Modelo hidrológico de transporte impulsado por el clima. HydroTrend v.3.0 es un modelo hidrológico para el balance hídrico y modelo de transporte determinado por el clima que simula la descarga de agua y la carga de sedimentos en la salida de un río.</p>
<p>IceFlow</p>	<p>Modelo glaciar 2D semi-implícito para estimación del hielo superficial. IceFlow simula la dinámica del hielo resolviendo ecuaciones de la deformación interna y del deslizamiento basal simplificado en sistemas glaciares. Está diseñado en base a la eficiencia computacional utilizando la estimación del hielo superficial para la tensión generada por el movimiento de los glaciares, que se resuelve junto con el deslizamiento basal utilizando un solucionado semi-implícito directo. IceFlow se integra con GRASS GIS para generar automáticamente las mallas de entrada desde una geodatabase</p>
<p>LOADEST</p>	<p>Software FORTRAN para la estimación de la carga de aportes en corrientes y en</p>

Programa	Descripción
	<p>ríos.</p> <p>Dada una serie temporal de caudales, variables de datos adicionales y la concentración constituyentes, LOADEST ayuda al usuario a desarrollar un modelo de regresión para la estimación de la carga de aportes (calibración). Entre las variables dentro del modelo de regresión se incluyen varias funciones de caudal, tiempo decimal y variables de datos adicionales especificadas por el usuario. El modelo de regresión estima las cargas sobre un intervalo de tiempo especificado por el usuario (estimación). Se desarrollan estimaciones medias de carga, errores estándar e intervalos de confianza del 95% en base mensual y/o estacional.</p> <p>Los procedimientos de calibración y estimación dentro de LOADEST se basan en tres métodos de estimación estadística. Los dos primeros métodos, Estimación ajustada de máxima probabilidad (AMLE) y Estimación de máxima probabilidad (MLE), son apropiados cuando los errores de calibración del modelo (residuales) se distribuyen normalmente. De los dos, AMLE es el método a elegir cuando el conjunto de datos de calibración contiene datos censurados. El tercer método, Menor desviación absoluta (LAD), es una alternativa a MLE cuando los residuos no se distribuyen normalmente. La salida de LOADEST incluye pruebas de diagnóstico y avisos para ayudar al usuario en la determinación del método de estimación apropiado y en la interpretación de las cargas estimadas.</p> <p>El Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) pone a disposición del público el software, los datos y la documentación.</p>
Landlab	<p>Software con framework Python para escribir, montar y ejecutar modelos numéricos 2D. Se crea para facilitar la modelización de las dinámicas de la superficie terrestre, pero es lo suficientemente general para soportar una amplia gama de aplicaciones. Ofrece las siguientes tres capacidades diferentes:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) <i>Kit de herramientas del desarrollador</i> para la construcción eficiente de modelos 2D desde cero. El kit incluye un potente motor de mallas para crear, gestionar y actualizar datos iterativos en mallas 2D estructuradas o no estructuradas. Además, incluye utilidades para gestionar las entradas y salidas del modelo. 2) Conjunto de componentes pre-construidos; cada uno de los cuales modela un proceso particular. Se pueden combinar componentes para crear modelos acoplados. 3) Biblioteca de modelos pre-construidos que han sido creados por la combinación de componentes.
MFDrouting	Método de dirección múltiple de flujo (MFD, <i>Multiple Flow Direction</i>).
MFDrouting-Successive	Definición sucesiva del flujo con el método de dirección múltiple de flujo (MFD, <i>Multiple Flow Direction</i>).
MIDAS	Modelo acoplado para la definición de la ruta del flujo y de sedimentos heterogéneos. Se trata de un modelo de flujo no uniforme, cuasi-estacionario, de lecho móvil y un solo canal para mezclas heterogéneas de tamaño-densidad.
MODFLOW	Software que integra un modelo tridimensional (3D) y de diferencias finitas para

Programa	Descripción
	la modelización de aguas subterráneas. (Véase el apartado <i>O MODFLOW</i> de este documento)
Mrip	Modelo auto-organizativo para la formación y la dinámica de mega-olas cerca de la costa. Contiene una matriz que representa el lecho marino (25x25 m). Los bloques de la matriz se recogen (o depositan) de acuerdo a las reglas o ecuaciones de transporte (a elección de los usuarios) y son movidos con la corriente. El flujo determinado por el usuario puede alterarse dependiendo de la altura y pendiente del fondo, creando así retroalimentación.
OTEQ	<p>Transporte unidimensional con química de equilibrio (OTEQ; <i>One-Dimensional Transport with Equilibrium Chemistry</i>): Modelo de transporte de reactivos por arroyos y ríos. Se trata de un modelo de simulación matemática empleada para caracterizar el destino y el transporte de solutos transmitidos por el agua en arroyos y ríos. El modelo se forma por el acoplamiento de un modelo de transporte de solutos con un sub-modelo de equilibrio químico. El modelo de transporte de solutos se basa en OTIS, un modelo que considera los procesos físicos de advección, dispersión, entrada lateral y almacenamiento transitorio. El sub-modelo de equilibrio químico se basa en MINTEQ, un modelo que considera la especialización y la formación de complejos de especies acuosas, reacciones ácido-base, precipitación/disolución y adsorción.</p> <p>Dentro de OTEQ, las reacciones en la columna de agua pueden resultar en la formación de fases sólidas (precipitados y especies absorbidas) que son objeto los procesos de transporte y sedimentación aguas abajo. Las fases sólidas en el lecho de la corriente podrían interactuar con la columna de agua a través de reacciones de disolución y adsorción/desorción. La consideración de ambas fases sólidas, móvil (transmisión por el agua) e inmóvil (lecho de la corriente) requiere un único conjunto de ecuaciones diferenciales de gobernanza y soluciones técnicas. Las ecuaciones parciales diferenciales describen el transporte físico y las ecuaciones algebraicas describen el equilibrio químico se acoplan mediante un enfoque de iteración secuencial. La capacidad del modelo para simular pH, precipitación/disolución y absorción dependiente del pH proporciona un medio para evaluar las complejas interacciones entre la química dentro de la corriente y el transporte hidrológico en la escala de campo.</p> <p>El modelo OTEQ se aplica generalmente a solutos que se someten a reacciones que son suficientemente rápidas en relación con los procesos hidrológicos (<i>equilibrio local</i>). Aunque el concepto de <i>lo suficientemente rápido</i> es altamente dependiente del soluto y su aplicación, muchas reacciones que involucran solutos inorgánicos que alcanzan rápidamente a un estado de equilibrio químico. Dado un equilibrio químico, los solutos inorgánicos pueden ser modelados empleando el enfoque de equilibrio de OTEQ. Este enfoque se facilita mediante el uso de una base de datos que describe el equilibrio químico para una amplia gama de solutos inorgánicos. Pueden añadirse reacciones no incluidas en la base de datos.</p> <p>OTEQ ofrece un marco general para el modelado de solutos bajo el supuesto de equilibrio químico. A pesar de esta generalidad, la mayoría de las aplicaciones OTEQ hasta la fecha se han centrado en el transporte de metales en los arroyos y</p>

Programa	Descripción
	pequeños ríos. Por ello, la documentación OTEQ se centra en el transporte de metales. Los potenciales usuarios del modelo deben tener en cuenta, sin embargo, que son posibles aplicaciones adicionales.
OTIS	<p>Transporte unidimensional con flujo de entrada y almacenamiento (OTIS; <i>One-Dimensional Transport with Inflow and Storage</i>). Es un modelo de transporte para arroyos y ríos. Se trata de un modelo de simulación matemático utilizado para caracterizar el destino y transporte de solutos transmitidos por el agua en los arroyos y ríos. La ecuación subyacente que rige el modelo es la ecuación de advección-dispersión con términos adicionales para dar cuenta de almacenamiento transitorio, entrada lateral, de primer orden descomposición y adsorción. Esta ecuación y las ecuaciones asociadas que describen el almacenamiento transitorio y adsorción se resuelven usando una solución de diferencias finitas de Crank-Nicolson.</p> <p>OTIS puede ser usado en conjunción con los datos de experimentos con trazadores a escala de campo para cuantificar los parámetros hidrológicos que afectan el transporte de solutos. Esta aplicación implica típicamente un enfoque de ensayo y error en el que las estimaciones de parámetros se ajustan para obtener una coincidencia aceptable entre las concentraciones de trazadores simulados y observados. Otras aplicaciones incluyen análisis de solutos no conservativos que están sujetos a procesos de adsorción o de primer orden decadencia. OTIS-P, una versión modificada de OTIS, pareja la solución de la ecuación que gobierna con un paquete de regresión no lineal. OTIS-P determina un conjunto óptimo de estimaciones de los parámetros que minimizan las diferencias al cuadrado entre las concentraciones simuladas y observadas, automatizando así el proceso de estimación de parámetros. La aplicación incluye un enfoque prueba-y-error en el que los parámetros estimados se ajustan para obtener una coincidencia aceptable entre las concentraciones simuladas y estimadas. Existen otras aplicaciones adicionales y otras versiones de OTIS. La versión OTIS-P determina el conjunto óptimo de parámetros para determinar que minimizan las diferencias al cuadrado entre las concentraciones simuladas y observadas, automatizando así el proceso de estimación de parámetros.</p>
PHREEQC	Software desarrollado en los lenguajes de programación C y C++ y realiza una gran variedad de cálculos de la geoquímica del agua. Implementa varios tipos de modelos: dos modelos de asociación de iones acuosos (el modelo Laboratorio Nacional Lawrence Livermore y WATEQ4F), el modelo Pitzer específica de interacción iónica del agua y el modelo SIT del agua (teoría de la interacción específica de iones). Las capacidades del modelo son: (1) cálculos de especiación e índices de saturación; (2) lotes de reacciones y cálculos de transporte 1D con reacciones reversibles e irreversibles, que incluyen soluciones acuosas, minerales, gaseosas o sólidas, superficie complejación y equilibrios de intercambio iónico y las transferencias molares específicas de reactivos, reacciones cinéticamente controlada, la mezcla de soluciones, y los cambios de presión y temperatura; (3) modelización inversa, que encuentra conjuntos de transferencias molares

Programa	Descripción
	minerales y de gas que cuentan para las diferencias en la composición entre las aguas dentro de los límites de incertidumbre de composición especificados.
PIHM	Modelo hidrológico multiproceso y multiescala donde los procesos hidrológicos principales están plenamente acoplados mediante el método semi-discreto de volumen finito. Se trata de un modelo físico para agua superficial y subterránea, estrechamente acoplado a una interfaz GIS. PIHMgis es una plataforma de código abierto, independiente y extensible. El acoplamiento entre el GIS y el modelo se logra mediante el desarrollo de un modelo de datos compartido y una estructura de datos basada en un modelo hidrológico.
PRMS	Sistema de modelado de precipitación-escorrentía. Consta de un diseño modular desarrollado para evaluar los impactos de varias combinaciones de precipitación, clima y uso del suelo sobre la escorrentía superficial, la producción de sedimentos y la hidrología general de la cuenca.
ParFlow	Modelo integrado de cuencas hidrográficas, paralelo y de alto rendimiento. Modelo de código abierto que incluye todo el flujo superficial, la capacidad de simular topografía compleja, geología y procesos superficiales heterogéneos y acoplados incluyendo la asignación de energía terrestre, bioquímica y nieve.
Pllcart3d	Simulación numérica 3D de flujos miscibles confinados. Simulaciones 3D no liales de flujos miscibles Hele-Shaw empleando DNS de la ecuación de fluidos incompresibles Navier-Stokes y la ecuación del transporte.
RHESys	Sistema de simulación regional hidro-ecológica. Se trata de un modelo hidro-ecológico basado en GIS y diseñado para simular los flujos de carbono, agua y nutrientes. Mediante la combinación de un conjunto de modelos de procesos de base física y de una metodología para separación y parametrización del paisaje, el software es capaz de modelizar la distribución temporal y espacio-temporal de las interacciones entre diferentes procesos a escala de cuenca.
Reservoir	Herramientas para el análisis, diseño y operación de embalses de agua potable. Mide el funcionamiento de un único embalse utilizando medidas de resiliencia, fiabilidad y vulnerabilidad; calcula las relaciones de almacenamiento-rendimiento-fiabilidad; determina sin error el almacenamiento Rippl con el consecuente análisis de pico; optimiza las decisiones de desembalse utilizando programación determinística y de dinámica estocástica; evalúa las características de flujo de entrada.
SPARROW	Modelo de calidad de agua superficial (SPARROW: Regresiones espacialmente referenciadas sobre atributos de cuencas). Se trata de una técnica de modelado de cuencas para relacionar las mediciones de calidad del agua realizadas en una red de estaciones de control para los atributos de la cuenca que contienen las estaciones. El núcleo del modelo consiste en una ecuación de regresión lineal que describe el transporte no conservativo de contaminantes procedentes de fuentes puntuales y difusas en la tierra a los ríos a través de la red de arroyos y el río. El modelo predice el flujo contaminante, la concentración y la producción en los arroyos y se ha utilizado para evaluar hipótesis alternativas sobre las fuentes de contaminación importantes y las propiedades de las cuencas hidrográficas que

Programa	Descripción
	controlan el transporte a grandes escalas espaciales.
STVENANT	Dirección 1D del flujo variado gradualmente. Predice el flujo 1D variado gradualmente, no estacionario y no lineal.
SWAT	<p>Modelo a escala de cuenca hidrográfica desarrollado para cuantificar el impacto de las prácticas de gestión de la tierra en cuencas pequeñas. Predice el impacto en las aguas, el sedimento y los rendimientos químicos agrícolas en cuencas pequeñas con diferentes suelos, usos del suelo y condiciones de gestión durante largos periodos de tiempo. SWAT (Herramienta de evaluación del suelo y el agua; <i>Soil and Water Assessment Tool</i>).</p> <p>→ En el apartado <i>O SWAT</i> de este documento, se amplía la información sobre este programa.</p>
SWMM	<p>Modelo de gestión de aguas pluviales (<i>Storm Water Management Model</i>). Se trata de un modelo de simulación dinámico de precipitación-escorrentía utilizado para eventos únicos o simulaciones (continuas) a largo plazo de la cantidad y la calidad de la escorrentía que procede, principalmente, de áreas urbanas. El componente <i>escorrentía</i> opera sobre una colección de áreas de sub-cuencas que reciben la precipitación y generan escorrentía y cargas contaminantes. El componente <i>routing</i> transporta la escorrentía a un sistema de conducciones, canales, dispositivos de almacenamiento/tratamiento, bombas y reguladores. El modelo realiza un seguimiento de la cantidad y la calidad de la escorrentía generada dentro de cada subcuenca, y la tasa de flujo, la profundidad de flujo y la calidad de agua en cada conducción y el canal durante un periodo de simulación compuesto por múltiples pasos de tiempo.</p>
TELEMAC	<p>Herramienta de modelización integrada para la utilización en el campo de flujos libres superficiales. Consta de varios módulos de simulación que utilizan algoritmos de alta capacidad basados en el método de elementos finitos. El espacio se discretiza en la forma de una malla no estructurada de elementos triangulares, lo que significa que puede ser refinado en particular en las áreas de especial interés. Esto evita la necesidad de un uso sistemático de modelos integrados, como es el caso con la método de diferencias finitas. Tiene numerosas aplicaciones, tanto en hidráulica de ríos y como marina.</p>
ThawLake1D	<p>Modelo numérico unidimensional de los procesos de permafrost y subsidencia. Su objetivo es investigar el impacto termal del subsuelo de los lagos de deshielo de varias profundidades y evaluar cómo este impacto podría cambiar en un clima cálido.</p>
TopoFlow	<p>Modelo hidrológico espacialmente distribuido basado en D8. Consta de una interfaz de usuario amigable <i>point-and-click</i>. Modeliza muchos procesos físicos diferentes en una cuenca con el objetivo de predecir con exactitud cómo las diferentes variables hidrológicas evolucionarán en el tiempo en respuesta a las fuerzas climáticas.</p>
TopoFlow-Channels-Diffusive	<p>Componente difuso del proceso de olas para la definición de la dirección del flujo en un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow,</p>

Programa	Descripción
Wave	pero puede utilizarse como un modelo independiente. Emplea el método de <i>olas difusas</i> para calcular las velocidades para todos los canales en una red fluvial D8. Este método incluye un término de gradiente de presión que es inducido por un gradiente de profundidad de agua en dirección aguas abajo. Esto significa que en lugar de utilizar la pendiente del lecho en la ecuación de Manning o la ley de la pared, se utiliza la pendiente de la superficie del agua.
TopoFlow- Channels- Dynamic Wave	Componente dinámico del proceso de ondas para la definición de la dirección del flujo en un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente. El método de onda dinámica es el método más completo y complejo para la modelización del flujo en canales abiertos. Este método conserva todos los términos de la ecuación de momento 1D, incluyendo los términos de gravedad, fricción y gradiente de presión (como el usado por el método de la onda difusiva), así como los términos de aceleración local y convectiva (o flujo de momento). Esta ecuación completa es conocida como la ecuación de St. Venant. En la versión actual de TopoFlow se asume que las direcciones de flujo son estáticas y dada por una rejilla de flujo D8. En este caso, se pueden utilizar integrales frente a formas diferenciales de las ecuaciones de conservación de la masa y el momento.
TopoFlow- Channels- Kinematic Wave	Componente cinemático del proceso de ondas para la definición de la dirección del flujo en un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente. El método de ondas cinemáticas (Lighthill y Whitham, 1955) es el método más sencillo para modelizar caudales en canales abiertos. Combina la conservación de la masa con el tratamiento más simple posible de la conservación del momento, a saber, que todos los términos de la ecuación de momento general (gradiente de presión, aceleración local y aceleración convectiva) son despreciables excepto los términos de fricción y la gravedad. Un flujo en el que la aceleración gravitacional se equilibra exactamente por la fricción se denomina flujo estacionario, flujo uniforme. Para estos flujos, la pendiente de la superficie del agua, la energía de la pendiente y la pendiente del lecho son todos iguales.
TopoFlow- Diversion	Componente de desviaciones para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente. TopoFlow admite tres tipos diferentes de desviaciones de caudal: <i>fuentes, sumideros y canales</i> . Las fuentes son lugares como manantiales naturales donde el agua entra en la cuenca en un punto por algún proceso distinto de los que son modelados. Del mismo modo, los sumideros son lugares donde el agua sale de la cuenca en un punto. Los canales, generalmente, son tramos realizados por el hombre, tales como túneles o canales de irrigación que transportan el agua de un punto a otro, por lo general sin seguir la pendiente natural del terreno indicada por el DEM. El extremo de aguas arriba es esencialmente un sumidero y el extremo aguas abajo una fuente.

Programa	Descripción
TopoFlow-Evaporation-Energy Balance	Componente de evaporación del proceso (método del balance de energía) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Evaporation-Priestley Taylor	Componente de evaporación del proceso (método Priestley-Taylor) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Evaporation-Read File	Componente de evaporación del proceso (método de lectura desde un fichero) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Infiltration-Green-Ampt	Componente de infiltración del proceso (método de Green-Ampt) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Infiltration-Richards 1D	Componente de infiltración del proceso (método unidimensional de Richards) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Infiltration-Smith-Parlange	Componente de infiltración del proceso (método de Smith-Parlange) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Meteorology	Componente de meteorología del proceso para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Saturated Zone-Darcy Layers	Componente de la zona saturada del proceso (ley de Darcy', múltiples capas de suelo) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Snowmelt-Degree-Day	Componente de la fusión de la nieve del proceso (método de Degree-Day) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
TopoFlow-Snowmelt-Energy Balance	Componente de la fusión de la nieve del proceso (método de balance de energía) para un modelo hidrológico espacial basado en D8. Este componente de proceso es parte del modelo hidrológico espacialmente distribuido denominado TopoFlow, pero puede utilizarse como un modelo independiente.
Two Phase Euler SedFoam	Modelo euleriano de dos fases y cuatro direcciones acopladas para el transporte de sedimentos. Modelo numérico multidimensional para el transporte de sedimentos basado en dos fases. Con el cierre de las tensiones de partículas y la

Programa	Descripción
<p>A.k.a. <i>SedFoam</i></p>	<p>interacción fluido-partícula, el modelo es capaz de resolver los procesos en la región concentrada de transporte de sedimentos y por lo tanto no requiere supuestos convencionales de carga del lecho/carga suspensión. El modelo numérico se desarrolla en las tres dimensiones del espacio. Sin embargo, en esta versión, el modelo sólo es válido para la fórmula vertical bidimensional (2DV) del promedio de Reynolds (con el cierre <i>k-epsilon</i> de la turbulencia del flujo portador) para láminas de agua en flujos estacionarios y oscilatorios. Este modelo numérico se desarrolla mediante la biblioteca de soluciones CFD de código abierto biblioteca, OpenFOAM y el nuevo programa de soluciones denominado twoPhaseEulerSedFoam.</p>
<p>UEB</p>	<p>Modelo de fusión de nieve de la malla del Balance Energético de Utah. El modelo utiliza una representación agrupada de la capa de nieve y mantiene registro del balance de agua y energía. El modelo es impulsado por los datos de entrada de la temperatura del aire, precipitación, velocidad del viento, humedad y radiación en pasos de tiempo suficientes para resolver el ciclo diurno (seis horas o menos). El modelo utiliza los cálculos basados en la física de los intercambios de calor radiantes, sensibles, latentes y advectivos. Se utiliza un enfoque de fuerza de restauración para representar temperatura de la superficie, representando las diferencias entre la temperatura superficial y la temperatura media de la capa de nieve sin tener que introducir variables de estado adicionales. El flujo de salida procedente de la fusión es una función de la fracción líquida, usando la ley de Darcy. Esto permite al modelo dar cuenta del flujo de salida continuo incluso cuando el balance energético es negativo. A causa de su parsimonia (algunas variables de estado - pero aumentando con versiones posteriores), este modelo es adecuado para su aplicación en forma distribuida sobre una rejilla en una cuenca.</p>
<p>VIC</p>	<p>Capacidad de infiltración variable (VIC; <i>Variable Infiltration Capacity</i>) Modelo hidrológico semi-distribuido a macro-escala que resuelve los balances completos del agua y la energía. Como tal, comparte varias características básicas con otros modelos de superficie terrestre (LSMs) que comúnmente se acoplan a modelos de circulación global (GCMs).</p> <p>La superficie de la tierra se modela como una rejilla de gran tamaño (> 1 km), plana, con celdas uniformes pero con heterogeneidad en una sub-malla (elevación, uso del suelo) y se maneja mediante distribuciones estadísticas. Las entradas son series de tiempo de variables meteorológicas diarias o sub-diarias (precipitación, temperatura del aire, velocidad del viento). Los flujos tierra-atmósfera y los balances de agua y de energía en la superficie de la tierra, se simulan a intervalos diarios o sub-diarios. El agua sólo puede entrar en una celda de la cuadrícula a través del flujo de atmósfera. Se ignora el flujo no canalizado entre celdas de la rejilla. Las porciones de la escorrentía superficial y subterránea que llegan a la red de calanes locales dentro de una celda se asume que son partes que cruzan las fronteras de la celda hacia celdas vecinas. Una vez que el agua llega a la red de canales, se supone que permanece en el canal (no puede fluir de nuevo en el suelo). Este último punto tiene varias consecuencias para la</p>

Programa	Descripción
	implementación del modelo VIC. Las celdas se simulan de manera independiente unas de otras; La simulación completa se ejecuta para cada celda por separado, una celda cada vez, en vez de por cada paso de tiempo, enlazando todas las celdas de la malla; Los datos meteorológicos de entrada de cada celda (para todo el periodo de simulación) se leen desde un archivo específico para esa celda; Las series de tiempo de las variables de salida de cada celda (para todo el periodo de simulación) se almacenan en archivos específicos para esa celda; La generación de la dirección del flujo de la corriente se realiza separadamente de la simulación de la superficie terrestre, utilizando un modelo independiente (por lo general el <i>routing model</i> de Lohmann et al., 1996 y 1998).
WBM-WTM A.k.a. <i>WBMplus</i>	Modelo de balance y transporte del agua. Este modelo de malla del balance hídrico utiliza como entradas los factores determinantes del clima que calculan la escorrentía superficial y subterránea y la recarga de agua subterránea para cada celda de la malla. La la escorrentía superficial y subterránea se propaga horizontalmente a lo largo de una red cuadrículada preestablecida utilizando el tipo de transporte horizontal Musking.
WBMsed	Modelo global del flujo de sedimentos y la descarga de agua. Es una extensión del modelo WBMplus (WBM/WTM). Introduce un componente de flujo de sedimento fluvial basado en los modelos BQART y Psi.

Ventajas

- Acceso a diferentes modelos de software libre.
- Gran cantidad de información en un solo repositorio.

Inconvenientes

- No es un modelo, sino un repositorio.

ANEXO X. EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS PARA AGUAS SUBTERRÁNEAS

MODFLOW

MODFLOW es un software que integra un modelo tridimensional (3D) y de diferencias finitas para la modelización de aguas subterráneas, que ha sido desarrollado por el Servicio Geológico de EE.UU (USGS, siglas en inglés correspondientes a *U.S. Geological Survey*), en concreto por la Oficina de Aguas subterráneas (*USGS Office of Groundwater*)¹⁰⁰. MODFLOW se considera un estándar internacional para simular y predecir las condiciones de las aguas subterráneas y las interacciones de las aguas subterráneas y las aguas superficiales.

Aplicación

Inicialmente se desarrolló y liberó únicamente como un código para la simulación del flujo de aguas subterráneas. La estructura modular de MODFLOW (y de la familia de programas relacionados) ha proporcionado un marco sólido para la integración de capacidades adicionales de simulación: simulación de sistemas de aguas superficiales y subterráneas interconectados, transporte de solutos, flujos de densidad variable (incluido el flujo de agua salada), compactación del sistema acuífero y subsidencia del terreno, estimación de parámetros y gestión de las aguas subterráneas.

MODFLOW es un programa ejecutable de línea de comando (es necesario escribir o programar las acciones que tiene que realizar el modelo) escrito en FORTRAN que lee archivos binarios y de texto ASCII y escribe ficheros de salida en formato: texto ASCII y binario. Consta de una interfaz gráfica de usuario que prepara los ficheros de entrada y post-procesa los ficheros de salida. MODFLOW consta de múltiples versiones que emplean nuevas formulaciones, no obstante hay una *versión principal de MODFLOW* (la versión **MODFLOW-2005**). A continuación se describen sus capacidades.

- Simula el flujo estacionario y no estacionario en un sistema de flujo de forma irregular en el que las capas del acuífero pueden estar confinadas, no confinadas o en una combinación de confinadas y no confinadas.
- Puede simular los flujos procedentes de presiones externas como flujo a pozos, áreas de recarga, evapotranspiración, flujo a drenajes o flujo a través del lecho del río.

¹⁰⁰ <http://water.usgs.gov/ogw/modflow/MODFLOW.html>

- Conductividades o transmisividades hidráulicas pueden diferir espacialmente de una capa a otra y pueden ser anisotrópicas y el coeficiente de almacenamiento puede ser heterogéneo.
- Puede simular límites específicos en *cabecera* y límites de flujo específicos, así como flujos en cabecera dependientes del límite exterior del modelo que permite que el agua sea suministrada a un bloque limítrofe en el área modelada a un ritmo proporcional a la diferencia actual entre la *fuentes* de agua exterior al área modelada y el bloque fronterizo.

Los aspectos específicos del sistema de flujo de aguas subterráneas son simulados mediante el código empleando los componentes modulares de programación que son independientes denominados “**Packages**” como son el *Well Package* y *River Package*. Por otro lado MODFLOW consta de “**Processes**”, definidos como partes del código que resuelven la ecuación principal o el conjunto de ecuaciones relacionadas y que consisten en un conjunto de paquetes subyacentes. La parte del código que resuelve la ecuación del flujo de aguas subterráneas se convirtió en el denominado Proceso de flujo de agua subterránea (GWF; siglas en inglés correspondientes a *Groundwater Flow*). El proceso GWF es el proceso central sobre el que se han construido el resto de capacidades de simulación de MODFLOW. A continuación se muestra el listado de “**Packages**” para la simulación del flujo subterráneo.

494

A continuación se relacionan algunas de las versiones de MODFLOW (versiones avanzadas que emplean fórmulas nuevas):

- MODFLOW-NWT. Utiliza la fórmula de Newton-Raphson para mejorar la solución a problemas de flujo de aguas subterráneas confinadas. Es una pieza de software independiente.
- MODFLOW-USG. Cuadrícula no estructurada para la simulación del flujo de agua subterránea y los procesos estrechamente asociados empleando la fórmula del control de volumen por diferencias finitas.
- MODFLOW-LGR. Utiliza cuadrículas localmente refinadas para la simulación del flujo de aguas subterráneas.

Y una serie de variantes de MODFLOW especializadas:

- Surface-Water Routing (SWR). Simula los flujos de agua superficial y las interacciones de agua superficial y subterránea.
- GSFLOW. Modelo acoplado de aguas subterráneas y superficiales basados en el sistema de modelización de precipitación-escorrentía de la USGS, en MODFLOW-2005 y en MODFLOW-NWT.

- GWM. Simula la gestión de aguas subterráneas mediante optimización.
- SEAWAT. Simulación del flujo y el transporte de agua subterránea de densidad variable.
- CFP (*Conduit Flow Process*). Simula condiciones turbulentas del flujo de aguas subterráneas (así como el flujo laminar).
- FMP. Simula dinámicamente los componentes integrados de suministro y demanda de la agricultura de regadío como parte de la simulación del flujo de aguas superficiales y subterráneas.

Datos necesarios

- Parámetros hidráulicos (caudales, permeabilidad, porosidad, transmisividad, conductividad, densidad, coeficiente de almacenamiento...)
- Niveles de agua (iniciales, observados...)
- Geometría del sistema acuífero y características del mismo (forma y capas del terreno...), número y tamaño de celdas del modelo...
- Caracterización de ríos, corrientes, drenajes, manantiales, embalses, pozos (de bombeo o piezómetros)...
- Forma de la superficie del terreno o del contacto entre capas.

495

Ventajas

- Software de escritorio gratuito y de código abierto.
- Consta de estructura modular que permite adaptar el código a aplicaciones particulares.
- Puede accederse de manera gratuita a la documentación:
 - Informe que describe las instrucciones de teoría y de entrada (<http://pubs.usgs.gov/tm/2005/tm6A16/>): Harbaugh, A.W., 2005, MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model -- the Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16.
- La documentación proporciona el código fuente. Se incluye un capítulo denominado *documentación del programador*.
- Se pueden simular una gran variedad de elementos y procesos: ríos, corrientes, drenajes, manantiales, embalses, pozos, evapotranspiración y recarga procedente de precipitación o de riego.

Inconvenientes

- MODFLOW por sí mismo no genera gráficos de contorno u otro tipo de salida gráfica. Para ello deben utilizarse otros programas, que generan los gráficos a partir de los resultados de MODFLOW (el USGS distribuye libremente pre- y post-procesadores para MODFLOW).
- El nivel de conocimiento del operador debe ser medio-alto.

ANEXO XI. EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS CON ENFOQUE MEDIOAMBIENTAL**HEC-EFM**

El HEC-EFM (Ecosystem Functions Model), es una herramienta de planificación que ayuda a analizar las respuestas del ecosistema, frente a los cambios del régimen de flujo de un río. El modelo utiliza los valores calculados de flujo y tirante y simula la respuesta ecológica debido al cambio de estación, duración y frecuencia.

Permite establecer relaciones funcionales, que enlazan las características hidrológicas e hidráulicas en el tiempo con los elementos del ecosistema. El software incluye un tratamiento estadístico que analiza el flujo y la serie de tiempo para obtener un valor único de caudal para cada relación funcional establecida.

De esta manera, se podrán visualizar los resultados usando sistemas de información geográfica y conocer las condiciones ecológicas existentes, las zonas que requieren restauración y evaluar y clasificar las alternativas acorde a los cambios estimados en diferentes aspectos del ecosistema.

HEC-EFM ha sido desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica (HEC) del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (U.S. Army Corps of Engineers)¹⁰¹.

497

Finalidad

El HEC-EFM está diseñado como herramienta de ayuda para determinar las respuestas de los ecosistemas a los cambios en el régimen de flujo de ríos y humedales.

¹⁰¹ <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-efm/>

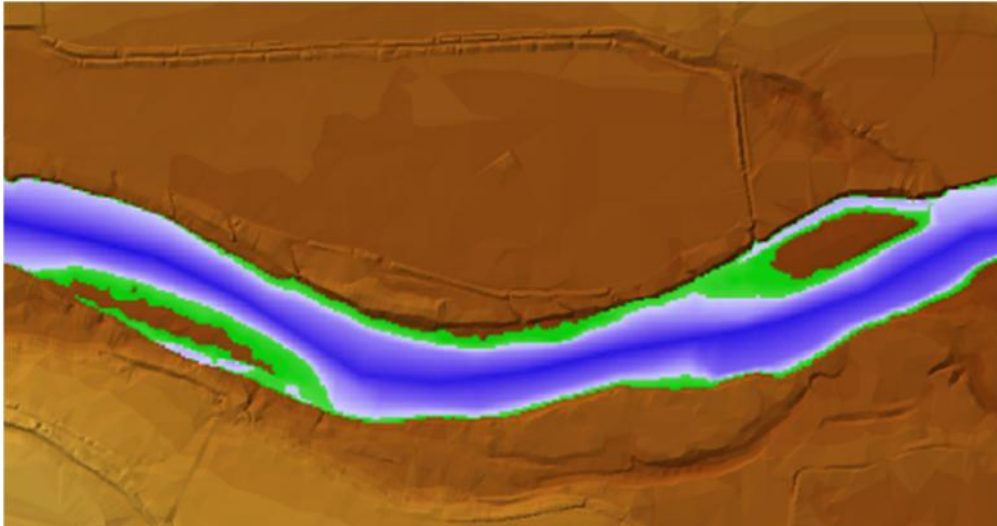


Ilustración 62. Figura del modelamiento HEC-EFM con las zonas de vegetación estacional y las zonas de inundación del río.

Aplicación

El modelo HEC-EFM resulta útil por ejemplo en proyectos hidrológico-forestales, al estudiar el comportamiento de los ecosistemas y vegetación frente a cambios en el régimen fluvial. Entre los análisis que realiza el HEC-EFM abarca:

- Análisis estadísticos para las relaciones entre la hidrología y la ecología.
- Modelos hidráulicos.
- Sistemas de Información Geográficos (SIG), para mostrar los resultados y otros datos espaciales necesarios.

La interfaz principal está dedicada al análisis estadístico, y se sirve de cuatro apartados: propiedades, relaciones, tablas y combo de relaciones.

- Propiedades: contienen información relevante sobre los modelos y es donde el usuario identifica los datos hidrológicos a analizar. En cuanto al tipo de régimen se ha de especificar si se trata de un régimen natural o modificado. Cada uno de ellos exige la introducción de los datos de caudal medio diario en la zona de estudio. HEC-EFM acepta datos de entrada en diversos formatos (comas, espacios y delimitados mediante tabuladores), así como desde el Sistema de Almacenamiento de Datos de HEC (HEC-DSS), el cual es la base de datos usada por los modelos HEC para el almacenamiento de series y otros datos.

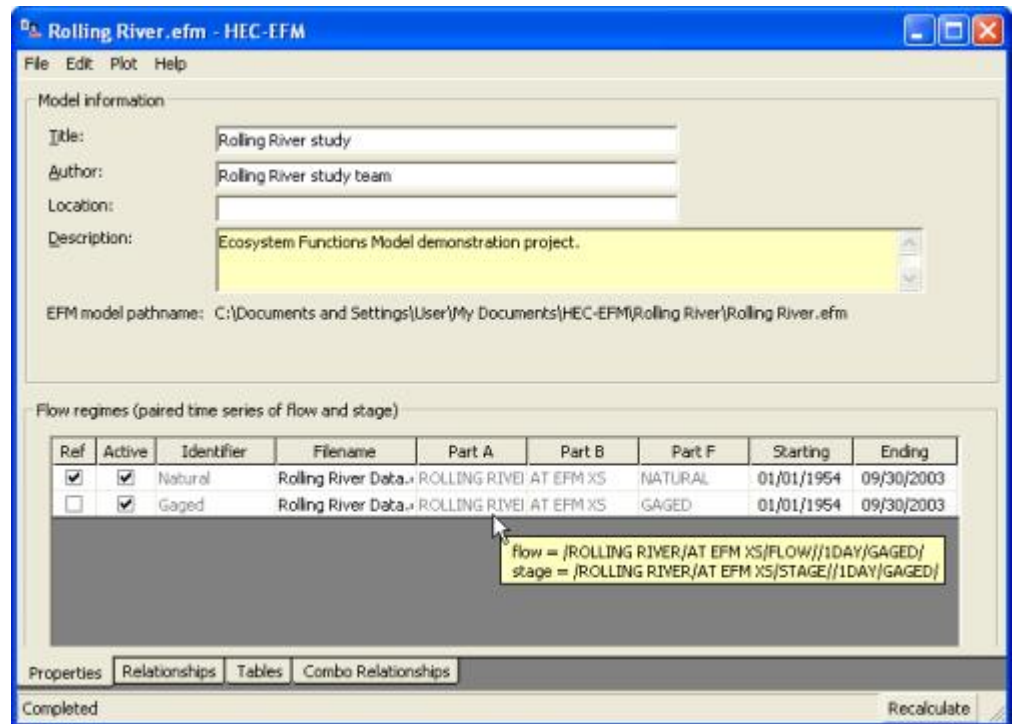
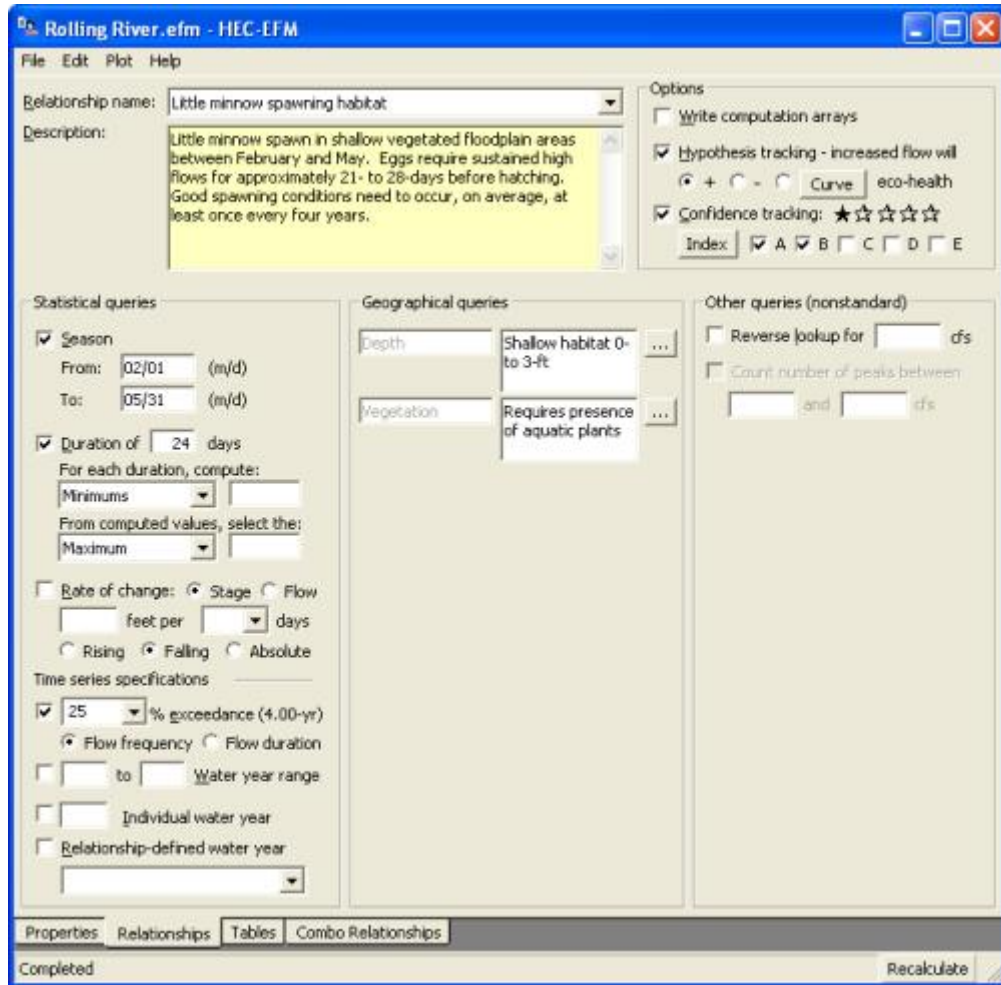


Ilustración 63. Ejemplo de visualización de la pantalla sobre propiedades del modelo HEC-EFM

- Relaciones: se trata de representaciones estadísticas de vínculos entre hidrología y ecología. Estas relaciones están predefinidas y han sido establecidas por equipos de científicos e ingenieros que hacen uso de su propio conocimiento así como de diversa literatura científica. Es en esta pestaña donde el usuario especifica las consultas estadísticas y geográficas que definen cada relación.



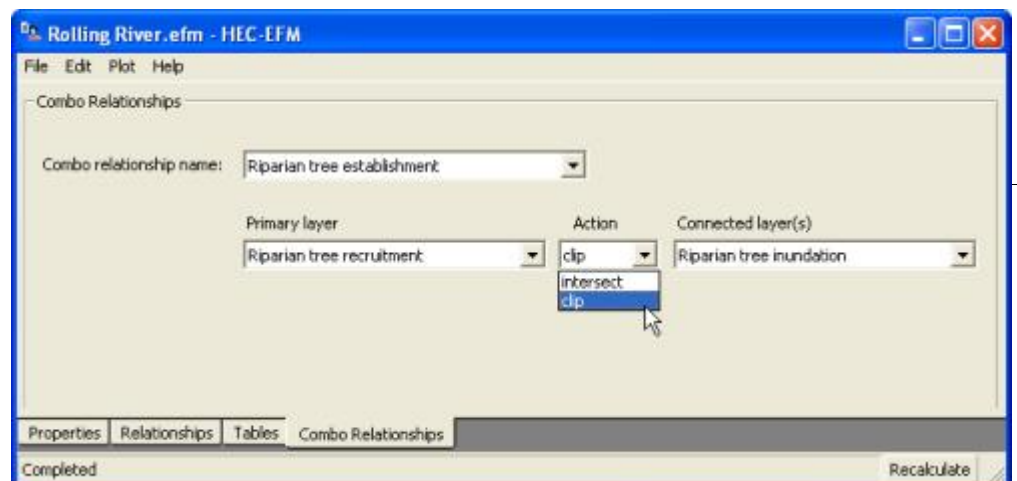
500

- Tablas. Representan los resultados estadísticos para un determinado régimen de flujo y sus relaciones, así como los informes de proyectos y archivos de salida.

Relationship	Conf.	Natural		Chg.	Gaged	
		Stage, ft	Flow, cfs		Stage, ft	Flow, cfs
Little minnow spawning habitat	*	4275.2	1,226	Pos	4275.7	1,703
Big bass winter habitat	*	4274.1	525	Pos	4274.3	609
Benthic macroinvertebrate biodiversity	*	4279.4	6,620	Neg	4277.2	3,190
Wetland health	*	4274.3	636	Pos	4274.5	771
Riparian tree recruitment	*	4274.9	1,017	Pos	4275.1	1,129
Riparian tree inundation	*	4273.7	373	Neg	4274.3	609

Ilustración 64. Ejemplo de visualización de la pantalla sobre tablas del modelo

- Combo de relaciones. Se utilizan para agrupar dos o más relaciones individuales que representan un ecosistema dinámico.



501

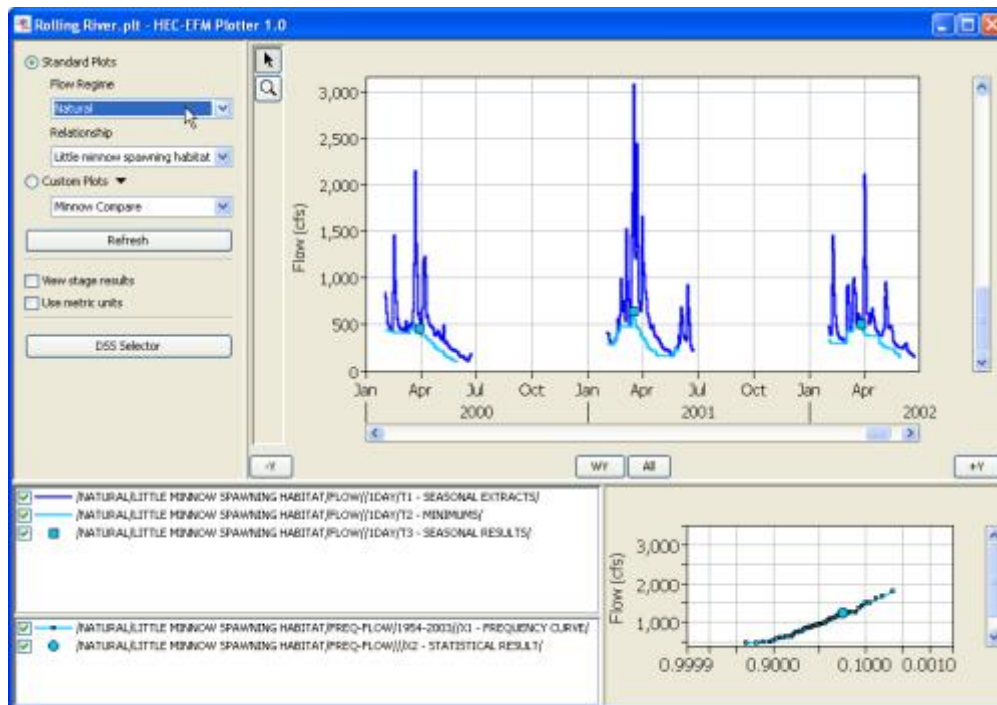
Ilustración 65. Ejemplo de visualización de la pantalla sobre combo de relaciones del modelo

- Modelización hidráulica y uso de GIS. Los resultados estadísticos calculados por el HEC-EFM se traducen en superficies de láminas de aguas, profundidades y velocidades. Estos resultados pueden ser visualizados a través de SIG y superpuestos junto con otro tipo de datos espaciales de carácter ecológico (uso y tipo de suelo o cartografía de vegetación), de cara a obtener un mayor conocimiento acerca la importancia de los ecosistemas dinámicos.

Con respecto a sus módulos principales, HEC-HMS cuenta con diferentes módulos como.

- HEC-EFM Plotter. Su finalidad es la de ayudar a los usuarios a visualizar, navegar e interpretar la salida generada por HEC-EFM. Las salidas generadas son importadas

automáticamente como una serie de “parcelas estándar” para los regímenes de flujo y las relaciones que se han establecido en el HEC-EFM. Se puede instalar como un paquete separado, siendo esta versión compatible con la versión HEC-EFM 2.0 y versiones posteriores.



502

Ilustración 66. Ejemplo de interfaz del HEC-EFM Plotter

- HEC-EFM GeoEFM. Se trata de una extensión de ArcMap desarrollada para apoyar el análisis espacial de las distintas funciones del Modelo de Ecosistemas. Esta extensión requiere el uso de una licencia de ArcMap, así como la instalación y la activación de la extensión 3D de Spatial Analyst.

Como principales características de este módulo destacan:

- Gestión conjunta de datos espaciales.
- Estimación y comparativa de hábitats.
- Evaluación de la conectividad del hábitat.

Como se ha mencionado con anterioridad, el proceso de aplicación de HEC-EFM implica tres fases básicas:

- Análisis estadísticos
- Modelación hidráulica del río
- Análisis espaciales

Los resultados de la fase de análisis estadístico se introducen en los modelos hidráulicos externos que generan capas de profundidad de agua, velocidad y láminas de inundación, que posteriormente son utilizados en SIG para analizar criterios espaciales y resultados para los distintos regímenes de flujo y sus relaciones.

HEC-EFM Geo EM se utiliza en la tercera y última fase de análisis espaciales de todo el proceso HEC-EFM.

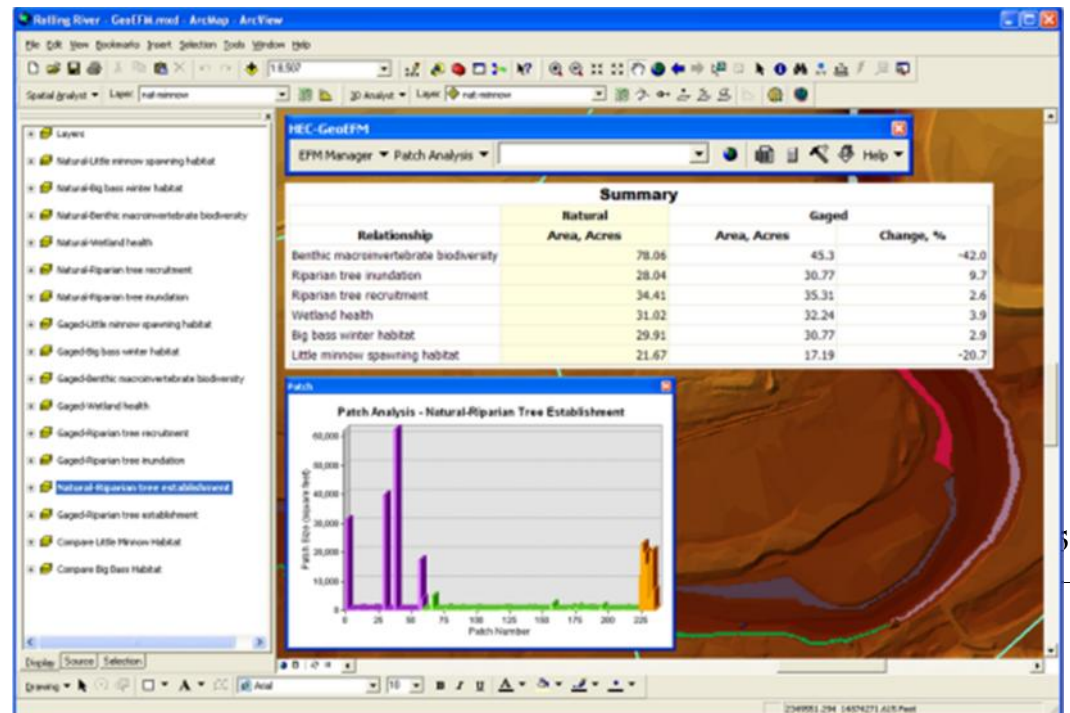


Ilustración 67. Ejemplo de interfaz del HEC-EFM Geo EM

El HEC-EFM Geo ha sido desarrollado por un equipo de investigación formado por miembros del Centro de Ingeniería Hidrológica (CEIWR-HEC) y el Instituto de Investigación de Sistemas Ambientales (ESRI), en una demostración de trabajo multidisciplinar.

Datos necesarios

Uno de los datos que el HEC-EFM necesita como datos de entrada, son los de caudal medio diario en la zona de estudio, aceptando datos de entrada en diversos formatos (comas, espacios y delimitados mediante tabuladores), así como desde el Sistema de Almacenamiento de Datos de HEC (HEC-DSS), el cual es la base de datos usada por los modelos HEC para el almacenamiento de series y otros datos.

Ventajas

Las principales ventajas del HEC-EFM son:

- Modelo gratuito de libre distribución, al igual que sus variantes Plotter y GeoEFM.
- Se encuentran disponibles para su descarga el paquete HEC-GeoEFM 1.0 para ArcMap 10.1; 10.0; 9.3 y 9.3.1.
- Se encuentran disponibles manuales de usuario en la red.
- Es capaz de simular cualquier cambio ecológico para cualquier tipo de relación y régimen de flujo.
- Vincula la ecología, con la hidrología, la hidráulica y con herramientas SIG.
- Rápida aplicación y bajo costo.
- Herramienta de software genérico, aplicable a una amplia gama de ecosistemas fluviales y de humedales.

Inconvenientes

Las mismas que las ya citadas anteriormente con todos los paquetes desarrollados por HEC.

ANEXO XII. EVALUACIÓN DE LAS HERRAMIENTAS DE APOYO Y LENGUAJES.

Tecnología GIS y Cálculo de Modelos

Una vez hemos analizado con detalle los modelos más utilizados o innovadores en el campo de la modelización de la gestión de cuencas, es relevante hablar de su utilización conjunta dentro de los entornos virtuales de investigación o VREs. Los VREs son plataformas de trabajo virtual que permite colaborar a científicos sobre un mismo tema de manera más efectiva y creativa, además de aumentar su productividad gracias a la facilidad de acceso y reutilización de datos. Para ello no sólo necesitan plataformas de intercambio, sino también acceso a las bases de datos y a herramientas de modelización adecuadas. En el presente punto se quieren presentar diferentes herramientas para la incorporación en un VRE. Para este fin, en la siguiente figura se muestra la arquitectura propuesta:

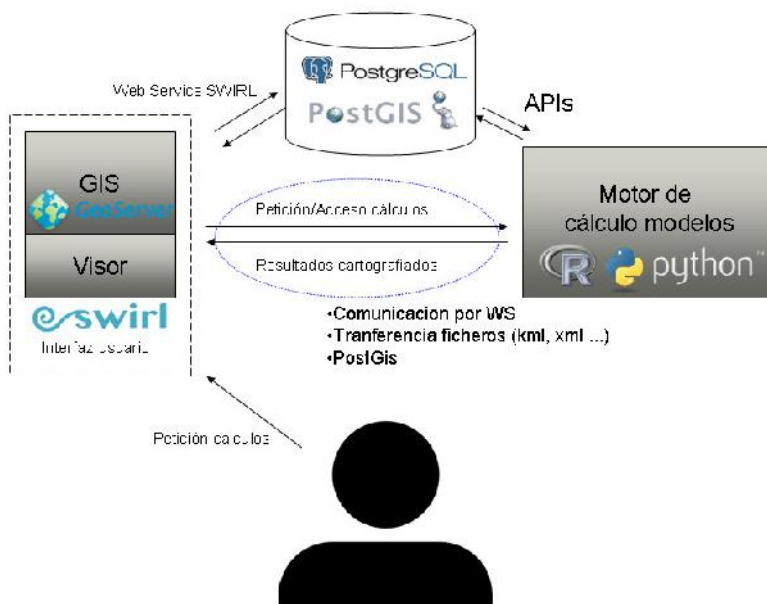


Ilustración 68. Arquitectura de cálculo de modelos en una VRE (tipo SWIRL).

El sistema actual de un VRE consiste de una interfaz gráfica de usuario, compuesta por el Visor y el GeoServer, y por la Base de Datos PostgreSQL/PostGIS. La comunicación entre el Visor y la BD (base de datos) se realiza mediante Web Service. En el esquema de arquitectura se muestra el módulo *Motor de cálculo modelos*, el cual se podría desarrollar en *R* o bien en *Python*. Este módulo tendría acceso directo a la BD, mediante funcionalidades estándares proporcionadas tanto por *R* como por *Python*.

El sistema de petición de la información calculado por los modelos se inicia por el usuario, el cual mediante la interfaz de usuario fijaría una petición concreta. En función del tipo de modelo se

prevén 2 posibles mecanismos de cálculo.

- Cálculo inmediato a petición del usuario. Para cálculos de modelos con tiempos de cómputo relativamente rápidos.
- Modelos precalculados periódicamente. Debido al alto tiempo de cómputo del modelo solicitado los resultados estarán precalculados.

En función del tipo de mecanismo de cálculo, el usuario hará una petición de cálculo o un acceso al resultado de cálculos precalculados. A continuación el Motor de cálculos devolverá los resultados del modelo cartografiados, en forma de capa para la representación en el GIS.

La comunicación entre la Interfaz de Usuario y el Motor de cálculo de modelos técnicamente se puede realizar de diferentes maneras. En la figura anterior se muestran tres posibles opciones: comunicación por web service, transferencia de ficheros y PostGis. En este punto se tendrá que hacer un análisis detallado durante la implementación, para definir el sistema de comunicación más adecuado a la solución final.

A continuación se presenta el análisis de diferentes herramientas con potencial de cálculo y funcionalidades GIS, que podrían ser adecuados en el esquema de arquitectura presentado anteriormente.

R

R es un lenguaje de programación y un entorno de desarrollo para la obtención de cálculos y gráficos estadísticos. Se trata de un proyecto de software libre muy popular y utilizado en campos de la investigación biomédica, la bioinformática y las matemáticas financieras. R proporciona un amplio abanico de herramientas estadísticas (modelos lineales y no lineales, tests estadísticos, análisis de series temporales, algoritmos de clasificación y agrupamiento, etc.) y gráficas. En el marco del presente estudio, es especialmente interesante la funcionalidad de R para la creación de capas y mapas gracias a librerías de tratamiento de datos espaciales. Estas funcionalidades permiten trabajar con datos vectoriales y crear capas para mostrar en mapas.

A continuación se listan algunas de las funcionalidades:

- Hidrología:
 - El paquete **HydroMe** estima los parámetros en los modelos de infiltración y retención de agua por el método de ajuste de curvas.
 - **hydroTSM** es un paquete para la gestión, el análisis, la interpolación y el trazado de series temporales utilizado en hidrología y ciencias ambientales relacionadas.
 - **EcoHydRology** proporciona una base flexible para los científicos, ingenieros y diseñadores de políticas para modelar las interacciones eco-hidrológicas complejas.
 - **topmodel** es un conjunto de funciones hidrológicas, incluyendo una implementación del modelo hidrológico TOPMODEL, que se basa en la versión de 1995 FORTRAN por Keith Beven. La nueva funcionalidad está siendo desarrollado como parte del paquete RHydro en R-Forge.
 - El paquete **nsRFA** ofrece una colección de herramientas estadísticas para aplicaciones de objetivos (no supervisados) de los métodos regionales de análisis de frecuencia en la hidrología.
 - El paquete de **Boussinesq** es una colección de funciones de aplicación de la ecuación unidimensional Boussinesq (aguas subterráneas).
 - **RdP** es un paquete para la interpolación geoestadística de datos con soporte espacial irregular como los datos relacionados con la escorrentía o datos de las unidades administrativas.
- Climatología:
 - **Seas** implementa una serie de funciones para el análisis y gráficos de datos estacionales.

- **RMAWGEN** es un conjunto de funciones S3 y S4 para múltiples sitios espacial generación estocástica de series de tiempo diario de uso de la temperatura y la toma de la precipitación de los modelos de vectores autorregresivos.

Ventajas

- Sus paquetes estadísticos, con muchas funciones ya disponibles para su uso.
- La orientación de sus modelos a sistemas geográficos y a su representación gráfica en capas.
- Compatible con los formatos de Google Maps (generación de KML's).

Inconvenientes

- Curva empinada de aprendizaje del lenguaje.
- GUIs de soporte incompletas.
- Requiere de muchos recursos para la ejecución del análisis de datos, y las herramientas para mejorar el rendimiento o tratar grandes volúmenes de datos son de pago.

Python

Python es un lenguaje de programación interpretado cuya filosofía hace hincapié en una sintaxis que favorezca un código legible. Es administrado por la *Python Software Foundation*. Posee una licencia de código abierto, denominada Python Software Foundation License,¹ que es compatible con la Licencia pública general de GNU a partir de la versión 2.1.1, e incompatible en ciertas versiones anteriores. Python es uno de los softwares más utilizados para el análisis científico.

El módulo Scipy provee diversos paquetes para el cómputo de modelos (álgebra lineal, optimización, integración numérica, EDO's) y la representación gráfica de los mismos

En el campo de los GIS, el lenguaje es utilizado por varias aplicaciones para la automatización de tareas.

Ventajas

- Lenguaje de programación con propósitos generalistas, legible y eficiente, con IDE's para desarrollar y debug.
- Flexible para incorporar dentro de otras aplicaciones y como scripting en un website.
- Herramientas de visualización de los resultados incorporadas.

509

Inconvenientes

- Curva relativamente rápida de aprendizaje del lenguaje.
- Orientado a matemáticas, pero faltan paquetes estadísticos incorporados, lo que hace que se utilice muchas veces conjuntamente con R.
- Algunas de las visualizaciones son poco amigables.

GRASS GIS

GRASS GIS es un software GIS libre de licencia GPL disponible principalmente para plataformas Unix, aunque también dispone de una versión para Windows. Proporciona potentes capacidades raster y vectoriales, así como un motor de procesamiento geoespacial en un única suite software integrada. GRASS incluye herramientas para el modelado espacial, la visualización de datos raster y vectoriales, la gestión y el análisis de datos geoespaciales, y el procesamiento de imágenes aéreas y de satélite. Posee también la capacidad de producir gráficos complejos y de generar mapas.

La ventaja del trabajo en línea de comando es que los diferentes módulos de GRASS pueden integrarse en scripts utilizando la shell, lo que permite a usuarios y programadores crear nuevas aplicaciones y enlazar GRASS con otros paquetes de software. Esto permite combinar GRASS con Python (PyGRASS).

En España el CEDEX también utiliza GRASS GIS para gestionar los datos espaciales y como soporte de los modelos distribuidos implementados, dentro del marco del proyecto SIMPA (Sistema Integrado para la Modelación del proceso Precipitación Aportación). Entre otros, se utiliza para realizar la simulación de recursos hídricos, simulación continua de aportaciones, simulación de avenidas y simulaciones de calidad, con acceso a modelos para la evaluación de la generación de nitratos y fosfatos.

ANEXO XIII. CUADRO RESUMEN DE LOS MODELOS

A continuación se muestra una tabla en la que se incluyen las características de los modelos revisados a lo largo del presente documento.

Modelo	Finalidad	SSD ¹⁰² (sí/no)	Versión software gratuita (sí/no)	Código abierto (sí/no/se desconoce ¹⁰³)
WEAP	Planificación integrada de los recursos hídricos.	Sí	Sí (licencia para 1 año)	Se desconoce
MUSIC	Planificación y Diseño (a nivel conceptual) de sistemas de gestión de aguas pluviales urbanas adecuados a las áreas de captación.	Sí	Sí (21 días)	Se desconoce
SOURCE	Simulación de todos los aspectos de los sistemas de recursos hídricos para el apoyo de manera integral a la planificación, las operaciones y la gobernanza del agua a diferentes escalas.	Sí	Sí	Se desconoce
Toolkit	Acceso gratuito on-line a herramientas de modelización de agua (modelos hidrológico, ecológicos y de gestión de cuencas) y a información (bases de datos y otros recursos).	No	Sí (Depende de cada herramienta)	Depende de cada herramienta
Mike SHE	Modelización hidrológica de un sistema hidrológico (cuenca); simula el ciclo integral del agua.	No	No	Se desconoce
Mike 21C	Simulación de la evolución de la morfología del río en el cauce y en las orillas debido a cambios en el régimen hidráulico.	No	No	Se desconoce
Mike HydroBasin	Herramienta diseñada para la toma de decisiones en la gestión y planificación integrada de cuencas hidrográficas.	Sí	No	Se desconoce

¹⁰² SSD: Sistema de soporte a la decisión.

¹⁰³ La anotación “Se desconoce” se indica cuando no se ha localizado si se trata de código abierto.

Modelo	Finalidad	SSD ¹⁰² (sí/no)	Versión software gratuita (sí/no)	Código abierto (sí/no/se desconoce ¹⁰³)
HEC-RAS	Modelado hidráulico de los caudales en un cauce.	No	Sí	Se desconoce
HEC-HMS	Simulación de los procesos de lluvia-escorrentía en cuencas dendríticas.	No	Sí	Se desconoce
HEC-EFM	Herramienta de ayuda para determinar las respuestas de los ecosistemas a los cambios en el régimen de flujo de ríos y humedales.	No	Sí	Se desconoce
HEC-Resprm	Modelo de simulación del funcionamiento de embalses, destinado a optimizar las operaciones de los mismos y sirviendo de sistema de ayuda a la decisión para sus gestores.	Sí	Sí	Se desconoce
HEC-ResSim	Modelo de simulación de embalses, constituyendo una ayuda a la toma de decisiones para una mejor funcionamiento de los mismos.	Sí	Sí	Se desconoce
SFWMD	Simulación de los principales componentes del ciclo hidrológico a partir de datos climáticos.	Sí	No	Se desconoce
AquaTool	Planificación y gestión de cuencas o de sistemas de recursos hídricos.	Sí	Sí	Se desconoce
MODFLOW	Modelo tridimensional (3D) y de diferencias finitas para la modelización de aguas subterráneas	No	Sí	Sí
GISWATER	software de simulación en el mundo del agua a través de bases de datos espaciales con cualquier Sistema de Información Geográfica (SIG) con el fin de dar a todo el mundo una solución de formato abierto en la gestión de agua	Sí	Sí	Se desconoce
CSDMS	Acceso gratuito online a modelos de código abierto. Herramienta web de modelización.	No	Sí (ver cada modelo)	Se desconoce
SWAT	Modelo a escala de cuenca hidrográfica desarrollado para cuantificar el impacto de las prácticas de gestión de la tierra en cuencas pequeñas. Simula la calidad y cantidad de agua superficial y subterránea y predice el impacto ambiental del uso del suelo, las prácticas de gestión del territorio y el cambio climático.	Sí	Sí	Se desconoce
WiM-Med (río Guadalfeo)	Permite simular una cuenca mediante un modelo físico distribuido completo. Sobre la base de un modelo hidrológico, incorpora modelos de generación y transporte de sustancias y sedimentos tanto en ladera como en río.	Sí	Sí	Se desconoce

Modelo	Finalidad	SSD ¹⁰² (sí/no)	Versión software gratuita (sí/no)	Código abierto (sí/no/se desconoce ¹⁰³)
InfoWorks ICM	Modelización integrada de cuencas, incluyendo tanto aguas subterráneas como superficiales, hidráulica de redes de saneamiento y drenajes, así como hidráulica fluvial, tanto con modelos 1D, 2D y 1D+2D.	No	No	Se desconoce
InfoWorks WS	Modelación de redes de suministro y distribución de agua.	No	No	Se desconoce
RIBASIM	Permite la simulación del comportamiento de las cuencas fluviales en diversas condiciones hidrológicas.	Sí	Sí (Sólo versión de prueba)	Se desconoce

