



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

TRES DÉCADAS DE EVALUACIÓN DEL
IMPACTO AMBIENTAL EN ESPAÑA.

REVISIÓN, NECESIDAD Y PROPUESTAS
PARA UN CAMBIO DE PARADIGMA

José Enrique de Tomás Sánchez



Tesis

Doctorales

www.eltallerdigital.com

UNIVERSIDAD de ALICANTE



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departamento de Ecología
Departament d'Ecologia

Departamento de Ecología

Facultad de Ciencias

Universidad de Alicante

**TRES DÉCADAS DE EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL
EN ESPAÑA.**

REVISIÓN, NECESIDAD Y PROPUESTAS PARA UN CAMBIO DE PARADIGMA

Tesis para optar al grado de Doctor por la Universidad de Alicante

JOSÉ ENRIQUE DE TOMÁS SÁNCHEZ

Alicante, diciembre de 2014



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departamento de Ecología
Departament d'Ecologia

El Dr. Victoriano Peiró Clavell, Profesor Titular del Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante,

CERTIFICA:

Que la Tesis Doctoral titulada “Tres décadas de Impacto Ambiental en España. Revisión, necesidad y propuestas para un cambio de paradigma” presentada por el Licenciado en Biología D. José Enrique de Tomás Sánchez para optar al grado de Doctor, se ha desarrollado bajo su dirección en el Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante.

Y para que así conste, en cumplimiento de la normativa vigente, firma la presente en Alicante, a 3 de diciembre de 2014.

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Vº Bº el Director de la investigación

Fdo. Dr. Victoriano Peiró Clavell



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



A M^a José

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

*Pour examiner la vérité il est besoin, une fois dans la vie,
de mettre toutes choses en doute autant qu'il se peut.*

*- René Descartes -
(Principes de la Philosophie)*

Exploring the unknown requires tolerating uncertainty

- Brian Greene -



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

AGRADECIMIENTOS

Tras varios intentos de realización de una tesis doctoral en “mi” Departamento, el de Ecología de la Universidad de Alicante, en cuyas líneas de investigación vigentes no acababa de sentirme cómodo, decidí finalmente decantarme por una opción distinta y algo arriesgada: distinta porque rompía netamente con las líneas que anteriormente había ensayado; arriesgada porque no era una opción ofertada por el Departamento.

No obstante, el peso de mis muchos años de docencia, y algunos más de experiencia, en el campo de la evaluación del impacto ambiental, acabó por decidirme a iniciar el camino, aunque fuese en solitario.

Hubo muchos tropiezos; el primero, el de encontrarme cara a cara con lo que para mí era la base matemática de una filosofía diferente de la aristotélica que sirvió de cimientos a la ciencia, tal y como la hemos conocido hasta finales del siglo XX. Frente a la lógica bivalente del blanco-o-negro, del cero-o-uno, del verdadero-o-falso, yo me he sentido siempre más identificado con la lógica multivalente, la lógica del gris, más que el blanco o negro, del “algo más de cero y menos de uno”, del “casi totalmente cierto”... Y esa visión, aunque teóricamente compartida por no pocos de mis interlocutores (cuando no por la práctica totalidad de mis interlocutores, a un nivel coloquial), no resultaba familiar a ninguno de ellos en lo que se refiere a su aplicación en ciencia. Realmente no es fácil, en el estado actual de la ciencia, admitir que la Teoría de las Probabilidades, sobre las que se apoyan no pocos de los cálculos y de las teorías que se utilizan en todas las disciplinas científicas, no es sino un caso particular y extremo de la Teoría de las Posibilidades, conservando ambas su validez. Decir (y aplicar de manera estricta) que el 0 y el 1 no son más que los casos extremos de un intervalo de \mathbb{R} entre 0 y 1, que la Teoría de Probabilidades es, igualmente, un caso extremo de la Teoría de las Posibilidades...

No fue fácil, pero no estuve solo en el camino. Me acompañaron en la ruta compañeros y amigos que, cada uno en su rol y en la medida de sus posibilidades, contribuyeron a que este trabajo haya visto finalmente la luz.

Quiero agradecerles a ellos de manera explícita la cristalización de lo que hace un tiempo no era para mí más que una idea vaga: a vosotros, Victoriano, mi Director, que tanto me ha ayudado; Eduardo, que siempre me creyó capaz y que siempre ha tenido en mí una fe de la que me gustaría ser merecedor; a mi querido amigo Ricardo que, aunque para él, “eso de la lógica difusa no está claro”, ha estado a mi lado, revisando mis borradores y aportando sus ideas...

Y a muchos colegas que me han apoyado con su colaboración desinteresada; en particular a:

- David C. Cook, Department of Agriculture and Food, Southwest Agricultural Region, Perth, Australia.
- Mika Marttunen, Finnish Environment Institute, Freshwater Centre, Helsinki, Finland.
- Francesco Camastra, Parthenope University of Naples, Napoli, Italia.
- Jon D. Erickson, Rubenstein School of Environment and Natural Resources, University of Vermont, Burlington, Vermont, USA.
- Rozann W. Saaty, Creative Decisions Foundation, Pittsburgh, Pennsylvania, USA.
- Mark Hanewinkel, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, WSL, Birmensdorf, Switzerland.
- Kevin J. Gaston, Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield, Sheffield, UK.
- Quiwen Chen, Chinese Academy of Sciences, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Beijing, China.
- Bernard E. A. Fisher, Risk and Forecasting, Environment Agency, Reading, UK.
- Elena Rokou, School of Mechanical Engineering, National Technical University of Athens, Athens, Attiki, Greece.

Y desde luego a vosotros, a los que ya no estáis, como tú, papá, y a los que siempre estáis: a vosotros tres, mis tres motivos: M^a José (tú has hecho posible esta tesis), Javier y Sergio.

A todos, gracias.

San Vicente, agosto de 2014

PRÓLOGO

Creo necesario empezar advirtiéndole que esta no es una tesis doctoral al uso. De hecho, ni siquiera sigue ninguna de las líneas de investigación de mi Departamento de la Universidad de Alicante, como sería lo normal. Decir en descargo que tampoco ha costado esfuerzo ni desembolso económico alguno para el Departamento de Ecología.

Tampoco se ha realizado como continuación inmediata de un período más o menos breve tras la licenciatura o la graduación, como es lo habitual.

Este trabajo no aportará, quizás, grandes innovaciones a la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA), como sería de esperar de una tesis realizada sobre una rama de la Ciencia. Pero es que, aunque se nutra de los métodos y conocimientos de varias de ellas, la EIA no es una ciencia, sino un procedimiento administrativo de cuya adecuada implementación depende en muy buena medida la conservación de nuestro entorno y el devenir futuro de nuestra sociedad.

Solo pretendemos aportar nuestra pequeña contribución a un mejor desempeño, una especie de necesario “reset”, del procedimiento de EIA y una adecuación del rigor de una de sus bases documentales, el EsIA.

En esta tesis no solo expresamos los resultados de nuestras investigaciones específicas para su realización, sino que, necesariamente, plasmamos la esencia de lo que son nuestras experiencias de más de veinte años de desempeño profesional en el campo de la EIA y que se remonta a la “prehistoria” de esta disciplina en la Comunidad Valenciana, cuando ni siquiera había el reparto de las competencias medioambientales que existe hoy entre distintas Consellerías de la Generalitat Valenciana. Se remonta a los tiempos de la creación de la hoy extinta Agència de Medi Ambient, dirigida por quien fuera nuestro profesor, primero, y amigo y compañero después, el recordado Dr. Carlos Auernheimer.

Durante todo ese tiempo, la mayor parte del cual hemos compaginado con la docencia de la EIA en la Universidad de Alicante, que venimos impartiendo desde hace ya más de quince años, hemos observado en nosotros mismos algunos cambios estructurales en nuestro modo de pensar; cambios en profundidad que nos han llevado paulatinamente desde el inicial conformismo de anestesia, a la sorpresa primero y la indignación después, hasta quedar al fin nuestra mentalidad

definitivamente configurada sobre la base de una heterodoxia practicante y en un incómodo estado de alerta y análisis permanente, al que finalmente nos acostumbramos. Y como consecuencia de ello, cuestionamos.

En mis clases, no solo intento transmitir a mis alumnos los procedimientos administrativos que configuran la EIA y los métodos científicos en que se basa, sino también inocular en ellos el germen de ese pensamiento radical y heterodoxo que a mí me ha enriquecido como persona.

En sus inventarios ambientales, algunos me señalan, entre victoriosos y alarmados, el descubrimiento de una pequeña población de *Vella lucentina*, a la que, “naturalmente”, hay que proteger a ultranza. Yo les pregunto por qué. Y al cabo de unos cuantos “por qué”, algunos acaban por quedarse sin respuesta; en otros casos, llegan a encontrar alguna, a veces, simplista. Pero el proceso mental siempre es interesante.

Es una pregunta a la que yo mismo no les contesto. Sé por su actitud que algunos de ellos siguen preguntándose por qué, y el porqué del por qué cuando ya se han quedado sin respuestas, como si se tratara de un koan occidental. Y eso es precisamente lo que yo pretendo; porque de ese modo, al final, estos futuros científicos y profesionales *cuestionarán*.

Probablemente, en algunas expresiones de este trabajo se encuentran inevitablemente condensadas experiencias y conclusiones profesionales que no apporto de manera explícita, porque para hacerlo debería mencionar mis fuentes de información, y no voy a hacerlo. Ruego se me sepa disculpar por ello.

No voy a decir que un Estudio de Impacto Ambiental (EsIA) de algo tan sencillo como un desguace de vehículos, por ejemplo, puede dormir durante más de veinte meses el sueño de los justos sobre una mesa, hasta obtener su Declaración de Impacto, ello pese a los muy inferiores plazos legales prescritos; ni que los promotores, que tienen obligaciones económicas desde el mismo momento en que inician los trámites y no pueden esperar un tiempo que legalmente no deberían esperar para iniciar sus actividades, tienen una pésima percepción de la EIA por esa causa, entre otras; o que busquen puertas traseras para evitar tener que solicitar una Declaración de Impacto, cuya finalidad ha acabado por triturar con su comportamiento la propia Administración que la creó, convirtiéndola finalmente en una traba burocrática más, en un mero requisito administrativo por el que cobrar al promotor; ni que se hagan EsIAs “a medida”; ni que se tenga miedo a la participación ciudadana y se intente evitar la discusión pública de ciertos proyectos o alternativas, porque eso “puede dar problemas”.

No diré que la causa de todo eso y de mucho más hay que buscarla, en opinión de algunos de mis desilusionados interlocutores de la Administración, en la ralentización, en el anquilosamiento de las estructuras administrativas, sobrecargadas con un exceso de personas y mecanismos

inoperantes y, sobre todo y muy frecuentemente, con políticos al cargo de departamentos enteros, cuya gestión dificultan por no saber nada de medio ambiente y querer, sin embargo, dejar su impronta; todo lo cual genera la actual “dinosaurización” de, al menos, una buena parte de una Administración Pública que se entorpece a sí misma con su multitud de brazos y se pierde en sus propios vericuetos.

No voy a decir nada de eso, porque unas cosas me han sido reveladas en confianza por algunos técnicos de la Administración delante de alguna taza de café, y otras las he sufrido yo mismo en carne propia. Podría documentar algunas de ellas, pero no lo voy a hacer por los motivos que he explicado y por otros que, no habiéndolo hecho, estoy seguro de que resultarán obvios al lector.

Hemos dividido este trabajo en cinco capítulos, seguidos de un anexo. En el primer capítulo, que hemos dedicado a preliminares, hemos abordado el estado de la cuestión que nos ocupa, comentando la normativa vigente y dibujando las perspectivas de la EIA a corto plazo, estableciendo también nuestra hipótesis de trabajo, el material con el que contamos y los métodos que utilizaremos en nuestra investigación.

En el capítulo segundo hablamos de la calidad de los EsIA, en tanto que herramienta fundamental de la EIA e instrumento en que basar la toma de decisiones a efectos medioambientales. Se aborda el trabajo de campo, consistente en el estudio de un número de EsIA reales y que fueron presentados en su día ante la Administración, y se estima la calidad de los mismos. Como resultado de lo anterior, establecemos la pertinencia de adoptar un nuevo enfoque en la EIA basado, fundamentalmente, en el impulso a la participación pública por medio de la utilización de herramientas informáticas participativas de ayuda a la toma de decisiones, procedentes de la Economía, la Sociología y las Matemáticas.

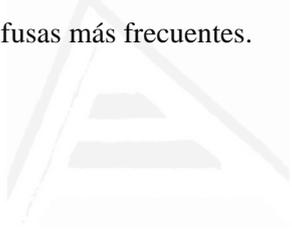
En el capítulo tercero se aborda la situación actual del análisis y discusión de alternativas y se propone la utilización regular de procesos y herramientas concretas de ayuda a la toma de decisiones multicriterio (MCDA), describiendo el Proceso Analítico Jerárquico (AHP) y el Proceso Analítico en Red (ANP), así como las herramientas informáticas que facilitan su implementación; concretamente Expert Choice® y Super Decisions®.

El capítulo cuarto aborda el procedimiento de evaluación de impactos ambientales y se trata, describe y critica el método de los números precisos o “crisp numbers”, que se constituye en método de evaluación por excelencia, tanto en la muestra que sirve para nuestro trabajo, como en otros EsIA revisados fuera del ámbito de este estudio. Posteriormente se describe un método alternativo, el Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) que, revistiendo las mismas características, resulta sin embargo de aplicación más rápida, clara y directa.

Como consecuencia de la revisión y crítica de los EsIA, se realiza, en el capítulo quinto, la propuesta de evaluación de impactos ambientales mediante el uso de una metodología basada en la lógica difusa, capaz de incorporar al procedimiento la incertidumbre y la imprecisión, factores que, aunque incómodos para algunos, son sin embargo inherentes a la EIA y a todo proceso científico.

Se describen desde una perspectiva histórica las bases de la lógica bivalente clásica y de la lógica multivalente, a partir de lo cual se realiza la propuesta metodológica, con base, como se ha dicho, en los procedimientos de la lógica difusa. Se explica a continuación el proceso de inferencia difusa y se pasa a construir, desde un enfoque no-reduccionista, un sistema de inferencia difusa para la evaluación de impactos ambientales (SIDEIA) basado en dos subsistemas cuyos resultados se utilizan como entrada de un tercero, de cuyo funcionamiento se obtiene el valor del impacto.

En el anexo se aportan las bases de conocimiento requeridas para una buena comprensión de la construcción y funcionamiento de los modelos de inferencia difusa, incluyendo definiciones necesarias, como la de conjunto difuso, intervalo y número difuso, y la descripción de las operaciones lógicas y algebraicas difusas más frecuentes.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

ÍNDICE

1. CAPÍTULO PRIMERO. PRELIMINARES:	
EL ESTADO DE LA CUESTIÓN	1
1.1. La normativa ambiental en España: situación actual	1
1.2. Perspectivas a corto plazo	6
1.3 El resto del mundo	10
1.4 Necesidad del presente estudio. Definición de las hipótesis de trabajo	14
2. CAPÍTULO SEGUNDO. ESTUDIO DE LA SITUACIÓN ACTUAL Y TRABAJO DE CAMPO	17
2.1 Introducción: La calidad de los EsIA en el mundo	17
2.2. Análisis del problema: material y métodos	21
2.3. Resultados	23
2.3.1. Comunidades Autónomas	23
2.3.2. Sectores económicos	24
2.3.3. Los equipos redactores	24
2.3.4. Calidad y autoría de los EsIA analizados	29
2.3.4.1. Estudio del marco legal	30
2.3.4.1.1. Resultados	35
2.3.4.2. Consideración y estudio de alternativas	39
2.3.4.2.1. Resultados	41
2.3.4.3. Consideración de incertidumbres y el Principio de Precaución	43
2.3.4.3.1. Resultados	50
2.3.4.4. Adecuación de los inventarios ambientales al proyecto y su ámbito de aplicación	53
2.3.4.4.1. Resultados	58
2.3.4.5. Evaluación de impactos ambientales	61
2.3.4.5.1. Resultados	65
2.3.4.6. Dictamen facultativo	68
2.3.4.6.1. Resultados	69
2.3.4.7. Estudio conjunto y resultados	71
2.4. Conclusiones del análisis	73
2.5. Recomendaciones	76
2.6. Pertinencia de un nuevo enfoque en el tratamiento de la EIA	79
3. CAPÍTULO TERCERO: Descripción de la situación actual y nuevas propuestas en los procesos de análisis de alternativas	81
3.1. Análisis de alternativas: Situación actual	81
3.2 Análisis de alternativas: Propuesta metodológica	83
3.2.1 El Proceso Analítico Jerárquico (AHP)	86
3.2.1.1 Determinación de los pesos relativos	92
3.2.1.2 Consistencia	96
3.2.1.2.1 Cálculo del índice de consistencia	97
3.2.1.3 Ejemplo:	99
3.2.1.3.1 Estructuración del modelo	99
3.2.1.3.2. Valoración de elementos	100
3.2.1.3.3 Análisis de las distintas	

opciones o alternativas	102
3.2.1.3.4 Síntesis	102
3.2.1.3.5. Análisis de sensibilidad	102
3.2.1.4 Precauciones a considerar con el Proceso Analítico Jerárquico	103
3.2.1.5 Herramientas de ayuda a la implementación del AHP	105
3.2.2 El Proceso Analítico en Red (ANP)	108
4. CAPÍTULO CUARTO: La evaluación de impactos ambientales	117
4.1 Situación actual: Los números <i>crisp</i>	117
4.1.1. Crítica al método de los números <i>crisp</i>	127
4.2. Una metodología alternativa: el método RIAM	128
4.2.1. Descripción del método	129
4.2.2. Críticas al método RIAM	133
5. CAPÍTULO QUINTO. Propuesta metodológica para una EIA mediante un enfoque basado en la lógica difusa	137
5.1. Perspectiva histórica	137
5.2. Propuesta metodológica. Consideraciones previas: indicadores y riesgos	143
5.2.1. Los indicadores ambientales	143
5.2.2. Los riesgos ambientales	148
5.3. Propuesta metodológica para una EIA basada en la lógica difusa: justificación y descripción	152
5.3.1. Primeras aproximaciones a la evaluación de impactos ambientales según principios difusos	157
5.3.2. Evaluación de impactos ambientales por medio de un Sistema de Inferencia Difusa (SIDEIA). Material y métodos	157
5.3.2.1. Tipos de inferencia	162
5.3.2.2. El modelo de inferencia difusa	163
5.3.2.2.1 Concepción y tratamiento de los impactos ambientales	163
5.3.2.3 Construcción del modelo: pasos	165
5.3.2.3.1 Especificación del problema y definición de las variables lingüísticas	165
5.3.2.3.2 Determinación de los conjuntos difusos	166
5.3.2.3.3 Construcción de la base de reglas difusas	166
5.3.2.3.4 Codificación de los conjuntos difusos, las reglas difusas y los procedimientos de inferencia	166
5.3.2.3.5 Evaluación y ajuste del sistema	167
5.3.2.4 Construcción del modelo: SIDEIA - Subsistema 1	167
5.3.2.5 Construcción del modelo: SIDEIA - Subsistema 2	175
5.3.2.6 Creación del modelo: SIDEIA - Subsistema 3	183
5.3.2.7 Validación del modelo	189
5.4 Conclusiones y recomendaciones finales	190
ANEXO: FUNDAMENTOS DE LÓGICA Y ARITMÉTICA DIFUSAS	191
Referencias	227

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA	Página
1: Principales países generadores de emisiones de CO ₂ a la atmósfera	12
2: Evolución porcentual de las emisiones de CO ₂ a la atmósfera	13
3: Distribución de Estudios de Impacto Ambiental por Comunidades Autónomas en España	23
4: Distribución de los proyectos por sectores económicos	24
5: Redactores de EsIA	28
6: Perfil profesional de los redactores de EsIA	29
7: Tratamiento del marco legal en los EsIA	36
8: Tratamiento del marco legal en los EsIA redactados por profesionales del grupo A	37
9: Tratamiento del marco legal en los EsIA redactados por profesionales del grupo B	38
10: Tratamiento del marco legal en los EsIA redactados por profesionales del grupo C	38
11: Consideración de alternativas en los EsIA	42
12: Consideración de alternativas en los EsIA (grupo A)	42
13: Consideración de alternativas en los EsIA (grupo B)	43
14: Consideración de alternativas en los EsIA (grupo C)	43
15: Tipos de incertidumbre en la toma de decisiones	45
16: Tipos de incertidumbre	47
17: Consideración de la incertidumbre en los EsIA	51
18: Consideración de la incertidumbre en los EsIA (grupo A)	51
19: Consideración de la incertidumbre en los EsIA (grupo B)	52
20: Consideración de la incertidumbre en los EsIA (grupo C)	52
21: Procedimiento de <i>scoping</i>	55
22: Relación de los inventarios ambientales con el proyecto en estudio	59
23: Adecuación de los inventarios al proyecto en el grupo A	59
24: Adecuación de los inventarios al proyecto en el grupo B	60
25: Adecuación de los inventarios al proyecto en el grupo C	60
26: Evaluación de impactos ambientales en los EsIA revisados	66
27: Evaluación de impactos ambientales en el grupo A	67
28: Evaluación de impactos ambientales en el grupo B	67
29: Evaluación de impactos ambientales en el grupo C	68
30: Dictamen facultativo en los EsIA	69
31: Dictamen facultativo (grupo A)	69
32: Dictamen facultativo (grupo B)	70
33: Dictamen facultativo (grupo C)	70
34: Comportamiento general de los dos grupos en los parámetros evaluados	73
35: Etapas del proyecto	85
36: Árbol de jerarquías	93
37: árbol jerárquico para Proceso Analítico Jerárquico	100
38: Ventana de selección de modo de juicio de <i>Expert Choice</i>	106
39: Priorización del alternativas en <i>Expert Choice</i>	107
40: Salidas gráficas posibles de <i>Expert Choice</i> .	107
41: Esquema del AHP	109
42: Estructura del ANP	110
43: Supermatriz de prioridades de ANP	112
44: Estructura de un componente de la supermatriz	112
45: Supermatriz ponderada	113
46: Modelo de problema de decisión con <i>Super Decisions</i>	114
47: presentación gráfica de las prioridades globales de las alternativas de un modelo en <i>Super Decisions</i>	115
48: Vista gráfica de las puntuaciones de todos los componentes en RIAM	132
49: Vista gráfica de los componentes con puntuación negativa / positiva en RIAM	133
50: Esquema básico de un sistema de inferencia difuso tipo Mamdani	160
51: Representación gráfica del centroide	162
52: Pantalla del editor gráfico FIS de MatLab (esquema del Subsistema 1)	168
53: Representación de la variable “Rareza” del Subsistema 1	169
54: Representación gráfica de la variable “Fragilidad” del Subsistema 1	169
55: Representación gráfica de la variable “Recuperabilidad” del Subsistema 1	170
56: Representación gráfica de la salida “Importancia” del Subsistema 1	170

57: Pantalla del editor de reglas de Fuzzy Toolbox. Subsistema 1	171
58: Visor de reglas y funcionamiento del Subsistema 1	174
59: Visor de superficie del Subsistema 1	175
60: Pantalla del editor gráfico FIS de MatLab (esquema del Subsistema 2)	176
61: Representación gráfica de la variable “Extensión” del Subsistema 2	177
62: Representación gráfica de la variable “Intensidad” del Subsistema 2	177
63: Representación gráfica de la variable “Transmisividad” del Subsistema 2	178
64: Representación gráfica de la variable “Persistencia” del Subsistema 2	178
65: Representación gráfica de la variable “Acumulación” del Subsistema 2	179
66: Representación gráfica de la salida “Impacto” del Subsistema 2	179
67: Visor de reglas y funcionamiento del Subsistema 2	181
68: Visor de superficie del Subsistema 2	181
69: Pantalla del editor gráfico FIS de MatLab (esquema del Subsistema 3)	184
70: Representación gráfica de la variable de entrada “Calidad” del Subsistema 3	185
71: Representación gráfica de la variable de entrada “Impacto” del Subsistema 3	185
72: Representación gráfica de la variable de salida “Valor impacto” del Subsistema 3	186
73: Ventana del editor de reglas del Subsistema 3	186
74: Ventana de reglas y funcionamiento del Subsistema 3	188
75: Visor de superficie del Subsistema 3	189
76: Conjunto difuso convexo	194
77: Conjunto difuso no convexo	193
78: Conjuntos normal y subnormal	194
79: α -cortes y conjunto difuso convexo	194
80: α -cortes y conjunto difuso no convexo	195
81: α -cortes, núcleo y soporte de un conjunto difuso	195
82: Diferencias entre las operaciones lógicas clásicas y multivalentes	199
83: Diferencias entre las operaciones lógicas clásicas y multivalentes	199
84: Conjunto difuso convexo	202
85: Sistema de inferencia difusa con dos entradas, tres reglas difusas y una salida	207
86: Modo de funcionamiento de una regla en un sistema de inferencia del tipo Sugeno	210
87: Esquema de un sistema difuso	211
88: Desdifusión	212
89: Resultado del operador difuso	213
90: Resultado del proceso de implicación	214
91: Agregación de las salidas	215
92: Representación gráfica del centroide	216
93: Representación del método <i>kernel</i>	217
94: Representación gráfica de la variable lingüística “Edad”	219
95: Representación gráfica de un número difuso tomando 11 α -cortes	222
96: Número difuso trapezoidal	223
97: Representación del número real 2.5	223
98: Representación del número triangular “alrededor de 2.5”	223
99: Representación del intervalo real [2.2,3.0]	224
100: Representación del intervalo difuso “alrededor de [2.2,3.0]”	224

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA	Pág.
1: Lista de símbolos de evaluación para EsIA	19
2: Características de un buen EsIA	20
3: Cuestionario para el proceso de <i>screening</i>	35
4: Tipos de incertidumbre	50
5: Beneficios potenciales del <i>scoping</i>	56
6: Buenas prácticas en <i>scoping</i>	57
7: Sinopsis de actividades y métodos de evaluación.	62
8: Clasificación de metodologías de evaluación de impactos	64
9: Valores de los impactos ambientales	65
10: Tabla de frecuencias observadas de parámetros realizados satisfactoriamente en los distintos grupos	71
11: Tabla de frecuencias esperadas de parámetros realizados satisfactoriamente en los distintos grupos	71
12: Valores individuales de χ^2	71
13: Porcentaje de parámetros realizados correctamente en los grupos A y B.	72
14: Escala fundamental para la comparación por pares	92
15: Índices aleatorios de Saaty	98
16: Características e importancia de los impactos ambientales	118
17: Pesos relativos de las características ambientales en el método de los números crisp	121
18: Matriz de importancia utilizada en el método de los números crisp	122
19: Categorías y escalas ambientales del método RIAM	130
20: Clasificación ambiental del método RIAM	131
21: Puntuaciones RIAM de un proyecto ficticio	132
22: Indicadores agro-ambientales de la FAO	146
23: Criterios para la selección de indicadores	148
24: Propiedades de las medidas de probabilidad y posibilidad	159



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

TRES DÉCADAS DE EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL EN ESPAÑA. REVISIÓN, NECESIDAD Y PROPUESTAS PARA UN CAMBIO DE PARADIGMA

RESUMEN

Desde la implantación de la Evaluación del Impacto Ambiental en España, hace ya más de tres décadas, ni los procedimientos ni el concepto mismo parecen haber experimentado evolución alguna, al menos a mejor.

Varios factores han contribuido a que, en la actualidad, la EIA se haya convertido en poco más que un requisito administrativo, en “una cosa más” que pedir a los promotores que pretendan implementar sus proyectos. La verdadera importancia de una EIA consistente y orientada a la protección y conservación del medio ambiente ha sido relegada a una posición de languidecimiento como principio y de obstáculo como requisito para el desarrollo.

Las causas deben buscarse entre varias razones:

- La apatía de la Administración y su propio interés en que el Medio Ambiente no tenga la entidad que la sociedad demanda (de lo cual es buena muestra el que en ninguna de las Administraciones del Estado, este goce de identidad propia, sino que se encuentra supeditado a otros principios políticamente superiores, como el urbanismo o la industria, de quienes es subsidiario en todos los casos) o de que sus competencias estén repartidas entre esas otras instancias “de rango superior”¹.
- La confusión normativa, distinta (a veces *muy* distinta) en las diferentes Comunidades Autónomas.
- La supeditación (completamente artificial y equivocada) de lo medioambiental a lo técnico.
- La falta de medios humanos de la Administración.

¹ En el caso de la Comunidad Valenciana, las competencias medioambientales están repartidas entre tres consellerías diferentes: Urbanismo y Vivienda, Agricultura y Gobernación.

- La falta de preparación, tanto entre el personal de la Administración como entre los profesionales del medio ambiente dedicados a la EIA.
- La bajísima calidad promedio de los Estudios de Impacto Ambiental que se vienen presentando ante la Administración.

En este último punto, el único que consideramos está en nuestras manos el contribuir a paliar, es en el que nos hemos centrado en nuestro trabajo, dividido en tres partes:

1. Trabajo de campo: Se evaluaron un total de 127 EsIA que, a falta de mayor colaboración por parte de la Administración, hubieron de ser obtenidos fundamentalmente de internet. De ellos, 77 se consideraron adecuados para su evaluación.
2. Procesos de evaluación de alternativas: Dada la habitual falta de un procedimiento claro y consistente de participación pública y elección de la mejor alternativa viable, exponemos algunos métodos matemáticamente consistentes de apoyo a la toma de decisiones.
3. Metodología de evaluación de impactos ambientales: En la actualidad, la metodología de evaluación de impactos más ampliamente utilizada es la llamada de los “números crisp”, o “números precisos”. Argumentamos la falta de consistencia matemática del procedimiento y proponemos la utilización de métodos basados en la lógica difusa; diseñamos, construimos y probamos un sistema de inferencia difusa al que llamamos SIDEIA, y proponemos su utilización como medio de incorporar la ineludible subjetividad, imprecisión e incertidumbre subyacente en gran cantidad de los datos relativos al medio ambiente necesarios para realizar la evaluación de impactos.

Palabras clave: Evaluación del impacto ambiental, estudio de impacto ambiental, impacto ambiental, lógica difusa, AHP, proceso analítico jerárquico, inferencia difusa, sistemas de inferencia difusa, incertidumbre, imprecisión.

ABSTRACT

Since the enforcement of the Environmental Impact Assessment procedures in Spain, more than three decades ago, neither the procedures nor the concept itself seem to have experienced any forward evolution.

Several issues have contributed to the fact that the EIA has hardly become nothing but an administrative requisite, a “one-more-thing” to demand to the developers if they mean to set up

their projects or activities. The real importance of a consistent and environment protection and conservation oriented EIA has been relegated to a languishing position as a principle and an obstacle as a qualification for the development.

The reasons have to be searched among several reasons:

- The languishment of the Administration and its own interest in keeping the Environment away from the specific weight that the society demands (none of the State's Administrations gives to the Environment bear its own identity and weight; instead, it is subordinated to other matters which are held as politically more high-ranking, such as town planning or industry, from which it is subsidiary in all cases), or in keeping their powers being shared between those other higher-rank bodies².
- A messy regulation, which is different (and sometimes *quite* different) between different Communities.
- A fully artificial and wrong subordination of environmental issues with respect to technical issues.
- The lack of the Administration's human resources
- The lack of preparation among the Administration's personnel and among the EIA professionals.
- The extremely low quality of the average EIS currently presented to the Administration.

It is on this last point where we have focused our work, which is divided in three parts:

1. Field work: 127 EIS were evaluated; because of a lack of collaboration from the Administration, they had to be obtained from the internet; 77 of them were finally considered appropriate for evaluation.
2. Alternatives' Assessment Process: Given the usual lack of a plain and consistent public participation and the selection of the best feasible alternative procedure, some mathematically robust decision aid methods are presented.
3. Environmental Impact Assessment methods: The currently most used environmental impact assessment procedure is the so called of the "crisp numbers". The lack of mathematic consistency of the procedure is argued and the use of alternative fuzzy logic-based methods is proposed. We design a fuzzy inference system to whom we call SIDEIA

² In the case of the Valencian Community, the Councils of Planning and Housing, Agriculture and Governance are currently sharing the powers and issues of the Environment.

and its use as a tool to incorporate the unavoidable subjectivity, imprecision and uncertainty underlying a great deal of the set of environmental data needed to evaluate impacts is proposed.

Key words: Environmental impact assessment, environmental impact statement, environmental impact, fuzzy logic, AHP, analytic hierarchic process, fuzzy inference, fuzzy inference systems, uncertainty, imprecision.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



CAPÍTULO PRIMERO

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

1. PRELIMINARES: EL ESTADO DE LA CUESTIÓN

1.1 La normativa ambiental en España: situación actual

En España, la normativa medioambiental arrancó con el Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación del Impacto Ambiental, que continuó con la promulgación del Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental.

Como en el resto de los países miembros de la UE, la normativa ambiental española es el producto de la trasposición de las sucesivas Directivas europeas en esta materia, que más tarde se fueron trasladando a las Comunidades Autónomas (Consejo Económico y Social de España, 2012, p. 29). Con la plena transferencia a estas últimas de las competencias en materia de medio ambiente, las autonomías interpretaron la normativa de manera diferente unas de otras, aportando matices y estableciendo sus propias normas que, en vez de formar un cuerpo común con la legislación estatal, fueron diversificándose e incorporando cada una su propia visión (Yáñez, 2007, p. 12).

Todo ello condujo, finalmente, a la existencia en España de una normativa ambiental estatal y diecisiete normativas autonómicas, que, en ocasiones, presentan diferencias relevantes entre unas y otras (Cantonnet & Aldasoro, 2012), lo cual provoca en la actualidad un considerable grado de confusión (Eirexas, 2009, p. 109), al que algunos autores califican de “barullo legislativo” (Casermeiro & Cerdán, 2011, p. 4); confusión que se da sobre todo entre los promotores, a la hora de comprender unos procedimientos que, para un mejor funcionamiento, deberían estar más homogeneizados, cuando no ser únicos para todas las Comunidades Autónomas. La percepción global es la de que la Evaluación del Impacto Ambiental (EIA) y que, por lo tanto, ella y el Estudio de Impacto Ambiental (EsIA) no constituyen más que un mero trámite legal, un requisito administrativo más que satisfacer para obtener la licencia pertinente (Matarrita, 2006, p. 8).

Estas diferencias antes aludidas se unen de manera sinérgica al hecho de que las propias normativas estatales y autonómicas presentan indefiniciones importantes en ciertas cuestiones

relevantes, como la de la formación específica en materia de medio ambiente que deberían poseer los técnicos a cargo de la elaboración de estudios ambientales.

En la actual dispersión legal en materia de medio ambiente y en las indefiniciones antes aludidas es donde habría que buscar algunas de las causas de la generalmente baja calidad de los EsIA que se presentan ante las Administraciones.

Glasson y col., por su parte, señalan, entre otras causas, la proliferación de lo que llaman “consultoras cowboy” (situación que también se da en España), en alusión a la disposición de algunas consultoras a aceptar cualquier rebaja en precios por la vía de sacrificar el tiempo, los **conocimientos especializados** y el equipamiento de los consultores (Glasson, et al., 2005, p. 246). De hecho, algunos autores vienen en señalar que los consultores ven cómo “*en todos los casos, excepto en los grandes proyectos, el presupuesto siempre es limitado y los EsIA se desarrollan en función de este*” (Radcliff & Edward-Jones, 1995), citado en (Glasson, et al., 2005, p. 246).

Por su parte, Gómez Orea hace referencia a la “*penetración [en el campo de la consultoría medioambiental] de diletantes y oportunistas que, con demasiada frecuencia, realizan estudios carentes de información, criterio y metodología*” (Gómez Orea, 2002, p. 25).

Así las cosas, debería resultar obvia la necesidad normativa de exigir una formación específica a los técnicos redactores de estudios ambientales. Sin embargo, los cuerpos jurídicos actualmente existentes, tanto en Europa como en España, descuidan completamente este extremo.

Así, el Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de Proyectos, dice en su artículo 5.1.d que “*el promotor de un proyecto sometido al proceso de EIA deberá “elaborar” el correspondiente EsIA*” (lo cual, lógicamente, significa tan solo que lo deberá aportar a sus expensas), sin hacer mención alguna, ni imponer condiciones con respecto a la autoría del mismo.

Por su parte, la Ley 6/2010, de 24 de marzo, por la que se modifica el Texto Refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, aprobado por el R.D.L. 1/2008, de 11 de enero, en su Artículo Único, apartado 4, punto 4, dice textualmente:

“El estudio de impacto ambiental de los proyectos sometidos a la evaluación de impacto ambiental de la Administración General del Estado, deberá identificar a su autor o autores mediante nombre, apellidos, titulación y documento nacional de identidad.”

De nuevo, no se hace mención alguna acerca de la titulación o formación específica que el autor o autores deberían reunir para estar en condiciones de firmar un EsIA; de hecho, técnicamente, ni siquiera se excluye de manera explícita a quienes no posean titulación alguna. Se deja completamente aparte el hecho de la necesaria formación en materia de medio ambiente para poder opinar de manera consistente en cuestiones de impacto medioambiental.

En el mismo sentido se orientan los contenidos de la Ley 17/2009, de 24 de noviembre, de Libre Acceso a las Actividades de Servicios y su Ejercicio, que atiende ciega y exclusivamente a las lícitas e indiscutibles cuestiones de libertad de circulación de los profesionales de servicios en el ámbito de la UE, obviando sin embargo la necesaria potestad reguladora en lo que concierne a la adecuada formación de los profesionales que intervengan en cualquiera de las materias de los procesos de evaluación del impacto ambiental, particularmente en lo tocante a la elaboración de los EsIA. Así, solo habla de una manera vaga y genérica de “protección del medio ambiente”, sin concretar en ningún momento ni en qué consiste la citada protección ni, mucho menos, actuar en el sentido de la protección que repetidamente invoca.

La normativa anterior es, inequívocamente, el resultado de una trasposición simplista de la Directiva 2006/123/CE, de 12 de diciembre, del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a los Servicios en el Mercado Interior, que declara explícitamente en su primer considerando que:

“[...] A la hora de eliminar estas barreras es esencial velar por que el desarrollo de actividades de servicios contribuya al cumplimiento de la tarea, establecida en el artículo 2 del Tratado [de la UE], de promover “un desarrollo armonioso, equilibrado y sostenible de las actividades económicas en el conjunto de la Comunidad, un alto nivel de empleo y de protección social, la igualdad entre el hombre y la mujer, un crecimiento sostenible y no inflacionista, un alto grado de competitividad y convergencia de los resultados económicos, un alto nivel de la calidad del medio ambiente, la elevación del nivel y de la calidad de vida, la cohesión económica y social y la solidaridad entre los Estados miembros”.

Igualmente, la misma Directiva declara, en su séptimo considerando, que:

“[...] también tiene en cuenta otros objetivos de interés general, incluida la protección del medio ambiente...”

No obstante la vaguedad de la norma al referirse repetidamente al concepto (etéreo, en este contexto) de “protección del medio ambiente”, debería entenderse por parte de los Estados miembros que el asunto de que trata la Directiva no es otro que el de la *libre circulación de los prestadores de servicios por el territorio de la UE*. Nada dice al respecto de la libertad a los Estados miembros para exigir determinados requisitos a los profesionales que presten determinados servicios, como, en el caso que nos ocupa, en el campo del medio ambiente; así, el artículo 16.1.b de la Directiva estipula que los Estados miembros no supeditarán el acceso a una actividad de servicios o su ejercicio a requisitos que no respeten el principio de *necesidad*, en cuyo caso:

“[...] el requisito deberá estar justificado por razones de orden público, de seguridad pública, de salud pública o de protección del medio ambiente.”

A esa misma cuestión se hace referencia en el artículo 17.3 de la misma Directiva.

Naturalmente, consideramos que es necesario tener conocimientos específicos de medio ambiente para estar en condiciones de protegerlo de manera adecuada frente a los efectos adversos que pudieran derivarse sobre el mismo, a causa de la implementación de determinados proyectos o actividades. Lo cual no es contrario en absoluto ni a la letra ni al espíritu de la Directiva.

Tan absurdo sería a nuestro juicio que el redactor del proyecto para una instalación nuclear no fuese un ingeniero industrial debidamente formado, cualificado y especializado, o que el proyecto de un edificio de oficinas o un hotel no fuese suscrito por un arquitecto debidamente capacitado, como lo es el que un EsIA no deba estar obligatoriamente elaborado por profesionales competentes en materia de medio ambiente.

El artículo 47.1 de la Ley 11/2003, de 8 de abril, de Prevención Ambiental de la Comunidad de Castilla y León, explicitaba que:

“Los Estudios de Impacto Ambiental deberán ser realizados por equipos o empresas cuyos miembros posean la titulación, capacidad y experiencia suficientes.”

Aun sin especificar cuáles deberían ser esos requisitos, un desastroso paso atrás se dio con la roma y absurda interpretación y trasposición de la Directiva 2006/123/CE, de tal modo que

aquella consistente disposición quedó anulada con la promulgación del Decreto Ley 3/2009, de 23 de diciembre, de Medidas de Impulso de las Actividades y Servicios en Castilla y León que, en su Título IV, dice:

“Con el fin de garantizar el libre acceso a la prestación del servicio de redacción de estudios de impacto ambiental, se elimina la necesidad de que esta actividad se desarrolle por equipos que hayan obtenido la homologación previa por parte de la Administración de Castilla y León”.

Absolutamente nada tiene que ver la adaptación de la Directiva 2006/123/CE a la normativa de Castilla y León con la supresión de la homologación (basada en la formación específica en materia de medio ambiente) de los técnicos cualificados para elaborar los EsIA.

Con tan desafortunada actuación, son solo Cantabria y Valencia las únicas comunidades autónomas españolas que actualmente y en plena conformidad con la normativa comunitaria prescriben la necesidad de que los técnicos que elaboren los EsIA tengan formación específica en materia de medio ambiente.

En el caso de Cantabria, la Ley 17/2006, de 11 de diciembre, de Control Ambiental Integrado, dicta, en su artículo 28.2, que:

“El estudio [de impacto ambiental] será redactado por profesionales o equipos de profesionales con acreditada capacidad y solvencia técnica ambiental.”

De manera aún más concreta, en su Disposición Adicional Primera, estipula que:

“Los estudios de impacto ambiental [...] serán redactados por profesionales o equipos de profesionales cuya capacidad y solvencia técnica quede acreditada por la titulación y experiencia de sus miembros.”

Por otra parte, el Decreto 19/2010, de 18 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de la ley anterior, ratifica la cuestión en su artículo 58.3, en el que se dice:

“El estudio de impacto ambiental será realizado por profesionales o equipos de profesionales cuya capacidad y solvencia técnica quede acreditada por la titulación y experiencia de sus miembros en los términos previstos en la Disposición Adicional Primera de la Ley de Cantabria 17/2006, de 11 de diciembre.”

Por lo que respecta a la Comunidad Valenciana, el Decreto 32/2006, de 10 de marzo, del Consell de la Generalitat, por el que se modifica el Decreto 162/1990, de 15 de octubre, de Consell de la Generalitat, por el que se aprobó el Reglamento para la ejecución de la Ley 2/1989, de 3 de marzo, de Impacto Ambiental de la Generalitat Valenciana, se refiere en su artículo 15 a la autoría de los EsIA de manera incluso más explícita, diciendo:

“El estudio de impacto ambiental habrá de estar suscrito por titulado experto en alguna de las diferentes materias de naturaleza ambiental que estén en relación con el proyecto concreto sujeto a evaluación y visado por el colegio profesional correspondiente. El firmante asume con su firma la responsabilidad del contenido del estudio de impacto ambiental.”

1.2 Perspectivas a corto plazo

La entrada en vigor de la ley 21/2013, de 9 de diciembre, de Evaluación Ambiental (que en el momento de la redacción del presente capítulo de esta tesis se encontraba en fase de proyecto) pretende la incorporación de las Directivas 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de junio, sobre la Evaluación de los Efectos de determinados Planes y Programas sobre el Medio Ambiente (Evaluación Ambiental Estratégica) y la 2011/92/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de diciembre, relativa a la Evaluación de las Repercusiones de determinados Proyectos Públicos y Privados sobre el Medio Ambiente al ordenamiento jurídico español, supone, de hecho, un cierto paliativo a la situación hasta aquí descrita, en particular en lo relativo a la actual confusión descrita y existente entre las distintas comunidades autónomas debido a la profusión de normas diferentes para cada una de ellas; en efecto, dado su carácter de legislación estatal básica, sus disposiciones serán de aplicación obligatoria en todo el territorio nacional, a salvo de que las Comunidades Autónomas tendrán la facultad constitucional de poder establecer normas adicionales de protección¹, según lo establecido en el artículo 149.1.23 de la Constitución Española.

La transferencia de competencias en materia de medio ambiente a las Comunidades Autónomas, así como la existencia previa del Decreto 1131/1988, hacen que no resulte necesaria la

¹ Lo cual podría retrotraernos nuevamente a la situación de deslocalización descrita.

aprobación de un desarrollo reglamentario de la ley 21/2013 para que se apruebe su aplicación práctica.

Ya en el párrafo 6 de la Exposición de Motivos, su Anteproyecto, de fecha 18 de abril de 2013, asumía las recomendaciones del Informe del Consejo Económico Social de 2012 (Consejo Económico y Social de España, 2012), que proponía una armonización de procedimientos que incida en evitar diferencias injustificadas entre Comunidades, en materia de medio ambiente.

La nueva ley 21/2013 significa, de hecho, la unificación bajo una misma norma del R.D.L. 1/2008 y de la Ley 9/2006, de 28 de abril, sobre Evaluación de los Efectos de determinados Planes y Programas en el Medio Ambiente².

El mayor efecto positivo de la entrada en vigor de la ley 21/2013 refiere es, aparte del mencionado en cuanto al carácter de legislación básica y vigente para todo el estado español y, por lo tanto, reductor de la actual dispersión normativa, el de la unificación de los procedimientos de Evaluación Ambiental Estratégica y de Evaluación de Impacto Ambiental, hasta ahora innecesariamente separados.

No obstante, con la promulgación de la nueva Ley de Evaluación Ambiental, siguen quedando sin solución importantes cuestiones, como la ya mencionada de la formación específica que deberían poseer los técnicos a cargo de la autoría y formación en la elaboración de EsIA. En efecto, la nueva ley tan solo manifiesta, en su artículo 15, *Capacidad técnica y responsabilidad del autor de los estudios y documentos ambientales*, que:

“[los estudios ambientales] deberán ser realizados por personas que posean la capacidad técnica suficiente, de conformidad con las normas sobre cualificaciones profesionales y la educación superior [...]”

Con lo cual volvemos a encontrarnos en la misma situación preexistente y mayoritaria entre las distintas Comunidades Autónomas en lo tocante al importante tema de la formación en materia de medio ambiente de los técnicos redactores de estudios ambientales. Ello a pesar de las referencias a la exigencia de Estudios Ambientales *de calidad*, concepto al que se alude repetidamente en el artículo 16 y siguientes, sin concretar en ningún momento cuáles deben ser

² La ley 9/2006 introduce en la normativa ambiental española el concepto de Evaluación Ambiental Estratégica, reconociendo las carencias que hasta el momento se había experimentado a la hora de prevenir o corregir efectos ambientales adversos en las fases de toma de decisiones anteriores a la de proyecto.

los criterios para evaluarla, quedando así por completo a discreción de un evaluador para el que tampoco se fijan requerimientos.

Como antes hemos mencionado, la falta de formación específica en materia de medio ambiente sería una de las causas más importantes que inciden en la baja calidad de los EsIA (Arévalo & Díaz, 1997, p. 78). En este sentido, la nueva ley es continuista, no habiendo en ella referencia alguna a la formación específica en materia de medio ambiente para los profesionales que suscriban la elaboración de estos estudios, más allá de que estos deben tener la “capacidad técnica suficiente” para ello (art. 16.1), sin concretar tampoco qué debemos entender por “capacidad técnica suficiente”. A nuestro juicio, un error de grueso calibre, según antes hemos mencionado y más adelante argumentaremos.

Por otra parte, la introducción de la variable ambiental³ no parece haber calado suficientemente entre los promotores y sigue siendo percibida como una traba (Arévalo & Díaz, 1997), tanto por parte de las empresas (Matarrita, 2006) como de los Gobiernos⁴ (Arévalo & Díaz, 1997, p. 72), cuando la realidad es que es precisamente la no consideración del valor intrínseco del medio ambiente a la hora de implementar proyectos, la que puede ocasionar pérdidas irreparables en aquel y/o encarecimientos y demoras innecesarias en estos.

Sin entrar en el contenido, el título de cierta publicación es significativo: “Las *cargas administrativas* soportadas por las empresas españolas: Estudio de la Autorización Ambiental Integrada” (Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas, CEOE y CEPYME, 2011). Se pierde de vista que la verdadera carga para la sociedad reside en no contemplar y asumir adecuadamente la variable ambiental como parte inseparable de todo proyecto.

En lo tocante a la Comunidad Valenciana, se promulgó recientemente la ley 5/2014, de 25 de julio, de la Generalitat Valenciana, de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Paisaje de la Comunidad Valenciana, que viene a derogar una buena parte de la normativa medioambiental hasta ahora vigente y que acomoda al territorio de la Comunidad Valenciana los contenidos de la ley 21/2013.

³ Ley 6/2010, de 24 de marzo, de modificación del Texto Refundido de la ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos, aprobado por el R.D.L. 1/2008, de 11 de enero.

⁴ Existen como prueba casos ciertamente llamativos, como el del embalse del río Umia en Caldas de Rei, relatado más adelante, o el muy discutible proyecto de desmantelamiento de la plataforma Castor, decidido por el Gobierno de España de manera completamente apriorística y obviando completamente cualquier consideración medioambiental.

La ley valenciana, reconociendo explícitamente la necesidad de resolver la anterior situación de “cuasi-caos” y de unificar criterios y procedimientos, abre sin embargo una peligrosa puerta a la subvaloración de la variable ambiental, a nuestro juicio mucho más alarmante por estar recogida precisamente en un instrumento legal de primer orden. Tal circunstancia viene claramente recogida ya en la frase final del último párrafo del preámbulo, al decir textualmente que en la ley se establecen:

“[...] instrumentos especiales para aquellas iniciativas que, por su carácter singular, por la necesidad de su implantación inmediata y por su elevado impacto en la creación de empleo, requieren una mayor celeridad en su tramitación para no perder oportunidades en el territorio.”

La anterior declaración de principios, hecha precisamente en el contexto de la que se constituye cualitativamente en primera norma medioambiental de la Comunidad Valenciana, abre la posibilidad de actuaciones completamente discrecionales por parte de la Administración, que “puede entender”, y por lo tanto, favorecer legalmente y sin ambages, determinadas actuaciones que eventualmente puedan resultar dañosas para el medio ambiente, soslayando o postergando a lugares impropios la necesaria participación pública en el proceso de EIA.

Con todo lo anterior se favorece y, de alguna manera, “justifica”, una falta de sensibilidad en lo tocante al medio ambiente que hace que, en ocasiones, y mucho más en circunstancias de fuerte crisis económica, ciertas empresas jueguen de manera desaprensiva con los ciudadanos al juego del “o medio ambiente o trabajo”, manipulándolos y enfrentándolos artificiosamente en sendos bandos aparentemente irreconciliables, divididos entre los que defienden el derecho a un medio ambiente de calidad y los que defienden el puesto de trabajo, como se aprecia particularmente en algunos municipios en los que se intentan implementar proyectos ambientalmente conflictivos y que, por tanto, generan un grado de contestación social, a veces muy importante. Tal es el caso, por ejemplo del proyecto de explotación de oro a cielo abierto de Boinás, en el Concejo asturiano de Belmonte de Miranda (El refugio del oro, 2012). En el documental de referencia⁵ se recoge la opinión de cierta “experta en economía” (sic), que dice explícita y textualmente que:

⁵ El documental puede recabarse a partir de la página: http://www.antena3.com/programas/equipo-investigacion/noticias/refugio-oro_2012102500016.html

“[...] los presuntos impactos [de la minería del oro] sobre el medio ambiente son meras “exageraciones ecologistas”.

Lo que constituye un magnífico y explícito exponente del actual y persistente divorcio entre ciertas empresas (bastantes de ellas cada vez más salvajes en su comportamiento frente al medio ambiente) y la sociedad demandante de calidad medioambiental. Si hacemos una fácil generalización tendremos abierta la disyuntiva “economía vs medio ambiente”. Lo cual es signo inequívoco de una miopía intelectual extraordinaria.

En España, la ausencia de compromiso político en forma, entre otras, de una legislación que exija explícita y decididamente a los redactores de estudios ambientales una formación que la lógica y la realidad demandan, no contribuye en nada a que la calidad técnica de unos estudios que deben servir para proteger de manera eficaz el medio ambiente frente a las consecuencias de políticas, planes, programas y proyectos, se vea finalmente elevada hasta el nivel que la sociedad en su conjunto exige.

Quedan perfectamente claros el “qué” y el “cómo”; pero, sin embargo, sigue sin concretarse la importante cuestión de las exigencias acerca del “quién”.

1.3 El resto del mundo

Otros ejemplos de salvajismo empresarial, quizás aún más graves y sangrantes, son los que ofrecen grandes corporaciones, como la minera canadiense **INCO** que, en su búsqueda a ultranza de metales ha devastado grandes áreas de Sarawak (Indonesia), arrasando los derechos a la tierra y a los modos de vida tradicionales de los pueblos indígenas a los que han afectado sin ningún escrúpulo y de manera probablemente irreversible⁶, o como las petroleras **Exxon Mobil**, **Chevron** o **Petronas**, que hacen lo propio en varios países de África. Abundantes testimonios de lo anterior pueden obtenerse del sitio web de la organización “Friends of the Earth International”⁷. Naturalmente, se trata en estos casos de acciones que las compañías responsables no podrían llevar a cabo en sus respectivos países de origen en las condiciones en las que se les permite hacerlo en terceros países, debido a que en estos últimos, a los que las

⁶ Incluso con la ocupación de enormes áreas de suelo fértil hasta entonces utilizado por la población autóctona, con la única finalidad de construir campos de golf para sus trabajadores.

⁷ <http://www.foei.org/es/resources/testimonies>

exportan y en los que actúan de manera tan impune, existen circunstancias de base (falta de normativa y sensibilización ambiental, corrupción institucional, etc...) que los convierten en campos abonados para la rapiña y el expolio más evidentes.

Cuestión aparte es la de países supuestamente desarrollados que muestran abiertamente su falta de respeto al medio ambiente, cuyo caso paradigmático es China, responsable en 2012, según datos de The Global Carbon Project⁸ y con una emisión neta de 9.621 millones de toneladas, del 27% de las emisiones totales mundiales de CO₂, y país cuyos gobernantes, pese a las declaraciones de buenas intenciones manifestadas por el actual Primer Ministro Li Keqiang, que prometió “limpiar el suelo, el aire y el agua contaminados”, anteponen a toda otra consideración el fuerte crecimiento económico del país y temen que la lucha contra la contaminación aboque a una ralentización de su economía y un aumento del paro que pudieran poner en peligro el gobierno del PCCh. A ellos se suma la opinión de personas de los ámbitos de la ciencia que, como Wang Zheng, investigador de la Academia de Ciencias China, señalan que China “no debe arriesgar su prosperidad en aras de la reducción de emisiones” por considerar que “esto puede acabar con el crecimiento próspero y estable y desencadenar una crisis económica” (Buckley, 2013).

El segundo lugar en producción mundial de emisiones de CO₂, cuyo total se sitúa en los 35.418 millones de Tm en 2012, lo ocupan los Estados Unidos, con 5.118 millones de Tm (14%), seguidos por India, con 2240 millones de Tm (6.3%), la Federación Rusa, con 1.802 millones de Tm (5.1%) y Japón, con 1.254 millones de Tm (3.5%).

En Europa, el mayor generador de emisiones de CO₂ a la atmósfera es Alemania, con 732 millones de Tm (2.1%), seguido a distancia por el Reino Unido, con 471 millones de Tm (1.3%), Italia, con 375 millones de Tm (1,1%) y Francia, con 343 millones de Tm (1%).

La contribución de España (séptimo país europeo⁹ en emisiones de CO₂ a la atmósfera) fue de 277 millones de Tm, el 0.8%.

⁸ <http://www.globalcarbonproject.org/>

⁹ Octavo, según informaciones ofrecidas por el Gobierno de España, en noticia aparecida en La Sexta Noticias, edición de tarde, de fecha 25/11/2014.

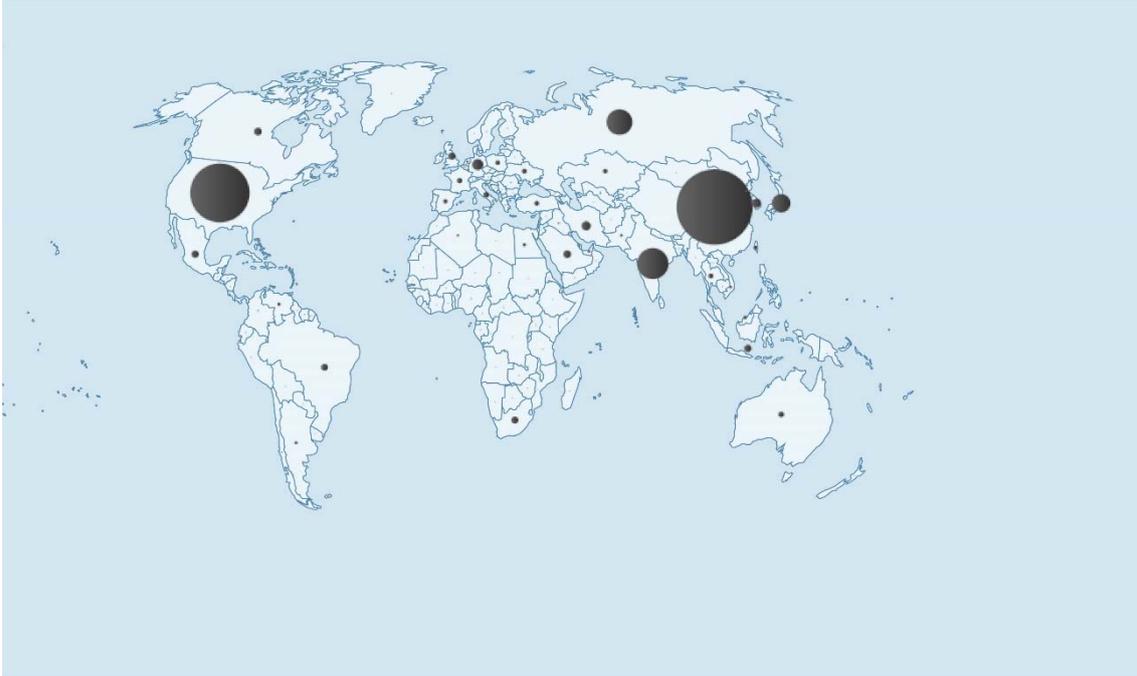


Fig. 1: Principales países generadores de emisiones de CO₂ a la atmósfera según sus aportaciones al total mundial en 2012 (de The Global Carbon Project).

Además, según las mismas fuentes, las tasas de crecimiento de emisiones para los mayores contribuyentes fueron las siguientes:

India: +7.7%

China: +5.9%

USA: -3.7%

UE28: -1.3%

La evolución en el total de emisiones de CO₂ a la atmósfera en millones de Tm por parte de los mayores productores mundiales se puede observar en la serie de 1960 a 2012 reflejada en la figura siguiente:

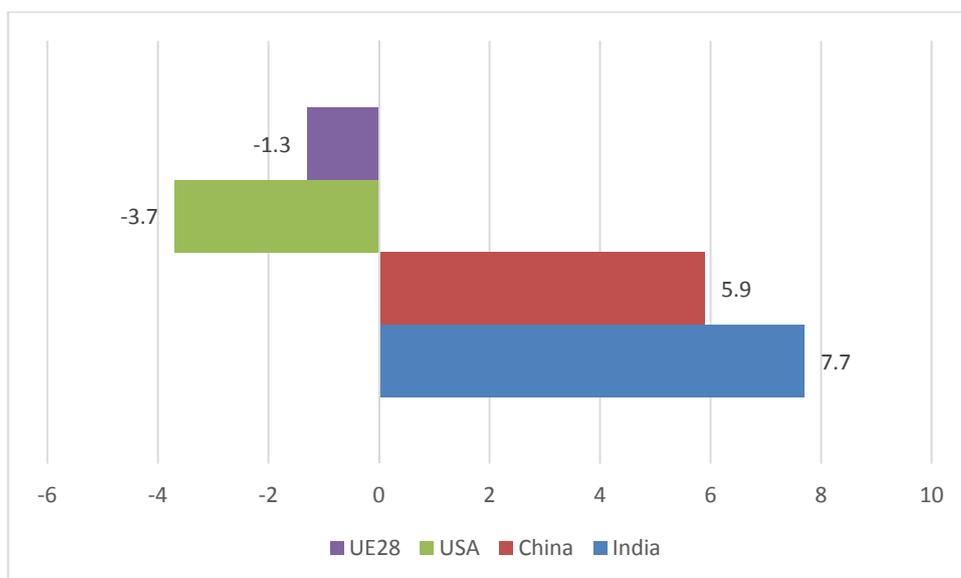


Fig. 2: Evolución porcentual de las emisiones de CO₂ a la atmósfera por parte de los mayores productores entre 2011 y 2012. (Elaboración propia a partir de datos obtenidos de The Global Carbon Project).

Pese a lo ilustrativo de la gráfica anterior, no olvidemos, no obstante, que los datos que la generan pueden resultar engañosos: es preciso tener en cuenta que como consecuencia directa del Protocolo de Kyoto nació y se desarrolló un mercado de cuotas de emisión de CO₂ que pronto se reveló profundamente especulativo (Cerrillo, 2009), funcionando al más puro estilo de economía bursátil; de hecho, como un mercado de *commodities* energéticas que está basado fundamentalmente en contratos de futuro (REPSOL, 2013) y que, como tal, se halla sujeto a los intereses y veleidades de un mercado globalizado, pudiendo dar lugar a visiones erróneas y resultados más que dudosos, al facilitar que determinados países ricos puedan comprar a países pobres sus cuotas de emisión y desvirtuando así el conjunto (e hipotecando, de paso, determinadas iniciativas de desarrollo industrial sobre los países más pobres que, al final, podrían ser los que verdaderamente soportasen el grueso del peso del desarrollo de los países ricos, aumentando cada vez más las brechas y desigualdades entre países ricos y pobres). Se trata a nuestro juicio de una mercantilización, sin más, del medio ambiente.

Por su parte, Europa tampoco parece hacer demasiado por afirmar posturas eficaces en favor del principio del Desarrollo Sostenible pues, si bien son ciertos los esfuerzos en el sentido de establecer una política común en el campo medioambiental, no es menos cierto que las políticas comerciales europeas permiten la entrada en el territorio de la UE a productos de muy baja calidad y garantías, fabricados en este tipo de países que funcionan bajo un régimen laboral de

esclavitud (no debemos olvidar que el medio social es también una parte del medio ambiente) y con una gran permisividad en lo que a contaminación ambiental se refiere (China Blue, 2005).

Lógicamente, al ahorrar en protección social y medioambiental, cuestiones ambas que representan un coste económico considerable, los productos resultan a muy bajo precio, mención aparte de sus niveles de calidad; y el efecto infalible de su penetración en el mercado europeo se entiende en los sectores industriales de Europa, y no sin falta de razón, como un fuerte agravio comparativo, motivo por el cual no pocas empresas europeas deciden trasladar sus centros de producción a lugares donde no tendrán las obligaciones y costes medioambientales y sociales que se les imponen en Europa.

Las consecuencias directas son, por un lado, el deterioro del medio social de los países que decidieron proteger el medio ambiente, debido al incremento del paro laboral que se ocasiona y, por otro, la apertura de puertas al aludido sentimiento de agravio comparativo por parte de los empresarios que continúan produciendo en los países de origen¹⁰.

1.4 Necesidad del presente estudio. Definición de las hipótesis de trabajo

A lo largo de nuestra experiencia profesional y docente hemos tenido ocasión de comprobar las evidentes deficiencias observadas, tanto en los EsIA como en el procedimiento mismo de EIA.

Lo anterior justifica por sí mismo la necesidad de un estudio que ponga en evidencia las mencionadas taras documentales y procedimentales, cuestión que nos proponemos en el presente trabajo.

Partiremos, por tanto, de las siguientes hipótesis de trabajo:

1. Para un adecuada consistencia de los EsIA, el personal a cargo de su redacción de los EsIA debe poseer una formación específica en materia de medio ambiente; de lo contrario resultarán en documentos inconexos y poco o nada consistentes. Si ello es

¹⁰ Para cierto tipo de empresarios es mucho más fácil y barato producir o comprar directamente los bienes en los países “baratos”, donde no se soportan los desembolsos económicos que suponen los medios de protección medioambiental y social, e importarlos después a Europa, que continuar con sus actividades en el continente. Las políticas y acuerdos comerciales transnacionales y a gran escala (acuerdos comerciales entre países europeos y otros, y políticas comerciales de la UE, por ejemplo) refrendan, de hecho, la poca atención dedicada al medio ambiente en Europa o América del Norte, más allá de lo puramente nominal.

cierto, existirán diferencias objetivas entre las calidades respectivas de los EsIA, en función de la formación o el perfil profesional de los redactores.

2. El proceso de EIA es un suceso eminentemente participativo y que debe contar con la opinión y sentimientos de la población potencialmente afectada por los planes, programas o proyectos que eventualmente sean sometidos a EIA.

Se debería, por tanto, procurar la adaptación en el proceso de elaboración de los EsIA de un protocolo de operaciones que implícitamente hiciera necesaria la *participación activa* de la ciudadanía, hoy reducida en la práctica a la eventual presentación de alegaciones durante el período de exposición pública de los proyectos y sus EsIA.

Sobre la base de lo anteriormente dicho, planteamos la incorporación de una metodología cuya utilización implique de manera insoslayable un proceso activo de información y participación ciudadana, la consideración de las ideas y sentires públicos y un tratamiento de los mismos con base rigurosamente matemática, cuyo objetivo final es el de elegir, de entre las propuestas, la mejor alternativa posible.

3. Las metodologías usuales de evaluación de impactos ambientales, cuando existen, adolecen de una falta de base matemática que las haga consistentes. Esa falta de base científica puede ser rápida y fácilmente percibida por el público medianamente formado y crítico y contribuye de manera notable a la devaluación del procedimiento mismo de EIA, al revestir a aquellas ante la ciudadanía de cierto matiz de capricho aritmético disfrazado de un inexistente rigor científico. Tal es la percepción que hemos podido comprobar que existe entre el alumnado de las asignaturas de Evaluación del Impacto Ambiental, a lo largo de nuestra experiencia docente.

Con el fin de reconquistar la hoy perdida seriedad con la que el procedimiento de EIA fue concebido y recuperar, bien sea en parte, el respeto por el procedimiento, se hace necesario contar con métodos de evaluación de impactos más realistas y sólidamente cimentados sobre la base de la corrección lógica y matemática.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



CAPÍTULO SEGUNDO

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

2. CAPÍTULO SEGUNDO. ESTUDIO DE LA SITUACIÓN ACTUAL Y TRABAJO DE CAMPO

La base documental de la EIA es, junto al proyecto técnico, el EsIA. Naturalmente, una de las claves para una buena protección medioambiental es un buen nivel de calidad del mismo. Sin embargo, como veremos a continuación, ese no es habitualmente el caso cuando se analizan los EsIA presentados ante la Autoridad Ambiental.

2.1 Introducción: La calidad de los EsIA en el mundo

La baja calidad que en la actualidad presentan los estudios ambientales en general y los EsIA en particular no es una característica exclusiva de España; antes bien, resulta ser un mal común que aflige a la práctica totalidad de los países que disponen de base normativa en materia de medio ambiente. Así, en Sudamérica, por ejemplo, Perú (Gamboa, 2012) (Valladares, 2012), Argentina (Anguita, 2013, p. 3) o Chile (Correa, 2012) no son una excepción en lo tocante al bajo nivel aludido de los EsIA.

En Norteamérica, Smyth señala la baja calidad de los EsIA del sector de la minería en Alberta (Canadá), que presentan un alto nivel de generalizaciones vagas, basadas fundamentalmente en métodos pobremente explicados y enfoques basados en una perspectiva estática de los ecosistemas, apareciendo la información ofrecida, insuficiente en contenido y calidad, como una especie de proceso de “rellenar huecos”, poniendo de relieve la urgente necesidad de mejorar la base técnica de los estudios (Smyth, 2005).

En Europa, cabría preguntarse las causas de que la mitad de las Declaraciones de Impacto Ambiental de los Estados miembros, no cumplan debidamente con los requisitos de la Directiva 97/11/CE (Comisión Europea, 2003).

En España, las críticas al nivel de calidad de los EsIA son cada vez más frecuentes. Así, además de opiniones como las de Arévalo y Díaz (Arévalo & Díaz, 1997), la organización SEO-Birdlife publicó en 2012 un informe sobre el impacto de proyectos eólicos sobre la fauna en el que se asegura que los EsIA presentados no cumplen con casi ninguna de las condiciones exigidas para

evaluar el impacto de los parques eólicos sobre este factor medioambiental (Atienza, et al., 2012, p. 15).

En conjunto, la baja calidad de los documentos presentados a las Autoridades Ambientales, unida en no pocas ocasiones a una aparente falta de interés por parte de las mismas, viene a generar la percepción de que los EsIA son tan solo un requisito administrativo más, un complemento formal a la documentación que se aporta para poder llevar a cabo decisiones ya tomadas de antemano (Valladares, 2012, p. 20).

Básicamente, la revisión de la literatura disponible nos orienta hacia tres causas principales a la hora de señalar las razones de la baja calidad constatada de una buena parte de los EsIA que se presentan para su evaluación:

- Indefinición y falta de exigencia de la normativa ambiental con respecto a los estándares de calidad exigibles, unidas a la dispersión y confusión de la misma (Casermeiro & Cerdán, 2011), con causa probable en una falta de sensibilidad del gobierno central y de los gobiernos autonómicos en materia medioambiental (Arévalo & Díaz, 1997, p. 72).
- Falta de personal en la Administración para la revisión de los EsIA (Arévalo & Díaz, 1997, p. 74 y 75).
- Falta de formación de los redactores (y, eventualmente, de los revisores de la Administración) propiciada por la contratación en precios a la baja, que priman sobre la experiencia y formación de los técnicos redactores (Arévalo & Díaz, 1997, p. 78 y 79).

Adicionalmente, nosotros señalaríamos una perceptible (y voluntaria y muy cómodamente ignorada) falta de consistencia en las metodologías de evaluación de impactos (De Tomás, 2013), de la que más adelante hablaremos extensamente y que, precisamente, viene a dar pie a una parte de nuestra propuesta.

En su estudio sobre la calidad de los EsIA, Lee y Colley (Lee & Colley, 1992) se centraron en cuatro parámetros de estimación:

- Descripción general del proyecto, del entorno y de las condiciones de partida.
- Identificación y evaluación de los impactos principales.

- Alternativas y mitigación de impactos.
- Comunicación de los resultados.

Más tarde, otros autores propusieron un protocolo para la evaluación de la calidad de los EsIA presentados a la Administración, adoptando, como parte de un “paquete de evaluación de EsIA” diseñado por ellos previamente, una serie de códigos que hacen referencia a la valoración de los parámetros de calidad por ellos fijados (Lee, et al., 1999):

<u>Símbolo</u>	<u>Explicación</u>
A	Tareas relevantes bien desarrolladas; no se han dejado tareas importantes incompletas.
B	Satisfactorio y completo en general, solo con pequeñas omisiones o insuficiencias.
C	Se puede considerar satisfactorio, a pesar de omisiones e insuficiencias.
D	Algunas partes están bien realizadas pero, en conjunto, deben ser consideradas como no satisfactorias a causa de omisiones o imprecisiones.
E	No satisfactorio, con omisiones o imprecisiones significativas.
F	Muy insatisfactorio; tareas importantes pobremente realizadas o no abordadas.
NA	No aplicable. La revisión del tema no es aplicable, o resulta irrelevante en el context de este estudio.

Tabla 1: Lista de símbolos de evaluación para EsIA (de Lee et al., 1999).

No obstante, a los efectos de nuestro trabajo lo anterior no supone sino un sistema de catalogación de escaso interés para nuestros fines.

En los Estados Unidos, Munn propuso, ya en 1979, la adopción de un cuestionario con el que se pudiera aproximar la validez de un EsIA, una vez realizado este (Munn, 1979).

También la UE muestra su preocupación por la calidad de los EsIA, hasta el punto de haber elaborado una especie de “decálogo” que recoge lo que debieran ser las claves de un buen EsIA, el cual habría de reunir las siguientes características (European Communities, 2001, p. 13):

- Estructura clara y secuencia lógica (por ejemplo, describiendo las condiciones de partida existentes, predicción de impactos -naturaleza, alcance y magnitud-, posibilidad de mitigación, medidas de corrección y significancia de los impactos inevitables/residuales para cada factor medioambiental).
- Tabla de contenidos al principio del documento.
- Descripción clara del procedimiento de autorización y cómo se encuadra en EIA en el mismo.
- Lectura fácil como un documento único, con una estructura apropiada de referencias cruzadas.
- Concisión, exhaustividad y objetividad.
- Redacción imparcial y sin sesgos.
- Plena descripción de las propuestas de desarrollo.
- Uso eficaz de diagramas, ilustraciones, fotografías, etc., para el apoyo del texto.
- Uso de terminología consistente e inclusión de un glosario.
- Referencias de todas las fuentes de información utilizadas.
- Explicación clara de los asuntos complejos.
- Buena descripción de los métodos utilizados para el estudio de cada factor ambiental.
- Descripción de cada factor ambiental de manera proporcionada a su importancia.
- Evidencias de buenas consultas.
- Discusión clara de alternativas.
- Compromiso de mitigación de impactos (con programa) y seguimiento.
- Resumen no técnico, redactado sin utilizar jerga técnica.

Tabla 2: Características de un buen EsIA (tomado de European Communities, 2001, traducido).

El reconocimiento implícito o explícito de las deficiencias habituales en los EsIA llegó al punto de que, en la misma publicación, se propone un cuestionario para la revisión de los EsIA (European Communities, 2001, pp. 17-29), destinado a facilitar la labor de los revisores de las Administraciones. La lista se divide en 7 secciones, cada una de las cuales recoge una serie de preguntas relativas al tema al que se refiere la sección correspondiente. Las secciones son:

- 1: DESCRIPCIÓN DEL PROYECTO.
- 2: CONSIDERACIÓN DE ALTERNATIVAS.
- 3: DESCRIPCIÓN DEL MEDIO QUE PUEDA SER AFECTADO POR EL PROYECTO.
- 4: DESCRIPCIÓN DE LOS POSIBLES EFECTOS SIGNIFICATIVOS DEL PROYECTO.
- 5: DESCRIPCIÓN DE LAS MEDIDAS DE CORRECCIÓN.
- 6: RESUMEN NO TÉCNICO.
- 7: CALIDAD DE LA PRESENTACIÓN.

En nuestro trabajo seguiremos un protocolo guiado por los puntos anteriores, a excepción del 6, Resumen No Técnico, llamado en España Documento de Síntesis, dado que entendemos que un EsIA falto de calidad en su elaboración general no puede tenerla en su Documento de Síntesis por ser este una consecuencia del anterior.

2.2. Análisis del problema: material y métodos

En nuestro trabajo de campo hemos revisado un total de 123 Estudios de Impacto Ambiental, todos ellos posteriores al año 2000 y relativos a proyectos o actividades sometidos a la legislación ambiental a implementar en territorio español.

Ante las dificultades interpuestas por la administración ambiental de Alicante y la imposibilidad de revisar los EsIA en ella depositados al invocar sus Directores, abogados de profesión, una presunta afección a la Ley 15/1999, de 13 de diciembre, de Protección de Datos de Carácter Personal¹¹, los documentos de estudio tuvieron que ser obtenidos en su mayor parte de internet, mientras que algunos otros nos fueron amablemente prestados de manera altruista por personas o entidades privadas.

La muestra así obtenida se compuso de proyectos o actividades de todo tipo y localización en España, atendiendo en su selección únicamente al criterio de corresponder a iniciativas sometidas a la obligatoriedad de Evaluación o Estimación de Impacto Ambiental.

Debido a las características de la deficiente presentación de buena parte de los 123 EsIA revisados, en un 38% de los casos no nos ha sido posible constatar la cualificación profesional de algunos de los redactores individuales; en ocasiones, ni siquiera si se trata de un redactor individual o de un equipo; estos casos fueron eliminados de la muestra, quedando un total de 77 casos útiles.

¹¹ Ello obviando, a nuestro juicio, lo dispuesto en la Ley 27/2006, de 18 de julio, Reguladora de los Derechos de Acceso a la Información, de Participación Pública y de Acceso a la Justicia en Materia de Medio Ambiente, que incorpora las Directivas 2003/4/CE y 2003/35/CE. Concretamente, la precitada ley establece, en su artículo 3.1 y entre otras cosas, el derecho ciudadano:

“A acceder a la información ambiental que obre en poder de las autoridades públicas o en el de otros sujetos en su nombre, sin que para ello estén obligados a declarar un interés determinado, cualquiera que sea su nacionalidad, domicilio o sede”

En su análisis hemos preferido considerar, en primer lugar y a título puramente informativo, tres factores generales:

- Comunidad Autónoma.
- Sector.
- Composición de los equipos redactores.

Y, en segundo lugar, hemos atendido a la cualificación de los redactores y a la calidad técnica de los documentos, definida por los siguientes parámetros:

- Estudio del marco legal.
- Consideración y estudio de alternativas.
- Consideración de riesgos e incertidumbres.
- Adecuación de los inventarios ambientales al proyecto y su ámbito de aplicación.
- Metodología de evaluación de impactos ambientales.
- Consideración de medidas de corrección y, en particular, atención a impactos residuales.
- Dictamen facultativo (conclusiones de los redactores acerca de la viabilidad ambiental del proyecto estudiado).

Cada uno de los criterios anteriores ha sido seleccionado sobre la base de la importancia que a todas luces reviste su adecuado reflejo en la elaboración de un EsIA.

Se ha identificado la formación académica del redactor o redactores del estudio, que, en un 62% (n=77) han sido redactores individuales, correspondiendo a equipos de profesionales el 38% restante, habiendo establecido las siguientes categorías:

- A, que agrupa a ingenieros de Caminos, Canales y Puertos (CCP) e industriales y arquitectos.
- B, que agrupa a biólogos, geólogos, licenciados en CC. Ambientales, ingenierías afines (forestales, montes...), etc.; y
- C, equipos en los que no se hace distinción en lo tocante a la cualificación de sus integrantes.

2.3 Resultados

Durante la revisión de los EsIA se han encontrado situaciones realmente llamativas para lo que sería esperable de profesionales formados, si bien, las más de las veces, estas han sido anecdóticas.

Así, ha habido algún caso en que de manera notoria se había ocultado información, algún otro en el que no se ha hecho la descripción del proyecto, o en la que no existen los inventarios ambientales, y casos en los que ni siquiera se ha procedido a evaluar los impactos detectados; en otros casos, claramente no se conoce el concepto de “inventario ambiental” y se llega, incluso, a describir la *lluvia ácida* como un factor del medio ambiente; hay casos en los que se hace una propuesta de medidas correctoras sin que previamente se hayan evaluado los impactos que pretenden corregir ni, mucho menos, los impactos residuales, etc.

Los resultados obtenidos han sido los siguientes:

2.3.1 Comunidades Autónomas:

Por Comunidades Autónomas, Valencia ha ocupado el primer lugar, seguida de Cataluña y Andalucía, según se aprecia en el gráfico siguiente:

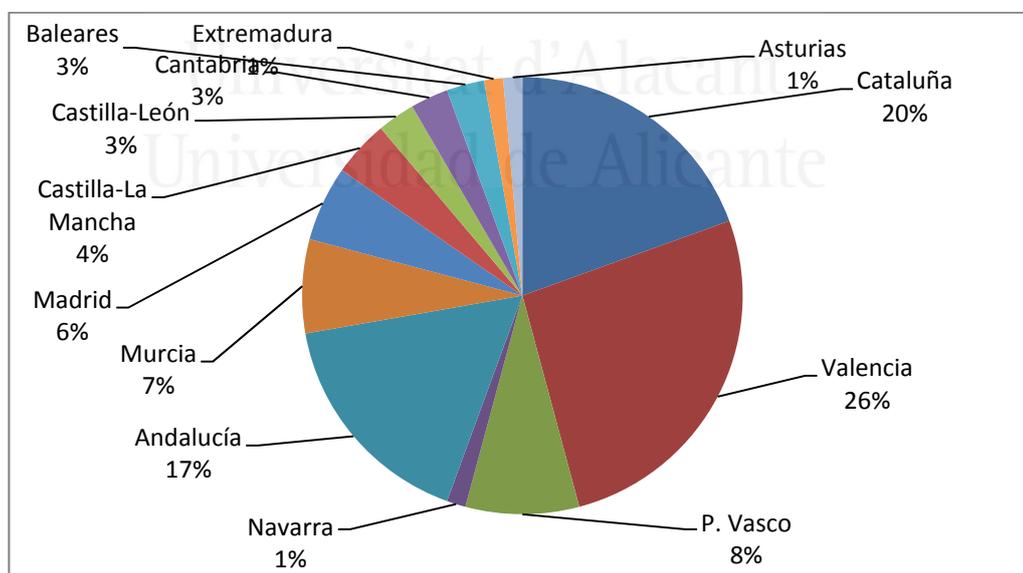


Fig. 3: Distribución de Estudios de Impacto Ambiental por Comunidades Autónomas en España.

2.3.2 Sectores económicos

Por sectores, los proyectos relacionados con el urbanismo han sido claramente mayoritarios, seguidos de los proyectos de infraestructura; por sus peculiaridades, hemos considerado como caso aparte los relacionados con producción y distribución de electricidad, y así se recoge en el gráfico correspondiente. Igualmente, hemos atendido también a los proyectos relacionados con campos de golf, habida cuenta de la profusión que de los mismos se ha propiciado en España en general y en la Comunidad Valenciana en particular, lo que consideramos como una “moda” lamentable con origen en la falta de los necesarios procesos de Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) de políticas, planes y programas:

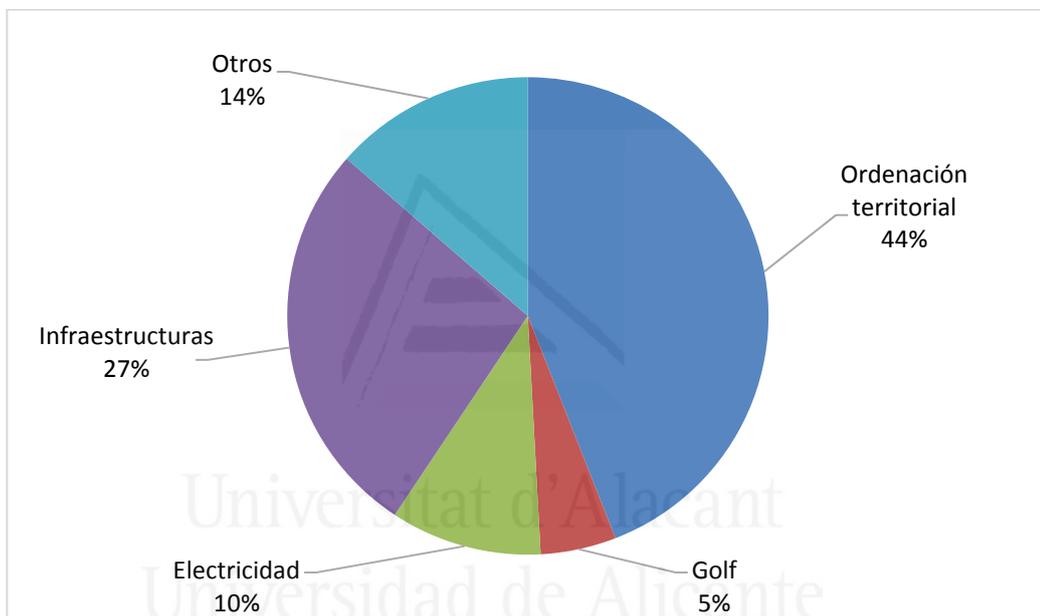


Fig. 4: Distribución de los proyectos por sectores económicos (n=77).

2.3.3 Los equipos redactores

En la elaboración de un EsIA es imprescindible disponer de las opiniones cualificadas de los miembros de un equipo redactor adecuadamente constituido y que abarque los conocimientos necesarios en cuanto a las características técnicas del proyecto que se estudia en sí, y de todos y cada uno de los factores que constituyen el medio ambiente

y resulten relevantes, tanto en lo tocante a sus aspectos abióticos, como en lo que respecta a los bióticos, perceptuales y socioeconómicos.

No obstante, lo más frecuente es que los “equipos” estén formados por una sola persona (62% de los casos estudiados; n=77). Las causas de este hecho son de diversa índole y habría que buscarlas en cuestiones tales como la combinación de un progresivo incremento de la competencia y una disminución de precios que a veces raya en lo temerario (Arévalo & Díaz, 1997, p. 78).

En otros casos, la elaboración de los EsIA no es abordada por una sola persona, sino por equipos de personas; no obstante, aun en estos casos, observamos que los equipos suelen estar formados por profesionales de formaciones afines entre sí, siendo lo más habitual encontrar, por un lado, grupos constituidos por ingenieros o ingenieros y arquitectos (62% de los casos estudiados); y, por otro, grupos formados por profesionales de las Ciencias de la Tierra y el Medio Ambiente: biólogos, geólogos, licenciados en CC. Ambientales y, en menor medida, ingenieros afines (25% de los casos estudiados). Esta separación entre profesionales de dos grupos netamente distintos se traduce en la existencia de dos grandes puntos de vista, a la hora de abordar la elaboración de los EsIA: el eminentemente técnico, o “ingenieril”, y el excesivamente ambientalista.

El objetivo explícito de la EIA (y, consecuentemente, de los EsIA) es la preservación del medio ambiente. Por lo tanto, y siendo preferible en cualquier caso una óptica ambientalista a la hora de elaborar un EsIA, en ningún caso se deben obviar los criterios técnicos antes aludidos, dado que para un adecuado conocimiento de la cuestión deben entenderse suficientemente, tanto las particularidades técnicas del proyecto que se estudia (en cuanto que las características del mismo y su modo de ejecución pueden tener efectos sobre los factores ambientales), como el medio ambiente del entorno en que el proyecto se pretende llevar a efecto y el grado de susceptibilidad de sus componentes a las acciones del mencionado proyecto.

Ello no obstante, queda patente en nuestro trabajo de campo la existencia de un importante sesgo en el tratamiento de las distintas partes de un EsIA; sesgo que parece estar en función directa con la formación profesional de los redactores del mismo; de este modo, es claramente perceptible una tendencia a cargar la mayor parte del peso específico del EsIA sobre el campo de especialización del redactor, en detrimento del

resto de los apartados, que son al menos tan importantes como aquél que recibe la mayor atención descriptiva.

Así, se observa claramente que ingenieros y arquitectos suelen hacer descripciones excesivamente detalladas, cuando no netamente prolijas, del proyecto que se estudia (que, a veces, no es más que un resumen en forma de “copiar y pegar” del proyecto que ellos mismos suelen haber realizado), quedando la elaboración de la parte ambiental - que debiera ser preponderante en vista de la propia filosofía de la EIA, en tanto que proceso que pretende la minimización de los impactos adversos sobre el medio ambiente, derivadas de la implementación de un proyecto (VV.AA., 2005, p. 8), reducida a la transcripción de unos inventarios ambientales completamente desajustados al caso y plagados de información superflua y totalmente innecesaria, cuando no netamente equivocada en lo que se refiere a su enfoque y/o escala en relación al proyecto, algo que resulta excesivamente habitual.

El neto predominio de profesionales sin formación específica en medio ambiente, como ingenieros y arquitectos, en la elaboración de EsIA (62%; v. figura 6) es la causa probable de que resulte habitual detectar el defecto mencionado en el párrafo anterior; algo muy grave, desde nuestro punto de vista, toda vez que produce un desajuste absolutamente inapropiado con respecto al objetivo final de la EIA, de asegurar que los proyectos no causen efectos adversos significativos sobre el medio ambiente.

Ello es propiciado, además, por la completa indefinición de la legislación vigente antes mencionada en lo tocante a las exigencias en formación en materia medioambiental de los equipos y/o profesionales individuales que elaboran EsIA. El resultado es una trivialización del medio ambiente (lo que resulta paradójico precisamente en un campo en el que lo medioambiental es obvia e indiscutiblemente preeminente), con la relegación *de facto* de los ambientalistas que, en palabras de Arévalo y Díaz, se traduce en un “*cierto menosprecio de los técnicos en medio ambiente, con respecto a los de otras actividades*”, fomentándose la impresión de que cualquiera puede elaborar un EsIA y la más genérica de que “*cualquiera sabe sobre medio ambiente*” (Arévalo & Díaz, 1997, p. 77).

Por otra parte, es en la poco adecuada y menos deseable preponderancia de ciertos perfiles profesionales sin formación específica en medio ambiente, acostumbrados a fijar el coste de sus proyectos como porcentajes sobre el presupuesto de ejecución

material¹², donde habría que buscar las causas probables de que se haya asumido de manera general, completamente gratuita e injustificada, que el precio de un EsIA es una función del costo de la redacción del proyecto al que el EsIA se refiere. Parece insólito que el precio de cualquier documento técnico, proyectos incluidos, se fije en función de otro¹³ (al que, precisamente, estudia y, en su caso, modifica), sea este cual fuere, en lugar de basarse en el costo real de su elaboración (De Tomás, 2013).

Así, los precios de los EsIA se vieron progresivamente reducidos en España en torno al 10% del coste del proyecto técnico¹⁴, mientras que en países más rigurosos en la aplicación de la EIA (y, por tanto, más exigentes en cuanto a la calidad de los EsIA), se situaron en torno al 40-50% de los mismos (Arévalo & Díaz, 1997, p. 71).

Naturalmente, habría que señalar la insuficiencia y la falta de base de los precios de los EsIA como una de las causas de la pérdida de calidad de los mismos.

En el otro extremo, los profesionales con formación en medio ambiente (biólogos, etc.) tienden al caso contrario: la elaboración de unos inventarios ambientales excesivamente recargados y separados también de la cuestión que obliga a su elaboración, que no es sino la voluntad de implementación de un proyecto, con un efecto similar: la falta de adecuación de los mismos a los propósitos del EsIA y, por lo tanto, de la EIA.

Ese es, ineludiblemente, el efecto de la desconexión entre el conocimiento del proyecto y el medio ambiente afectado: la falta de adecuación de los inventarios ambientales al caso en estudio y la inclusión en los mismos de errores de enfoque y de escala, a veces muy graves y de los que más adelante trataremos, con el consiguiente efecto del deterioro de la calidad del EsIA elaborado.

¹² Lo cual puede resultar muy cómodo y económicamente interesante para el proyectista, pero es estrictamente arbitrario y carente de todo rigor, puesto que el precio no se basa en lo único que aparece como razonable, que es el costo real, en horas de profesional y medios materiales empleados, de la elaboración del proyecto.

¹³ A este respecto y manejando este criterio, cabría preguntarse cuál sería el costo de un EsIA que se realice en la fase de planeamiento (antes de la elaboración del proyecto definitivo, cuyo precio, por lo tanto, no puede servir de referente) de una determinada actuación.

¹⁴ Datos de 1997.

Para el análisis y tratamiento de los datos se han establecido los porcentajes de EsIA, según estos hayan sido elaborados por equipos o por profesionales individuales; la figura 5 representa los resultados:

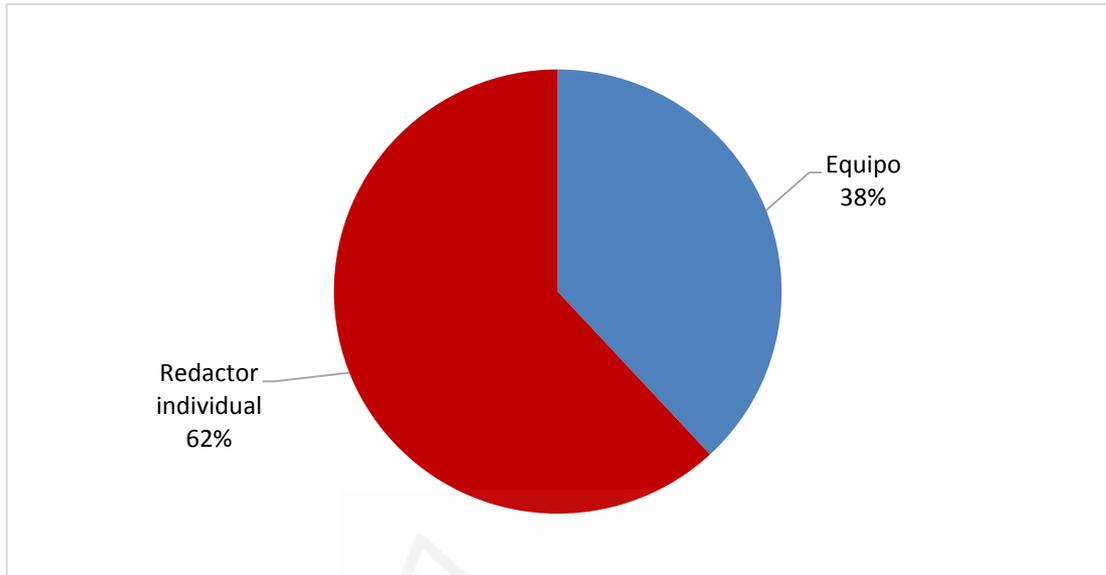


Fig. 5: Redactores de EsIA (n=77).

En la figura anterior se recoge la elaboración de EsIA, según se trate de equipos de redacción o de redactores individuales.

En segundo lugar, se han establecido tres clases, atendiendo a la formación de los redactores y agrupando por afinidades a las diferentes titulaciones aportadas por los mismos, tal y como se muestra en la figura 6. La clasificación establecida es la siguiente:

- a) Grupo A: Ingenieros (CCPP, Industriales y análogos), Arquitectos, etc.
- b) Grupo B: Biólogos, CC. Ambientales, Ingenieros Agrónomos, etc.
- c) Grupo C: Otros profesionales.

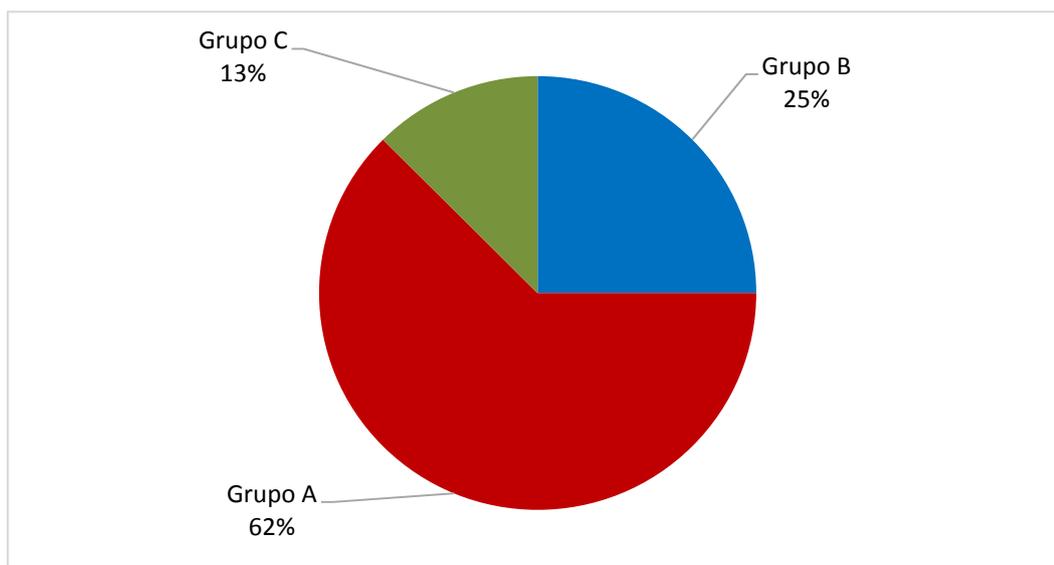


Fig. 6: Perfil profesional de los redactores de EsIA.

2.3.4 Calidad y autoría de los EsIA analizados

Como se ha señalado repetidamente, una de las causas más importantes con incidencia en la baja calidad de los EsIA es la falta de formación específica en materia de medio ambiente por parte de los redactores (Arévalo & Díaz, 1997).

Algunos autores consideran que esa falta de formación específica de los redactores de los estudios podría afectar, incluso, a los técnicos de la Administración encargados de la revisión de los EsIA (Martínez, et al., 2003, p. 95).

Otros autores señalan como causas de la falta de calidad de los EsIA, no solo a los defectos observados en la forma de abordar la identificación y valoración de impactos, sino también a cuestiones tan elementales como la falta de desarrollo de capítulos tales como el análisis del proyecto y sus acciones, el del medio natural, la definición de medidas correctoras, la redacción del programa de vigilancia ambiental o la falta de un documento de síntesis (Glaría & Ceñal, 1996).

Con el fin de evaluar la calidad de los EsIA presentados en el Reino Unido, Lee y Colley revisaron un porcentaje estimado en el 10% de los EsIA presentados en un año, entre julio de 1988 y mediados de 1989, encontrando que tan solo un 25% de los mismos mostraban una calidad aceptable (Lee & Colley, 1992, p. 27 y sigs.).

2.3.4.1 Estudio del marco legal

El estudio del marco legal es un apartado clave en la elaboración de un EsIA, por cuanto define el ámbito normativo en el que se llevará a cabo su implementación, tanto en lo referente a aspectos puramente constructivos y/o urbanísticos, como en lo referente a las limitaciones administrativas del proyecto en sus distintas fases.

Por lo tanto, la caracterización del marco legal de un proyecto o actuación en el contexto de un EsIA, no solo debe implicar un conocimiento por parte del equipo redactor de todos los aspectos normativos de la legislación en lo que atañe al proyecto, sino que, además, el equipo debe conocer *cuáles son esas limitaciones* para poder obrar en consecuencia a la hora de prevenir acciones de proyecto que pudieran contravenir a aquéllas.

Lamentablemente, lo que ocurre en la inmensa mayoría de los casos revisados es que el equipo redactor o el redactor individual que elabora el EsIA se remite a la simple enumeración de una lista neutra de normativa legal, sin comentario alguno (o, en el mejor de los casos, con un comentario muy sucinto y poco explicativo) de las implicaciones legales del proyecto, cuando no se trata, en los casos más graves, de un apartado completamente inexistente o que únicamente hace mención a la legislación ambiental específica. De hecho, en la mayor parte de los EsIA revisados (82%; n=77), o bien no existe definición del marco legal, o bien este se reduce a una lista de disposiciones legales.

Las causas habría que buscarlas en la deficiente composición de los equipos, en la costumbre inveterada de ciertos profesionales que así lo hacen desde siempre cuando elaboran sus proyectos técnicos (y así se acepta desde siempre, con poca o ninguna discusión, dicho sea de paso) y en la reticencia de otros a tratar cuestiones legales que consideran “vidriosas” y que “están reservadas a los profesionales del Derecho”.

Desde nuestro punto de vista, el error es de concepto: las leyes (redacción aparte de algunas de ellas) se promulgan para el general conocimiento y cumplimiento y no se debería perder de vista que el hecho de no ser un profesional del Derecho no exime a nadie de su cumplimiento (De Tomás, 2013).

Por otra parte, debemos recordar aquí que, según la normativa ambiental, el *screening* es un proceso obligatorio a la hora de elaborar un EsIA; además, es altamente

recomendable llevar a cabo el proceso de manera adecuada (De Tomás, 2013), no solo para evitar un trabajo innecesario (y, eventualmente, caro), sino para, con su ayuda, establecer adecuadamente y con el debido conocimiento de causa el marco normativo en el que se inscribe el binomio proyecto/medio ambiente.

Además, el *screening* es una herramienta que permite también determinar el nivel de detalle de la EIA (VV.AA., 2012).

Estimamos que la incorporación del proceso de *screening* como un protocolo de rutina¹⁵ por parte de los redactores de EsIA tendría como resultado un conocimiento previo y adecuado del marco legal en el ámbito de los EsIA.

La Comisión Europea propone la utilización de un cuestionario para la realización del *screening* que puede ayudar considerablemente en el proceso (Raymond & Coates, 2001):

Cuestiones a considerar orientativamente	¿Sí? ¿No? (Describir brevemente)	¿Hay posibilidades de que se produzca un impacto significativo? (¿Sí? ¿No? ¿Por qué?)
1. ¿Las operaciones de construcción o desmantelamiento comprenderán acciones que produzcan cambios físicos en la localidad (topografía, usos del suelo, cambios en masas de agua, etc.)?		
2. ¿Se van a utilizar recursos como tierra, agua, materiales o energía, especialmente recursos no renovables o escasos?		
3. ¿El proyecto implicará el uso, almacenamiento, transporte, manejo o producción de sustancias o materiales que pudieran ser peligrosos para la salud humana		

¹⁵ Obligatorio, recordémoslo una vez más.

o el medio ambiente, o plantear inquietudes acerca de riesgos para la salud humana, reales o percibidos?		
4. ¿Generará el proyecto residuos sólidos durante los procesos de construcción, funcionamiento o desmantelamiento?		
5. ¿Liberará el proyecto contaminantes o cualesquiera sustancias peligrosas, tóxicas o nocivas?		
6. ¿Se producirán ruidos y vibraciones, o emisiones de luz, calor o radiación electromagnética?		
7. ¿Entrañará el proyecto riesgos de contaminación de suelos o aguas por emisión de contaminantes al suelo, o a aguas superficiales, subterráneas o a las costas?		
8. ¿Habrá algún riesgo de accidentes durante la construcción o funcionamiento del proyecto, que puedan afectar a la salud humana o al medio ambiente?		
9. ¿Producirá el proyecto cambios sociales en demografía, estilos de vida tradicionales, empleo, etc.?		
10. ¿Hay algún otro factor que debiera ser considerado y que pudiera dar lugar a efectos ambientales o potenciales impactos acumulativos con otras actividades existentes o planeadas en la localidad?		
11. ¿Existen algunas zonas en, o alrededor de la localidad que		

estén protegidas por legislación internacional, nacional o local por sus valores ecológicos, paisajísticos, culturales, etc., que pudieran verse afectadas por el proyecto?		
12. ¿Existe alguna otra área en, o cerca del emplazamiento, que tenga importancia por razones de orden ecológico (humedales, cursos o masas de agua, zonas costeras, montañas, bosques, etc.) que pudieran resultar afectadas por el proyecto?		
13. ¿Existen algunas áreas en, o cerca del emplazamiento, que sean utilizadas por especies de fauna o flora importantes o sensibles (por ejemplo para anidamiento, alimentación, descanso, invernada, migración, etc.) que podrían ser afectadas por el proyecto?		
14. ¿Existen en, o cerca de la localización, masas de aguas interiores, costeras, marinas o subterráneas que puedan verse afectadas por el proyecto?		
15. ¿Hay algunas zonas o características de alto valor escénico o paisajístico que pueda verse afectada por el proyecto?		
16. ¿Existen instalaciones o vías de comunicación usadas por el público para acceder a lugares de recreo u otras instalaciones que puedan verse afectadas por el proyecto?		
17. ¿Existen vías de transporte susceptibles de congestionarse o que puedan causar problemas medioambientales, que puedan		

verse afectadas por el proyecto?		
18. ¿Está el proyecto en una ubicación en la que es probable que sea muy visible para mucha gente?		
19. ¿Hay zonas o características de importancia histórica o cultural que puedan verse afectadas por el proyecto?		
20. ¿Está el proyecto situado en un área sin desarrollo previo, donde se producirá pérdida de praderas?		
21. ¿Existen usos del suelo (ej. Viviendas, jardines, propiedades privadas, industrias, comercios, zonas de recreo, áreas comunales, agricultura, silvicultura, turismo o minería) que puedan verse afectadas por el proyecto?		
22. ¿Existen planes de usos futuros del suelo que puedan verse afectados por el proyecto?		
23. ¿Existen áreas cercanas densamente pobladas que puedan verse afectadas por el proyecto?		
24. ¿Existen áreas ocupadas por usos del suelo sensibles (ej., hospitales, escuelas, lugares de culto, instalaciones comunales) que puedan verse afectadas por el proyecto?		
25. ¿Existen áreas que contengan recursos importantes, de alta calidad o escasos (ej., aguas subterráneas o superficiales, silvicultura, agricultura, pesquerías, turismo,		

minerales) que puedan verse afectados por el proyecto?		
26. ¿Existen áreas ya sujetas a contaminación o daños medioambientales, que puedan verse afectadas por el proyecto?		
27. ¿Es la ubicación del proyecto susceptible a terremotos, subsidencias, deslizamientos, erosión, inundaciones o condiciones climáticas extremas o adversas (inversiones térmicas, nieblas, vientos fuertes) que puedan provocar que el proyecto presente problemas medioambientales?		
Resumen de las características del proyecto y de su localización, indicando la necesidad de EIA:		

Tabla 3: Cuestionario para el proceso de *screening* (de Raymond & Coates, 2001, traducido).

2.3.4.1.1 Resultados

Ninguno de los redactores de los EsIA que hemos analizado ha empleado este tipo de herramienta.

Señalamos la mencionada ligereza en el tratamiento del marco legal de los EsIA como una de las causas posibles de la generalmente baja calidad técnica de los mismos.

En la gráfica siguiente se resumen los resultados obtenidos del estudio de campo realizado. Únicamente en una escasa quinta parte de los mismos hace una descripción adecuada del mismo:

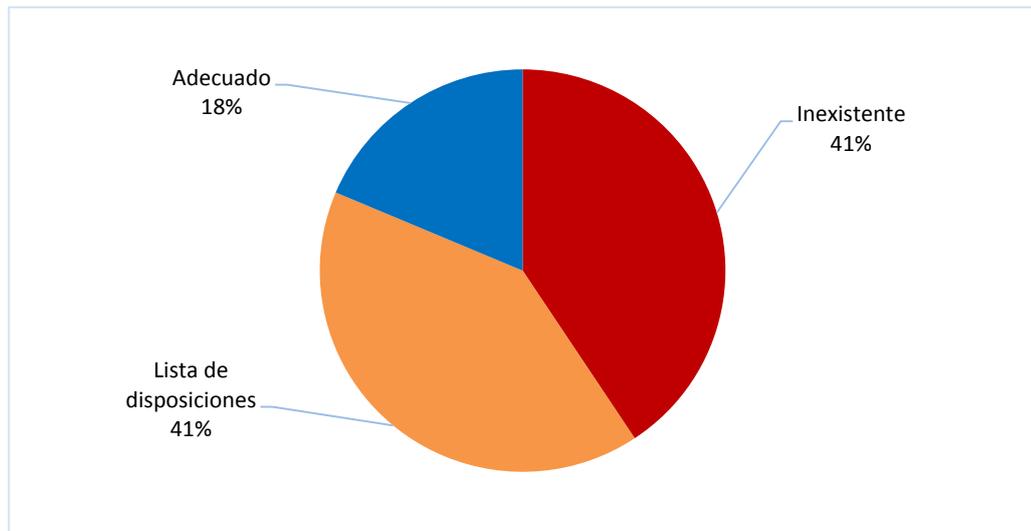


Fig. 7: Tratamiento del marco legal en los EsIA analizados (n=77).

Según el perfil formativo de los redactores, existen ciertas tendencias que se ilustran en las figuras siguientes:

- Por lo que respecta al grupo A, sólo un 11% de los EsIA revisados presentan un tratamiento adecuado, mientras que en el resto el capítulo es, o bien inexistente, o bien limitado a una simple lista de disposiciones legales (n=77).

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

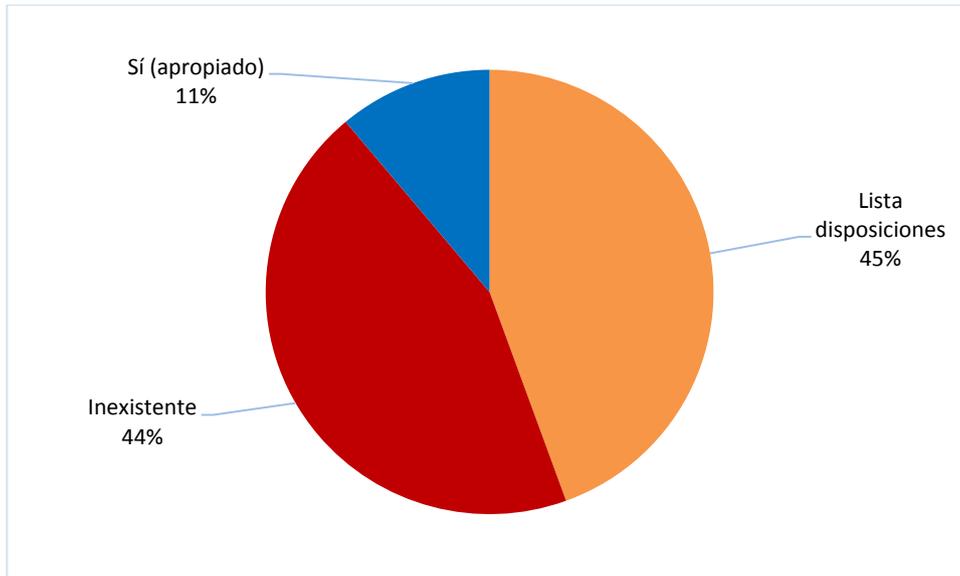


Fig. 8: Tratamiento del marco legal en los EsIA redactados por profesionales del grupo A.

- En el grupo B es donde se manifiesta un mayor porcentaje de conformidad en lo que se refiere a la adecuada descripción del marco legal. El porcentaje de EsIA con tratamiento adecuado, aun siendo más de tres veces superior al de los otros dos grupos considerados (36% frente al 11% de A y la misma cifra de C; n=77), sigue siendo muy reducido.

- La situación en los casos de EsIA redactados por el grupo C es muy parecida a la que se da en los redactados por autores del grupo A, aunque el número de casos sin tratamiento del marco legal es ligeramente superior entre estos últimos (56%; n=77).

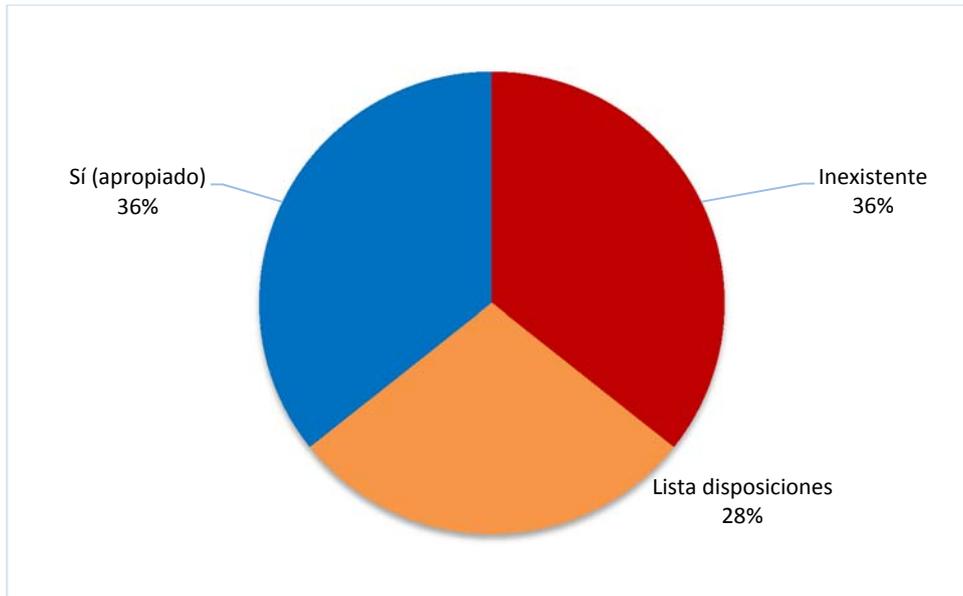


Fig. 9: Tratamiento del marco legal en los EsIA redactados por profesionales del grupo B.

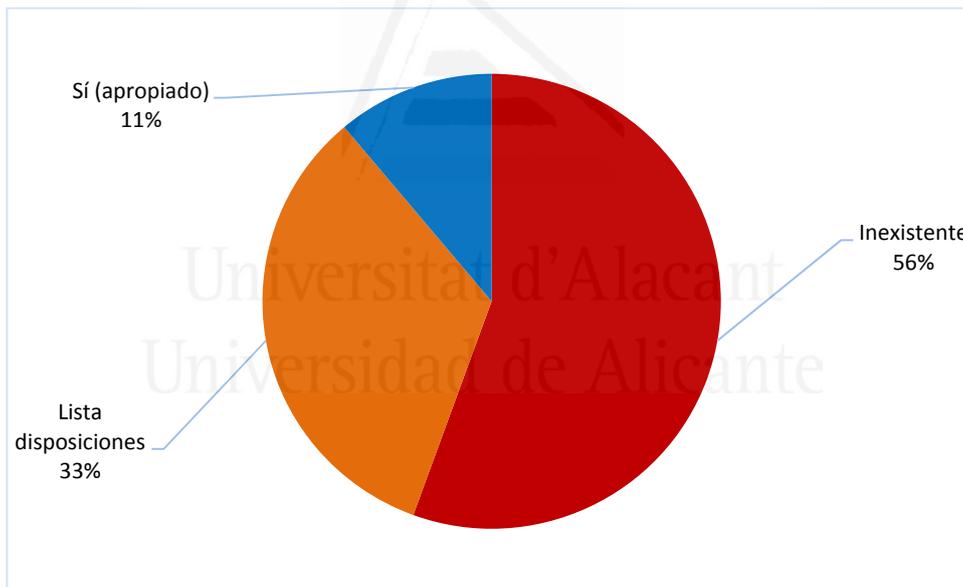


Fig. 10: Tratamiento del marco legal en los EsIA redactados por profesionales del grupo C.

De los resultados obtenidos se deduce que habitualmente no se realiza (o, al menos, no de manera adecuada) el proceso de *screening*, que, recordamos, consiste, simplemente,

en el proceso de determinar, en base a la legislación vigente, si un proyecto en particular requiere o no su sometimiento al procedimiento de EIA (Raymond & Coates, 2001).

2.3.4.2 Consideración y estudio de alternativas

El procedimiento de EIA es, básicamente, un proceso de toma de decisiones; concretamente, de la toma de la mejor decisión viable¹⁶ relativa a la implementación de un proyecto o actividad, en lo que respecta a sus implicaciones medioambientales¹⁷ pretendiendo el AsIA ser un instrumento de ayuda a la toma de este tipo de decisiones mediante el suministro de información a los decisores en relación a los impactos posibles o probables sobre el entorno, derivados de la implementación de un proyecto o actividad (Tennoy, et al., 2006, p. 45).

En este sentido, una adecuada información pasa por una apropiada exposición, discusión de las alternativas viables al proyecto, que conducirá a la selección de la mejor de ellas.

En nuestro trabajo de campo hemos procedido a verificar si los redactores de los EsIA consideraban o no alternativas al proyecto y, de ser este el caso, valorar la adecuación del tratamiento de las mismas. Igualmente, en caso de incorporar su análisis, hemos atendido a los procedimientos que conducen a la elección de la solución propuesta.

Hemos encontrado que en más de la mitad de los EsIA sometidos a evaluación (56%; n=77), las alternativas, simplemente, y en plena concordancia con Glasson, no se consideran (Glasson, et al., 2005, p. 23); incluso, se da el caso de autores consagrados, como Conesa, que omiten cualquier referencia al tratamiento o simple consideración de alternativas en alguno de sus manuales sobre impacto ambiental, más allá de la simple mención (Conesa, 1993, p. 69).

¹⁶ Que no tiene por qué ser necesariamente la óptima, sino la mejor de las posibles en el caso concreto que nos ocupe.

¹⁷ Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 junio, de Evaluación de impacto ambiental. Preámbulo, párrafo 2.

Así, por defecto, se da por hecho que la solución ofrecida por el promotor es la única viable y, naturalmente, se obvia por completo la posibilidad de una eventual “Opción Cero”.

Ello va en el sentido de lo que expone Español y que nosotros también hemos constatado a lo largo de nuestra actividad profesional en el ámbito del medio ambiente, pudiendo afirmar que, en la mayor parte de los casos, la elaboración del EsIA se emprende demasiado tarde, ya en las fases finales del proyecto, cuando este ya es definitivo¹⁸; así, en no pocas ocasiones, los promotores dan errónea (pero a menudo eficazmente) por supuesto que la alternativa que ellos proponen es la única viable (Español, 2001).

Las causas de esta importante deficiencia habría que buscarlas en la circunstancia de que es el promotor quien elabora él mismo el EsIA (caso raro, que solo se da en algunas grandes compañías que disponen de un gabinete medioambiental propio) o quien lo subcontrata. El efecto inevitable es que el equipo redactor percibe estar trabajando para quien le paga por sus servicios, cuando la realidad es bien distinta: el equipo redactor debe estar trabajando en realidad para salvaguardar los derechos de la sociedad a la mejor protección del medio ambiente, recogida en el cuerpo jurídico del Estado¹⁹ y/o de la Comunidad Autónoma, que impone al promotor la obligación de soportar el coste del procedimiento de evaluación ambiental del proyecto que pretende llevar a cabo.

Por el contrario, como decimos, la percepción, en cierta forma justificada, es la de que el promotor encarga al equipo redactor del EsIA el documento que necesita para la resolución de un trámite administrativo que le viene impuesto; y el equipo redactor, en consecuencia, se debe a su “cliente”, que es quien paga por los servicios y es, por lo tanto, quien debe quedar satisfecho.

Lo anterior, por formar parte de un punto de vista puramente comercial en la relación proveedor/cliente, viene íntimamente ligado al factor precio de los EsIA que, desde los inicios y hasta la actualidad ha venido experimentando en España un descenso continuo (y, consecuentemente, una notable y progresiva pérdida de calidad relacionada

¹⁸ Nosotros mismos nos hemos encontrado a menudo en la situación de elaborar la mayoría de los EsIA en fase de proyecto definitivo e, incluso, ya en fase de ejecución del mismo, habiendo sido muy raro que hayamos podido trabajar en fase de anteproyecto o planeamiento.

¹⁹ Art. 45 de la Constitución Española, entre otros.

directamente con la necesidad de abaratamiento de costes por parte de los técnicos medioambientales para poder competir) (Arévalo & Díaz, 1997).

Mención aparte merece la metodología empleada para la selección de la mejor alternativa técnica y económicamente viable: lo habitual es hacer uso de razonamientos que, a menudo, no tienen ninguna otra orientación sino la de justificar a ultranza la selección de la alternativa propuesta por el promotor, si bien no resulta infrecuente un cierto grado de razonamiento basado en criterios ambientales (prácticamente inexistente cuando los redactores no tienen formación en medio ambiente).

En términos generales, la exposición de alternativas más parece un formalismo que una discusión real de opciones, dándose la impresión de que, en realidad, la única alternativa es la que propone el proyectista.

Es de señalar que la alternativa de la no-acción u “Opción Cero” no se ha planteado siquiera en ninguno de los casos analizados.

Probablemente, el tratamiento dado al estudio de las alternativas técnica y económicamente viables sería más objetivo y razonado, o al menos más explícito, si en el proceso se utilizaran procesos matemáticamente consistentes y sus herramientas informáticas asociadas, importante cuestión que forma parte de nuestra propuesta.

2.3.4.2.1 Resultados

A partir de nuestro análisis de los EsIA objeto de estudio, el grupo B aparece como el que más considera la posibilidad de alternativas a la opción planteada por defecto (71%), seguido a distancia por el C (56%) y muy alejado del A, que tan solo las considera en un 33% de los casos.

En todo caso y en consistencia con lo anteriormente señalado, muchas de las alternativas que se consideran o exponen no constituyen más que un “relleno”, una forma de aportar más páginas al documento, que en no pocas ocasiones resulta en la descripción de unas alternativas que, como dice Martín Cantarino, son completamente inadecuadas, cuando no absurdas (Martín Cantarino, 1999, p. 90).

Las figuras siguientes ilustran gráficamente lo expuesto:

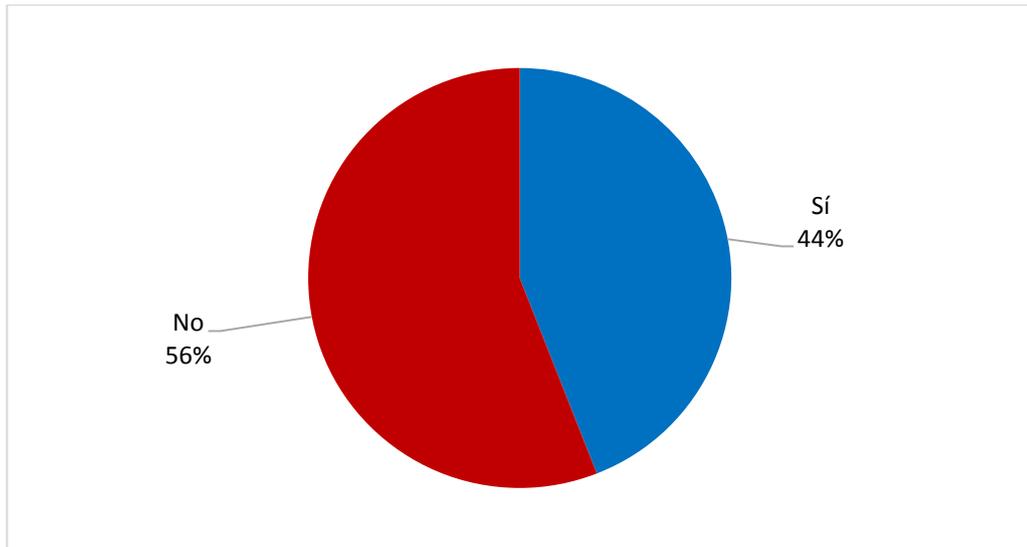


Fig. 11: Consideración de alternativas en los EsIA, globalmente (n=77).

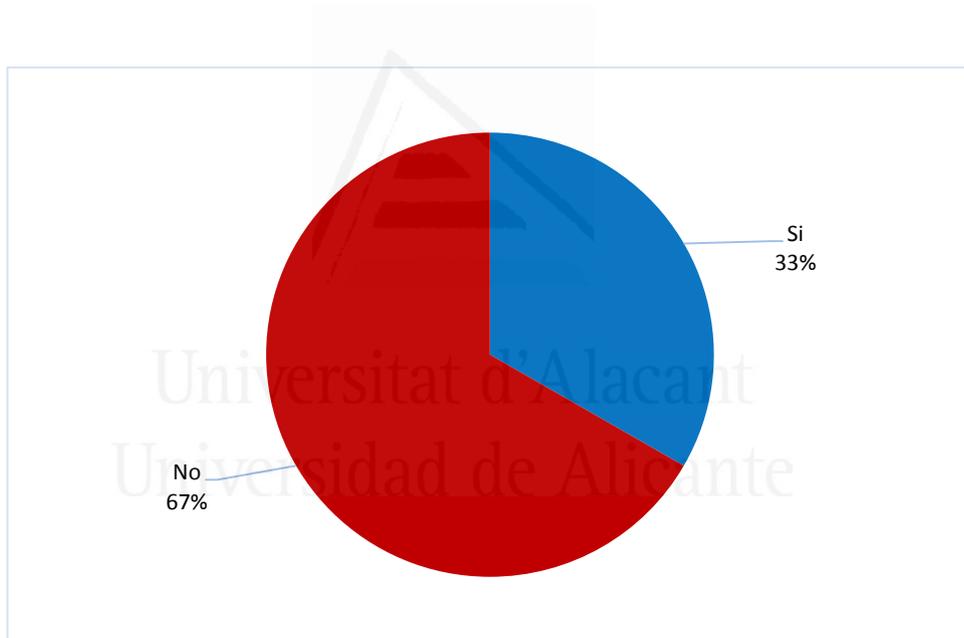


Fig. 12: Consideración de alternativas en los EsIA (grupo A)

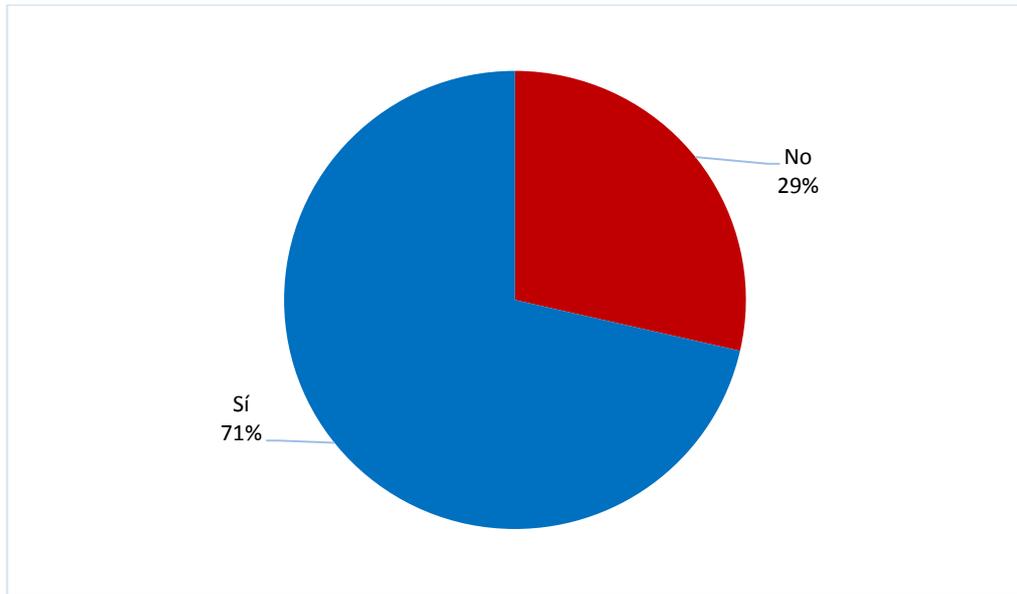


Fig. 13: Consideración de alternativas en los EsIA (grupo B).

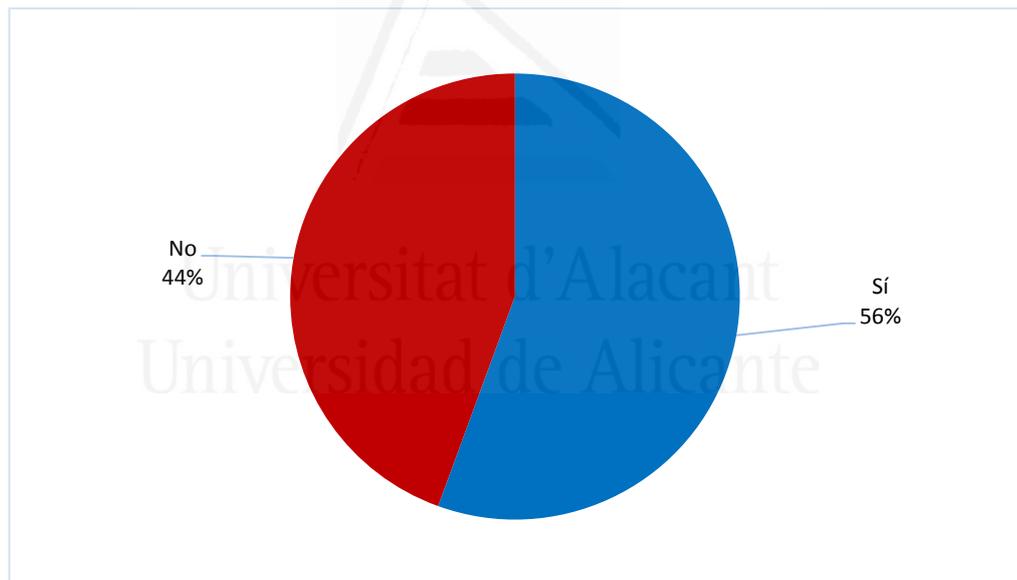


Fig. 14: Consideración de alternativas en los EsIA (grupo C).

2.3.4.3 Consideración de incertidumbres y el Principio de Precaución

Cuando se habla de cuestiones relativas a impacto ambiental, se tiende a creer, o a intentar hacer creer, que la EIA es una ciencia y que, por lo tanto, debe ser precisa y

cartesiana; a menudo se piensa que la *incertidumbre* implica una impropia falta de precisión y/o conocimientos por parte de los redactores, que ellos mismos comparten a menudo.

Sin embargo, el evaluador de impactos debe hacer suposiciones y seleccionar ciertos enfoques; y estas acciones, aunque estén basadas en el mejor de los juicios de expertos, son intrínsecamente *no-científicas* y, naturalmente, hacen que una EIA sea única y no replicable, condición esencial de todo procedimiento científico; por lo tanto, la EIA *no es una ciencia*, sino que se trata de un proceso que emplea para sus fines los resultados y los procedimientos de la ciencia (Beattie, 1995).

Y, derivando directamente de lo anterior, podemos llegar a la conclusión de que la *incertidumbre* es una cualidad absolutamente vinculada al proceso de EIA que debería reconocerse sin ambages ni complejos, más propios de un racionalismo cartesiano (completamente fuera de lugar en este contexto) que de la realidad de la materia que estamos tratando.

Por otra parte, las predicciones constituyen la base de la EIA (Glasson, et al., 2005, p. 132) y se debería reconocer explícitamente y sin ambages que la *incertidumbre* es un factor inherente a la predicción. De hecho, la realidad parece demostrar que los EsIA a menudo aparentan ser más “precisos” de lo que deberían ser (Glasson, et al., 2005, p. 141). De hecho, las predicciones siempre entrañan incertidumbre, pero los decisores en los procesos de EIA no están advertidos de ello, o no suelen estarlo, y solamente tienen un acceso limitado a la información acerca de los datos manejados y de las suposiciones; por eso, las predicciones en la EIA tienen la apariencia de ser más precisas de lo que en realidad lo son, además de no ser particularmente transparentes (Tennoy, et al., 2006).

En un estudio internacional sobre la eficacia de la EIA, cuyos resultados se publicaron en 1996, se asegura, en torno a la cuestión de la incertidumbre, que, si bien la EIA tiene un buen o muy buen desempeño a la hora de identificar y proponer medidas de corrección y proporcionar a los decisores información adecuada sobre las consecuencias potenciales de las propuestas, en la práctica, sin embargo, no resulta eficaz, o lo es muy poco, cuando se trata de hacer predicciones verificables, de especificar la significación de impactos residuales o de aconsejar a los decisores acerca de posibles alternativas (Sadler, B., 1996, p. 15). Desde entonces, las cosas no parecen haber cambiado demasiado.

En la figura siguiente se esquematiza el problema de la toma de decisiones y los tres tipos de incertidumbre a los que se halla expuesto, según Friend y Hickling:

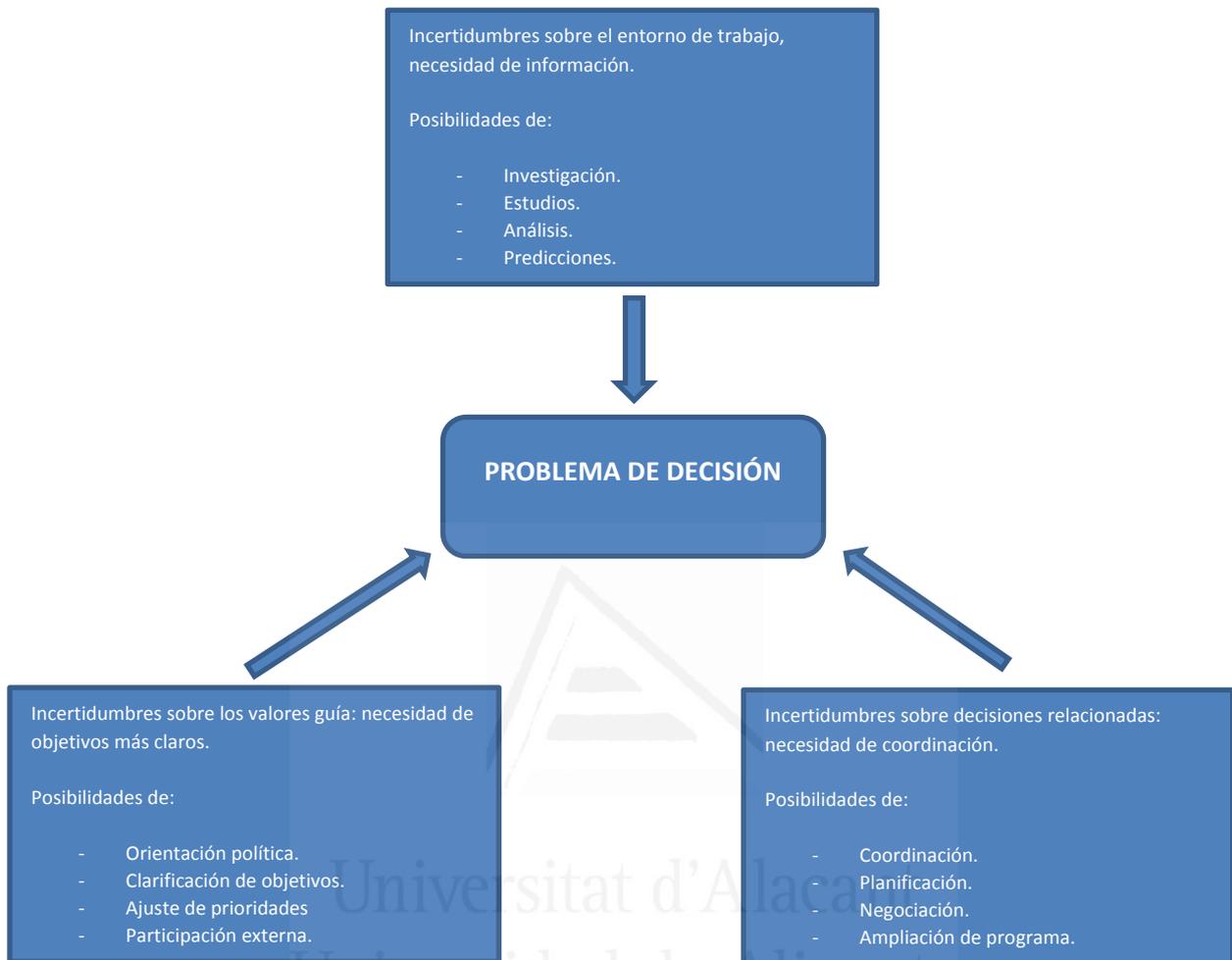


Fig. 15: Tipos de incertidumbre en la toma de decisiones (tomado de Friend & Hickling, 1987, en Glasson et al., 2005, modificado).

Un modo de referirse a la incertidumbre en el ámbito que nos ocupa es definiéndola como una información insuficiente acerca del proyecto o el medio ambiente, una imprecisión respecto a la predicción de impactos o una falta de conocimientos en cuanto a la implicación de los impactos, la eficacia de las medidas de mitigación y la toma de decisiones (Canter, 1998). De hecho, las incertidumbres son un aspecto de gran relevancia en la evaluación de impactos ambientales (Leung, 2003); y no solo eso, sino

que la incertidumbre, definida como *conocimiento limitado* acerca de cualquier cuestión en consideración, se extiende como característica inherente a cualquier campo de la ciencia (Walker, et al., 2012). Más aún, además del reconocimiento de la incertidumbre como concepto con derecho propio, la *subjetividad*²⁰ en la EIA debería ser considerada como uno de los atributos *positivos* del proceso, y debería ser reconocida y alentada como una forma de inspirar confianza en la EIA (Wilkins, 2003). La incertidumbre es un concepto que no pertenece netamente a ninguna disciplina en particular y que las penetra a todas (Smithson, 1989).

Las incertidumbres son normales en el proceso de EIA, no solo porque eventualmente nos encontremos con una falta de conocimientos sobre la materia en estudio, sino también porque la evaluación de impactos tiene que ver, como ya se ha dicho, con la predicción; y la predicción, a su vez, tiene que ver con el futuro (Thissen & Agusdinata, 2008).

De cualquier modo, la incertidumbre sigue siendo un tema pendiente por el que, como mucho, se suele pasar de puntillas y que raramente se discute y mucho menos se lleva a la práctica durante la EIA (Payraudeau & van der Werf, 2005), aun a pesar de que debería ser una parte integral de la misma (De Jongh, 1988).

Existen, según autores, muchos tipos y definiciones de *incertidumbre*, y, consecuentemente, se han desarrollado muchos modelos matemáticos para calcularla de los cuales uno de los más importantes (Wierman, 2010), es el propuesto por Klir (Klir, 2006), para quien la incertidumbre se clasifica en dos grandes categorías: la de la “borrosidad” (*fuzziness*), que se ocupa de la información que resulta indistinta, y la de la “ambigüedad”, que lo hace de la multiplicidad; el modelo se esquematiza en la siguiente figura:

²⁰ Que definimos aquí como una falta de acuerdo entre expertos.

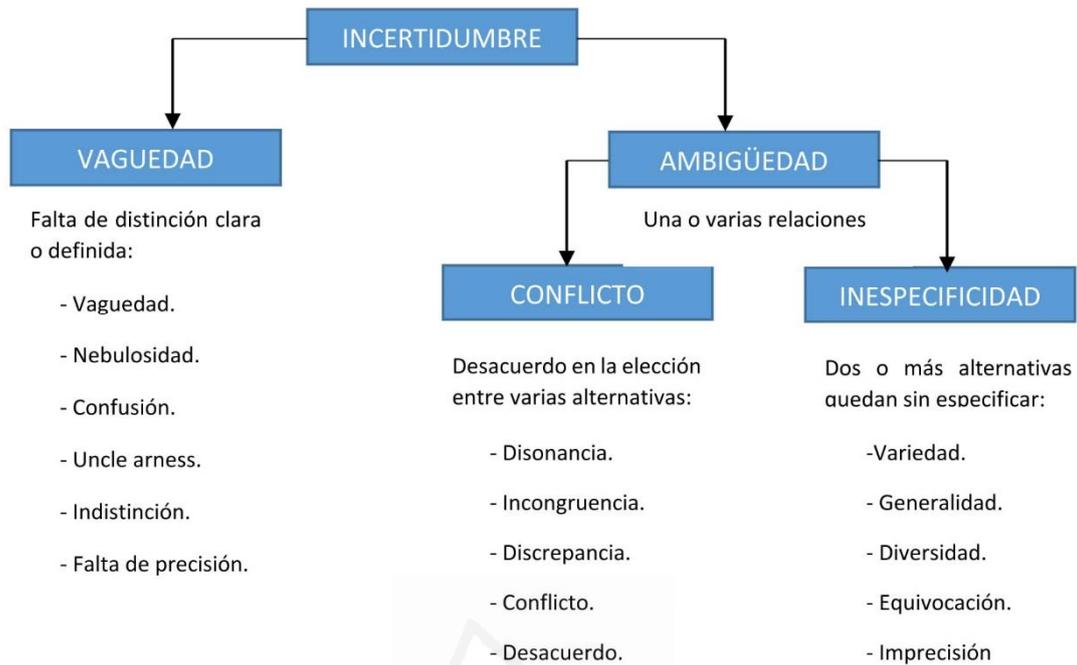


Fig. 16: Tipos de incertidumbre (de Klir, 2006).

Algunos autores, como Wynne, afirman que la *indeterminación* (entendida como una “incertidumbre a gran escala”) subyace, de hecho, en el proceso de construcción de la ciencia (Wynne, 1992).

En cualquier caso, como dice Martín Cantarino (Martín Cantarino, 1999, p. 136), sería muy saludable tener siempre en cuenta en la elaboración de un EsIA que:

1. Es imposible que *siempre* se disponga de *toda* la información necesaria.
2. Es imposible, o al menos muy indeseable, detener la realización de todo proyecto por falta de información concluyente sobre algún aspecto ambiental del mismo.

Lo cual, obviamente, no quiere decir que, bajo ningún concepto, debamos soslayar el Principio de Precaución, que en todo momento debe permanecer bien presente.

El Principio de Precaución, que postula la adopción de medidas tempranas para evitar y mitigar daños sobre el medio ambiente que no se pueden establecer como seguros, aplica, sobre todo, a la prevención de riesgos; políticamente implica que, cuando tras una evaluación realizada sobre la base de la información científica disponible, existan dudas razonables de que se produzcan efectos adversos, pero persista la incertidumbre, se deberán adoptar medidas provisionales para la gestión de riesgos basadas en un análisis costo-beneficio, con prioridad la salud humana y el medio ambiente, que sean necesarias para asegurar el nivel de protección elegido; y tales medidas deben ser adoptadas, a la espera de información científica subsiguiente que permita una evaluación más precisa de los riesgos sin tener que esperar a que la realidad y gravedad de esos efectos se hagan completamente aparentes (Von Schomberg, 2006).

El Principio de Precaución se originó como una herramienta para tender un puente entre las incertidumbres en la información científica y la responsabilidad política para actuar en el sentido de prevenir daños a las poblaciones humanas y a los ecosistemas (VV.AA., 2004) y fue definido en enero de 1998 durante la “Wingspread Conference on the Precautionary Principle”, auspiciada por la Science and Environmental Health Network, como sigue (The Johnson Foundation, 1998):

*“Cuando una actividad alcanza valores de riesgo o daño para la salud humana o el medio ambiente deberán adoptarse medidas precautorias, **incluso si algunas relaciones de causa y efecto no están plenamente establecidas por la ciencia.** En este contexto, el proponente de una actividad debería soportar la carga de la prueba, en lugar del público. El proceso de aplicación del Principio de Precaución debe ser abierto, informado y democrático, y debe incluir a las partes potencialmente afectadas. También deberá comprender un examen de todas las alternativas, incluyendo la de la no-actuación”.*

Obviamente, la aplicación del Principio de Precaución implica, o puede implicar, ciertos inconvenientes a los promotores, dado que se enfrenta al beneficio de la duda que, alternativamente, se otorga a productos y tecnologías, que se presumen buenos o inocuos y que, en todo caso, deberán probar más tarde su peligrosidad; motivo por el que, naturalmente, el Principio de Precaución ha tenido y tiene detractores, generando una importante controversia; de él se dijo (Parker, 1998) que:

“El Principio de Precaución está tomando vida propia entre profesionales, ambientalistas y en discursos legos”

Sus detractores han alegado desde vaguedad (Jordan & O’Riordan, 1999, pp. 15-35), a estar cargado de ambigüedad (Turner & Hartzell, 2004)²¹ e incoherencia, al decir de los principios neoliberales y anti-regulacionistas de Sunstein, de la Escuela de Chicago, expresados en un primer ensayo al respecto (Sunstein, 2003) y remachados más tarde con los mismos argumentos, aunque con un título más “sensibilizador” que alude al miedo que los partidarios de la regulación intentarían incrustar en la sociedad (Sunstein, 2005). No falta, incluso, quien asegura que la implementación del Principio de Precaución tendría como resultado efectos adversos²² (Goklany, 2001).

Todas estas cuestiones son cumplidamente rebatidas y argumentadas por Ahteensuu (Ahteensuu, 2007).

De todo lo anterior, parece obvio que existe un choque entre desarrollismo a ultranza y conservacionismo a ultranza.

Obviamente, todo es cuestión de criterio; pero nosotros nos inclinamos por pensar que, a día de hoy y para el futuro, no es posible el desarrollo sin la preservación medioambiental: cuando se agoten los recursos naturales se habrá agotado el propio sentido de un desarrollo, que ya entonces no será posible.

Retomando la cuestión de las incertidumbres, estas se pueden categorizar en dos grupos, según se refieran a los datos utilizados o a las decisiones que de su conocimiento emanen (Lemons, 1996):

²¹ Ambos autores pertenecientes a los Departamentos de Filosofía del Connecticut College y de la Stanford University, respectivamente. No podemos evitar, en este punto –y sin entrar en descalificaciones impertinentes- recordar a Arévalo y col. cuando, aparentemente con toda la razón, dicen que “*cualquiera entiende de medio ambiente*” (Arévalo & Díaz, 1997, p. 77).

²² Compartiendo así el punto de vista de los líderes chinos (v. pág. 11), para los que, al parecer, todo vale y a los que Pavón califica de *economía parásita* (Pavón, 2011).

1. INCERTIDUMBRE EN LOS DATOS

- Información de base incompleta y/o irrelevante.
- Problemas a la hora de definir relaciones tipo dosis-respuesta.
- Acopio de datos impreciso (por ejemplo, durante el muestreo y las mediciones).

2. INCERTIDUMBRE EN LAS DECISIONES

- Errores en la realización del *scoping*.
- Manipulación de datos para satisfacer a determinadas partes o intereses.

Tabla 4: Tipos de incertidumbre (tomado de Lemons, 1996).

2.3.4.3.1 Resultados

No obstante la gran importancia que reviste el reconocer la incertidumbre, puesta de relieve con todo lo anterior, lo que encontramos como abrumadoramente más frecuente en nuestro estudio es una marcadísima tendencia al soslayo de este concepto, en consistencia con la literatura al respecto (Gustavsson, 2011), una especie de “huir” de ella por la vía de ignorarla en la elaboración de los EsIA y en el mismo proceso de EIA (Tennoy, et al., 2006). Es precisamente lo que hemos constatado en nuestro trabajo de campo, en el que hemos considerado como reconocimiento de la incertidumbre incluso la más pequeña alusión, aun solamente implícita, a la misma. Como se ilustra en la figura 9 y siguientes:

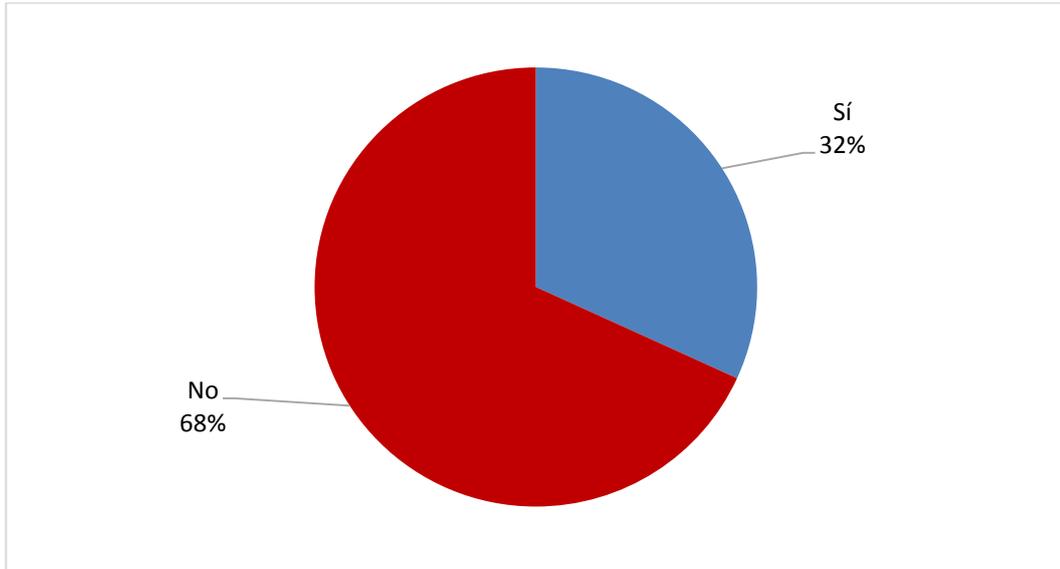


Fig. 17: Consideración de la incertidumbre en los EsIA (n=77).

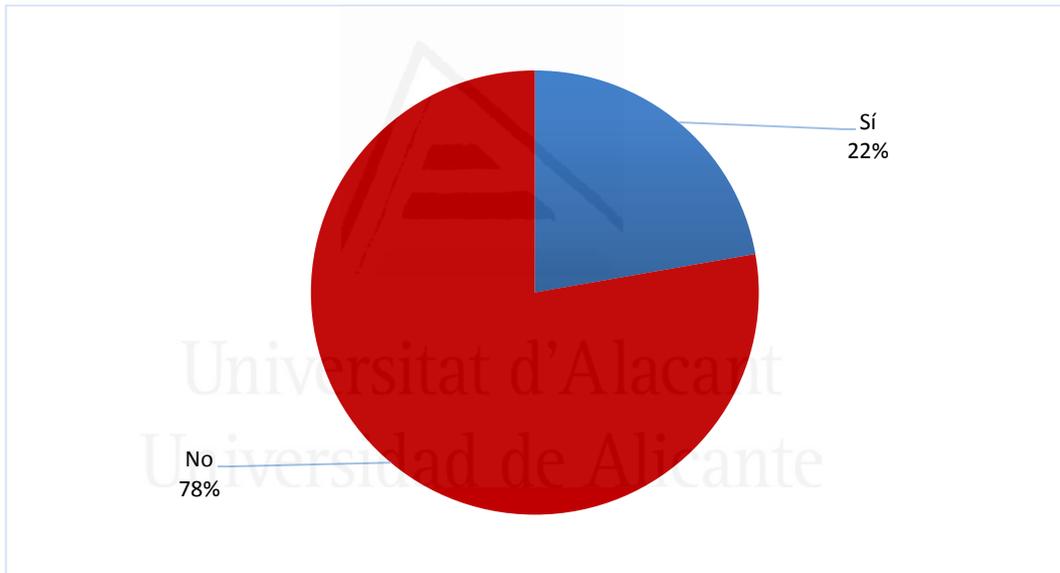


Fig. 18: Consideración de la incertidumbre en los EsIA (grupo A).

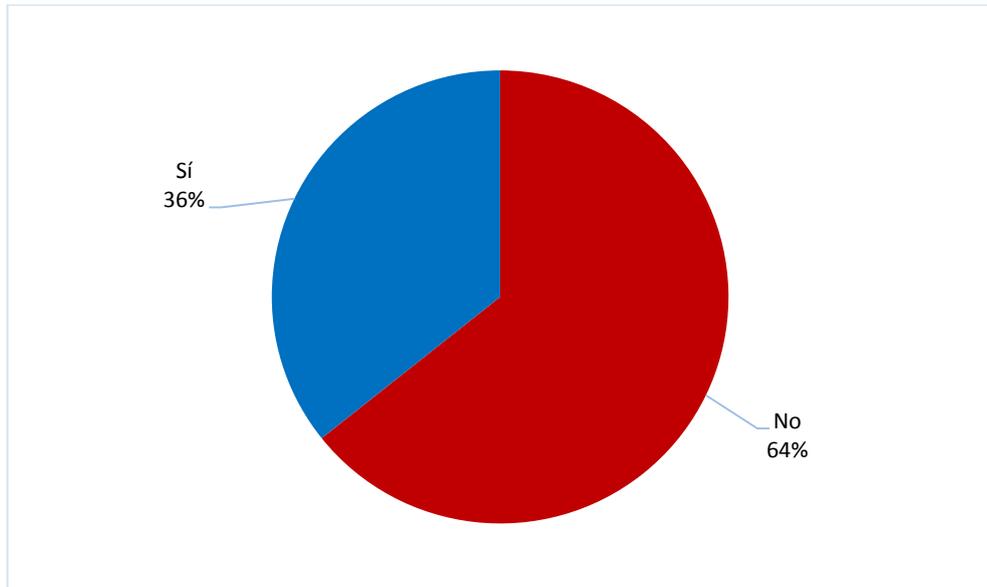


Fig. 19: Consideración de la incertidumbre en los EsIA (grupo B).

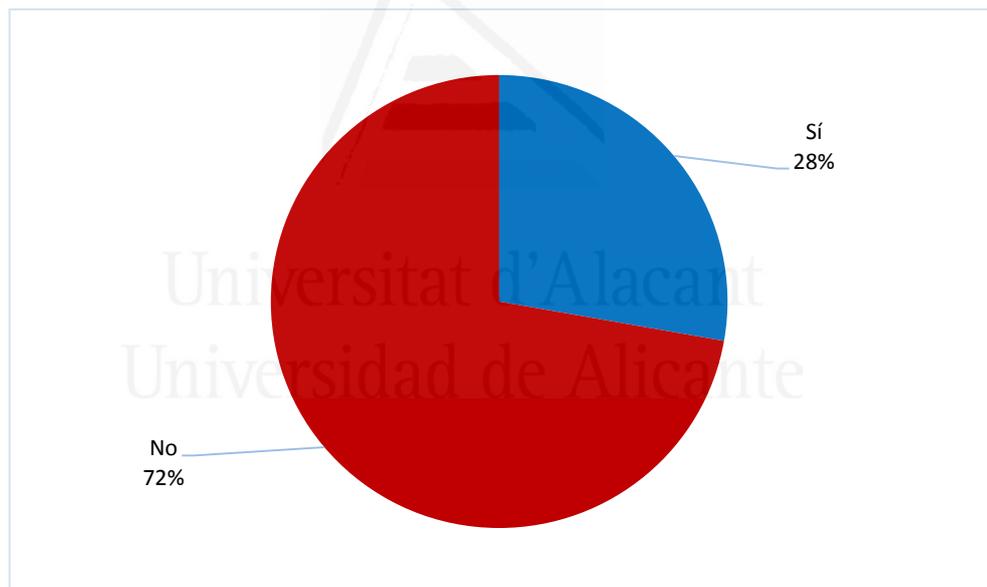


Fig. 20: Consideración de la incertidumbre en los EsIA (grupo C).

Aunque de manera claramente insuficiente (36%), el grupo B es el que se muestra más sensible a la consideración de las incertidumbres, siendo el grupo A el que menos tendencia tiene a considerar esta circunstancia (22%).

2.3.4.4 Adecuación de los inventarios ambientales al proyecto y su ámbito de aplicación

Junto al conocimiento del proyecto, la otra área que permite procesar adecuadamente la información obtenida y hacer estimaciones sobre los posibles impactos es la del adecuado conocimiento del medio en el que se pretende la implementación del proyecto que se estudia.

Obviamente, sin un adecuado conocimiento de las características de los factores del medio ambiente que pueden verse afectados por el proyecto (o viceversa), no es posible cumplir con el objetivo de la EIA (De Tomás, 2013).

Pero la idea fundamental y de base en lo que a la información que debe recogerse en los inventarios ambientales no es la de aportar a los responsables de la toma de decisiones el conocimiento de si una especie determinada u otros elementos cualesquiera existen en el hábitat afectado o no; lo verdaderamente importante, tal como dicen Gray y Edwards-Jones, es proporcionar información sobre *lo que está presente, cuál es su importancia, cuál es su susceptibilidad a los cambios y si la pérdida, alteración o reducción de estos elementos presentes serían importantes para el ecosistema* (Gray & Edwards-Jones, 1999)

Naturalmente, resulta obvio que la descripción de los factores ambientales (constituidos en el “Inventario Ambiental”) debe ser proporcionada a su valor intrínseco y a su susceptibilidad de resultar afectado por una o varias acciones de proyecto; de no ser así, se incurriría en errores de descripción por defecto, o por exceso que llevarían a vacíos de información o a descripciones prolijas, llenas de datos irrelevantes, con poca utilidad y, por añadidura, con repercusión positiva en el precio final del EsIA.

Una forma muy adecuada de elaborar unos inventarios en amplitud y profundidad consistentes con el caso que se estudia es la de realizar un proceso de *scoping* (De Tomás, 2013). Se trata de un procedimiento contemplado en la Directiva 97/11/CE, de aplicación no obligatoria para los Estados miembros, aunque sí se recomienda que estos introduzcan, al menos, una etapa voluntaria de *scoping*; ese requisito mínimo consiste en que las Autoridades competentes deberán dar una opinión previa, en caso de que esta sea requerida por el redactor (Raymond & Coates, 2001, p. 8). Ese es, de todas formas y dicho desde nuestra propia experiencia profesional, un recurso muy poco utilizado por los redactores.

El *scoping* es el proceso por el cual se identifica el contenido y grado de detalle de la información ambiental que debe ser remitida a la Autoridad Ambiental competente en el procedimiento de EIA (Raymond & Coates, 2001). Según Gray y Edwards-Jones, un *scoping* bien realizado es la clave para un EIA escueto y eficaz en costes (Gray & Edwards-Jones, 1999, p. 9). De hecho, el *scoping* es también, en muchos aspectos, la clave para analizar efectos acumulativos e identificar acciones pasadas, presentes y futuras (VV.AA., 1997). El propósito del *scoping* es, pues, la identificación temprana, de entre todos los posibles impactos del proyecto, y de entre todas las alternativas viables, de aquéllos que son realmente cruciales y significativos (Glasson, et al., 2005, p. 4).

El procedimiento es muy sencillo y eficaz: se trata de iniciar un proceso de consultas con la Administración, de cara a identificar aspectos clave e impactos que presumiblemente necesitarán de una investigación ulterior, y preparar así los términos de referencia para el EsIA (Sadler & McCabe, 2002). Pero, a pesar de su gran importancia, es un procedimiento habitualmente ignorado o soslayado por los redactores de EsIA (Mulhivill, 2003); su utilización por parte de los profesionales de la EIA podría racionalizar en buena medida los enfoques, en términos de eficacia relativa en los procesos de toma de decisiones (Snell & Cowell, 2006).

Es cierto, como señala Slotterback, que en ocasiones puede resultar difícil obtener la colaboración de todas o alguna de las partes implicadas (Slotterback, 2009); pero no lo es menos, de acuerdo con nuestra experiencia personal, que los resultados de la realización de un buen proceso de *scoping* compensarán de sobra los esfuerzos realizados en este sentido e, incluso, ahorrarán costes.

Un sencillo algoritmo puede ilustrar el procedimiento de *scoping*:

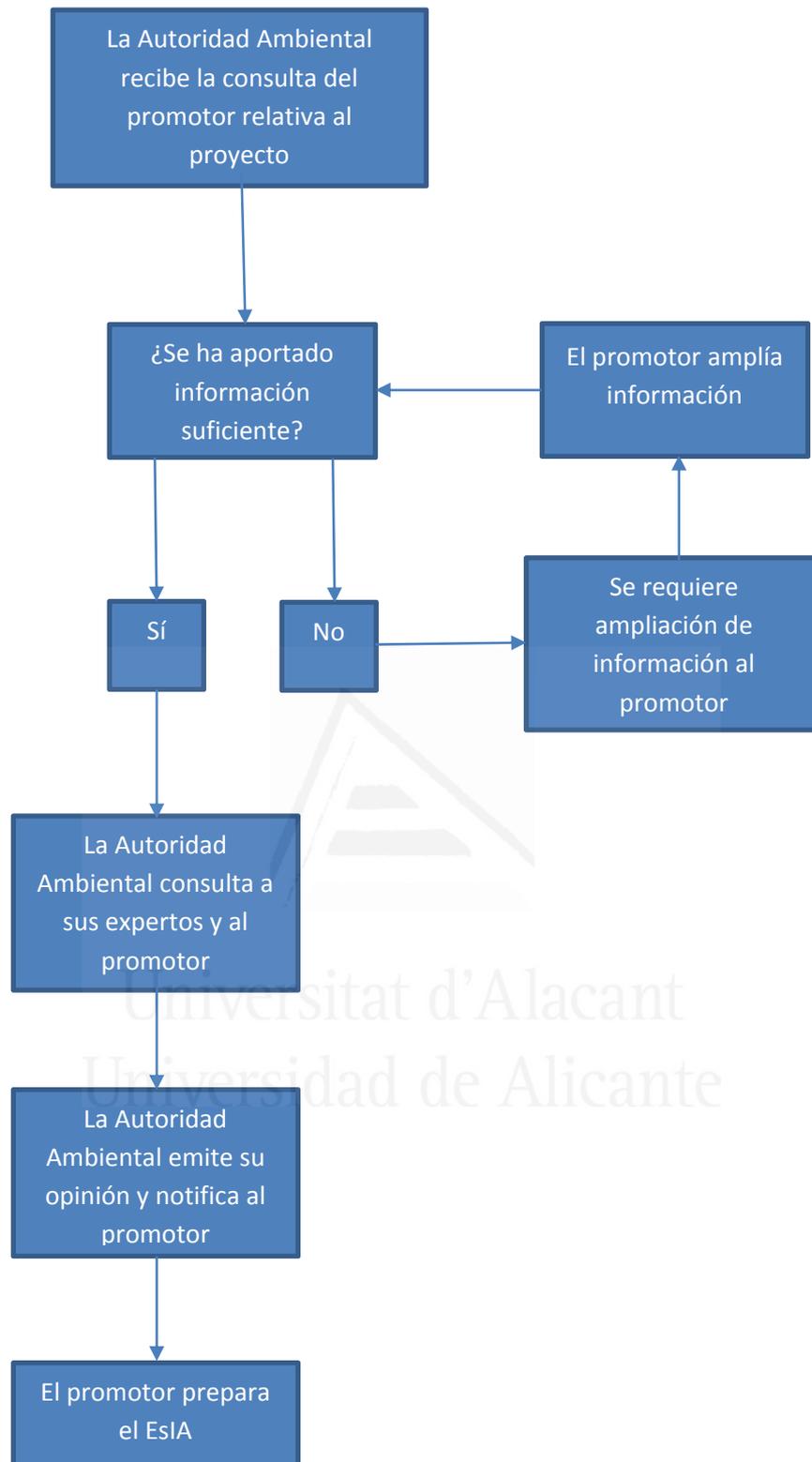


Fig. 21: Procedimiento de *scoping* (tomado de Snell y Cowell, 2006, modificado).

En suma, la práctica sistemática del *scoping* aportaría a los EsIA una serie de beneficios que podrían sintetizarse en:

- Ayuda a asegurarse de que la información medioambiental utilizada en la toma de decisiones proporciona una visión completa de los efectos importantes del proyecto, incluyendo cuestiones de interés particular para ciertos grupos o individuos afectados.
- Ayuda a enfocar los recursos sobre los aspectos relevantes para la toma de decisiones y evita realizar esfuerzos innecesarios en cuestiones de escasa importancia.
- Ayuda a asegurarse de que la información medioambiental proporciona una visión equilibrada y que no está recargada con información irrelevante.
- Estimula la consulta en fases tempranas entre el promotor y las autoridades competentes, el público y otras partes que pudieran estar interesadas, acerca del proyecto y de sus posibles impactos ambientales.
- Ayuda a un planeamiento, gestión y asignación de recursos con respecto a los EsIA.
- Ayuda en la identificación de alternativas al proyecto propuesto, así como también en la de medidas de corrección que deberían ser consideradas por el promotor.
- Puede ayudar a identificar otra legislación o controles regulatorios que podrían resultar relevantes para el proyecto y proporcionar oportunidades para la necesario trabajo de evaluación con respecto a distintos sistemas de control que deberían ser asumidos en paralelo, evitando así duplicaciones en esfuerzo y costes.
- Reduce el riesgo de retrasos debidos a peticiones de información adicional tras la remisión del EsIA.

Tabla 5: Beneficios potenciales del *scoping* (tomado de Raymond y Coates, 2001. Modificado).

Un protocolo de buenas prácticas a la hora de llevar a cabo el proceso de *scoping*, propuesto por Raymond y Coates (Raymond & Coates, 2001, p. 8), es el decálogo que reproducimos a continuación:

1. Elaborar una lista de organizaciones y personas que puedan tener intereses en el proyecto, proporcionarles información de contacto y mantenerlos informados a medida que el proyecto se desarrolla.
2. Contactar con cada consultor o asesor para solicitar su ayuda en el *scoping*.
3. Comparar, analizar y tener en cuenta las respuestas obtenidas en el planeamiento del EsIA.
4. Si hay un alto interés local, considerar hacer una exposición pública del proyecto para responder posibles cuestiones del público.
5. Si existen varios grupos con un interés común, considerar celebrar a intervalos un foro especial con ellos.
6. Registrar siempre los puntos de vista expresados en la consultas.

Tabla 6: Buenas prácticas en *scoping* (tomado de Raymond y Coates, 2001. Modificado).

Uno de los errores habituales de los redactores, que también hemos constatado en nuestro trabajo de campo y que con toda probabilidad se evitaría adoptando como rutina la realización del *scoping*, consiste en la costumbre, bastante extendida, por desgracia, de “copiar y pegar” que, en no pocas ocasiones, los redactores aplican también al caso de los inventarios ambientales (Arévalo & Díaz, 1997), a veces con resultados realmente lamentables, como el caso del proyecto para el embalse del río Umia en Caldas de Reis, en la provincia de Pontevedra, para el que, en 1995, se presentó un EsIA cuyos inventarios ambientales eran copia literal de un proyecto similar desarrollado en Puebla de Guzmán, en la provincia de Huelva y sobre el río Guadiana, y en el que ni siquiera se habían corregido los topónimos. Pese al manifiesto despropósito y al récord de alegaciones al EsIA (de las que se presentaron 27.136), el redactor del anteproyecto y entonces Director de Aguas de Galiza solventó la situación publicando una “fe de erratas” en la que decía lo siguiente:

“Donde dice PRESA DE SANLÚCAR, debe decir PRESA DE CALDAS DE REIS. Donde dice RÍO GUADIANA, debe decir RÍO UMIA. Donde dice RIBERAS DEL GUADIANA, debe decir RIBERAS DEL UMIA”.

Lo más grave de esta patética actuación es que no fue admitida ninguna de las 27.136 alegaciones, se obtuvo la Declaración de Impacto (?) y las obras fueron inauguradas el 17 de abril de 1998 (Eirexas, 2009).

Con lo que antecede se pone netamente de manifiesto que es la propia Administración / Poder Político encargada de velar por la protección del medio ambiente, la calidad de los procedimientos de EsIA y de la documentación de que estos necesitan quien en ocasiones defrauda la confianza del ciudadano y malversa, acaso para fines propios, el poder de que la ciudadanía la invistió. Naturalmente, casos como este justifican por sí solos la desconfianza del ciudadano hacia los procedimientos administrativos en general y los de la EIA en particular.

2.3.4.4.1 Resultados

En los EsIA revisados, los Inventarios son, en sí mismos y en su composición, una función sesgada de acuerdo con la formación de los redactores, y/o con la cantidad (que no necesariamente calidad, ni pertinencia) de la información accesible o disponible, antes que una descripción consistente de factores ambientales que puedan ser eventualmente afectados por los proyectos o actividades que se estudian y, por lo tanto, relevantes al caso.

Las figuras siguientes resultan claramente ilustrativas de la situación constatada:

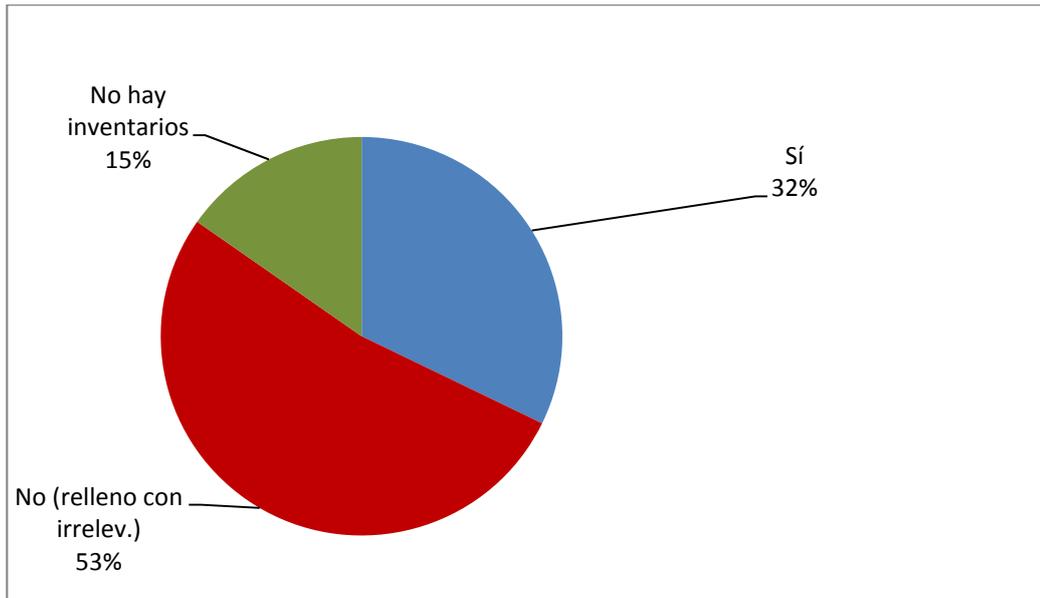


Fig. 22: Relación de los inventarios ambientales con el proyecto en estudio (n=77).

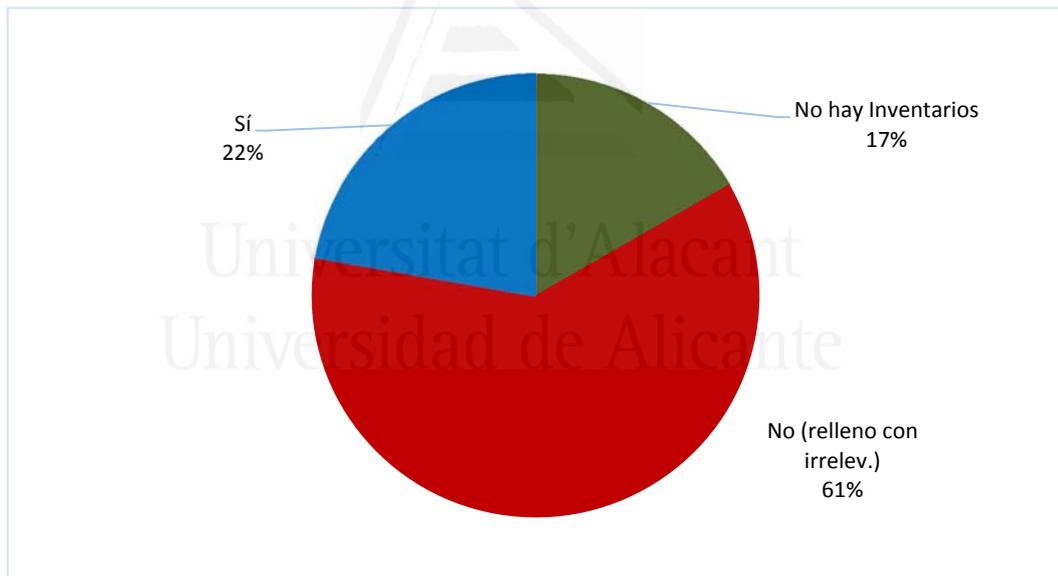


Fig. 23: Adecuación de los inventarios al proyecto en el grupo A.

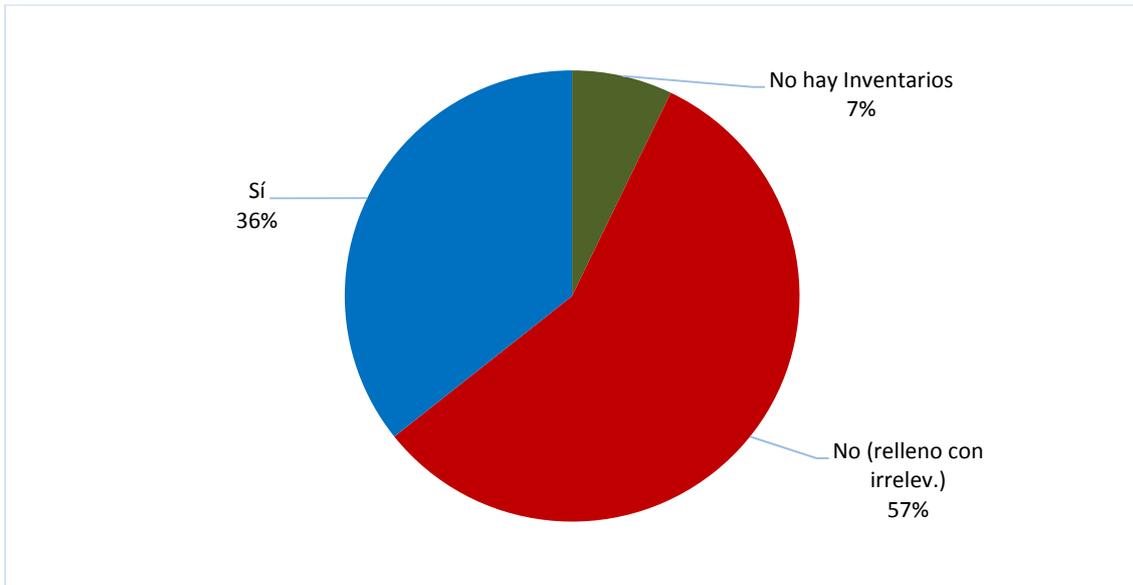


Fig. 24: Adecuación de los inventarios al proyecto en el grupo B.

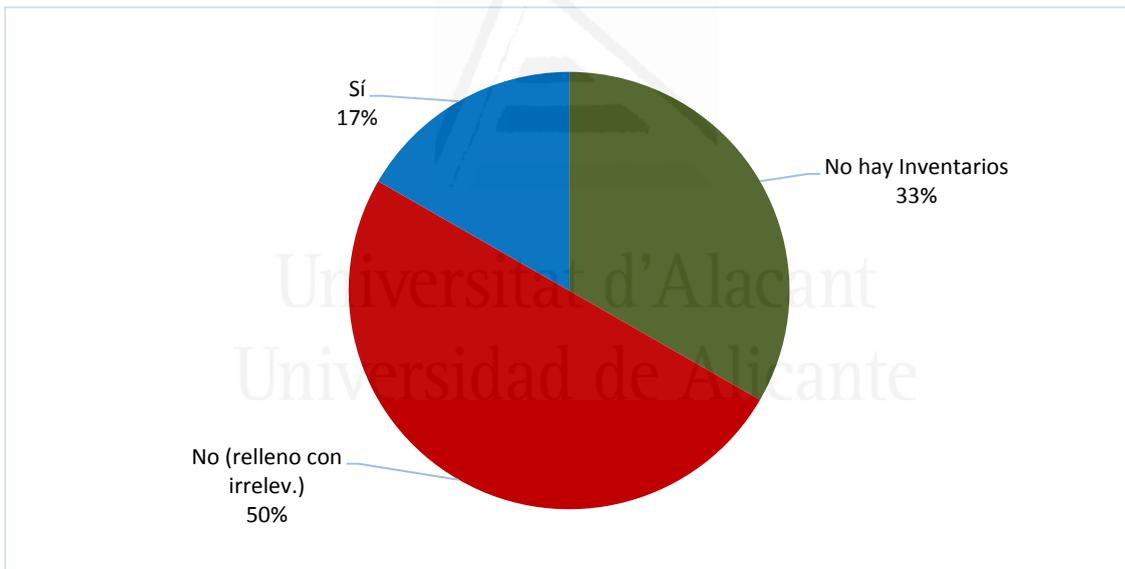


Fig. 25: Adecuación de los inventarios al proyecto en el grupo C.

Tal y como se aprecia claramente en los gráficos anteriores, existe una gran tendencia, bien patente en todos los grupos, a elaborar unos inventarios ambientales que en poco se relacionan con el proyecto en evaluación, quedando reducidos en la mayor parte de los casos estudiados a una información que se ofrece, o bien insuficiente, o bien

demasiado prolija en la descripción de aspectos que resultan completamente irrelevantes a los efectos del proyecto.

Como antes se ha indicado, la realización de un proceso de *scoping* contribuiría adecuadamente a focalizar la atención (y las descripciones) sobre aquellos factores del medio ambiente y aspectos de los mismos que, por ser susceptibles de verse afectados por acciones de proyecto, revisten importancia real en el proceso concreto de EIA.

2.3.4.5 Evaluación de impactos ambientales

Una de las primeras metodologías para evaluar los posibles impactos sobre factores ambientales derivados de la implementación de proyectos fue el desarrollado en 1971 por Luna Leopold y col., tan solo dos años después de la aparición de la NEPA²³, por encargo del US Geological Survey (Leopold, et al., 1971) para la evaluación de impactos ambientales. Se trata de un método basado en una matriz causa-efecto en cuyas abscisas se representan las acciones de proyecto, mientras que en ordenadas se expresan los factores ambientales. En la actualidad, esta metodología se encuentra ampliamente superada (Espinoza, 2007).

Unos años después, algunos autores reconocían que, desde la aparición de la NEPA, no se habían hecho demasiados esfuerzos en el diseño de nuevas metodologías de evaluación de impactos ambientales e insistían en la necesidad de desarrollo en este campo (Martel & Lackey, 1977), haciendo hincapié en la necesidad de desarrollar nuevas metodologías de evaluación de impactos.

Dos décadas después, en 1997, Canter y Sadler hacían una relación de 22 metodologías de evaluación de impactos ambientales, a las que denominan “herramientas” (Canter & Sadler, 1997), las cuales incluían, desde la evaluación basándose en casos similares, hasta la extrapolación de tendencias, pasando por varios tipos de listas de chequeo, la evaluación basada en indicadores, el análisis de coste-beneficio, la construcción de matrices o la construcción de modelos cuantitativos:

²³ National Environmental Policy Act.

Métodos evaluación	Scoping	Identificación impactos	Descripción ambiente afectado	Predicción de impactos	Evaluación de impactos	Toma de decisiones	Comunicación de resultados
Análogos (análisis de semejanzas, estudio de casos)	+	+		+	+		
Listas de chequeo (simples, descriptivas, cuestionarios)		+	+				+
Listas de chequeo enfocadas a decisiones (MCDM, MAUT, etc.)					+	+	+
ACB (análisis coste-beneficio)				+	+	+	
Opinión de expertos (Delphi, etc.)		+		+	+		
Sistemas expertos	+	+	+	+	+	+	
Indicadores o índices	+		+	+	+		+
Pruebas de laboratorio y modelos a escala		+		+	+		
Evaluación de paisaje			+	+	+		
Revisión de literatura		+		+	+		
Inventarios				+	+		+
Matrices	+	+		+	+	+	+
Monitorización (del estado de referencia)			+	+	+		
Monitorización (estudios de campo)				+	+		
Redes		+	+	+			
SIG			+	+	+		+
Fotomontajes (histórico/actual)			+	+			+
Modelización cualitativa (conceptual)			+	+			
Modelización cuantitativa			+	+			
Evaluación de riesgos	+	+	+	+	+		
Construcción de escenarios				+		+	
Extrapolación de tendencias			+	+		+	

Tabla 7: Sinopsis de actividades y métodos de evaluación. Tomado de Canter y Sadler, 1997.

El resultado del amplio desarrollo de metodologías de evaluación de impactos parece haber provocado que actualmente exista un cierto grado de confusión (a veces, franca indefinición) detectable entre los profesionales del medio ambiente en torno a las metodologías de evaluación de impactos ambientales: mientras que unas corrientes abogan por una pretendida “exactitud” de los métodos de cálculo de estos parámetros y, por lo tanto, del propio valor de los impactos, otras, en cambio, se esfuerzan por reconocer abiertamente el concepto de incertidumbre²⁴ y poner de relieve la inevitable subjetividad de los procedimientos, e incluso de los conceptos que se consideran cuando hablamos de medio ambiente e impacto ambiental (De Tomás, 2013). Así, esas dos diferencias fundamentales de criterio son las que dan origen a las metodologías “objetivas” y “subjetivas”.

Entre las primeras se encuentran las *metodologías cuantitativas*, cuya base de pensamiento es la *mensurabilidad* de los factores y parámetros que se consideran en la evaluación. Se apoyan en la utilización de números nítidos o precisos (“*crisp numbers*”) para los cálculos, si bien resulta inevitable (aunque no debidamente reconocida y, mucho menos, tratada) la consideración de factores de subjetividad, que después se intentan reconducir al terreno de lo cartesiano mediante artificios que incluyen la ponderación arbitraria, hecha desde juicios de valor, a menudo poco argumentados. Además, existen parámetros cuya naturaleza es completamente cualitativa y cuya medida, por tanto, no es posible. Así, la consistencia matemática del que precisamente resulta ser el método “*crisp*” más utilizado es, como mínimo, muy dudosa. Entraremos en esta discusión más adelante.

Las segundas se basan en el reconocimiento explícito de niveles de imprecisión (a los que ya antes hemos aludido), en una aproximación más ajustada a la realidad y en la necesidad de la incorporación de criterios subjetivos para conseguirlo; se trata de las *metodologías cualitativas*, que, frente a las anteriores, utilizan términos lingüísticos (“*etiquetas lingüísticas*”) en sus aproximaciones y razonamientos. Es la filosofía que ha dado paso, en última instancia, a la incorporación de elementos procedentes de la lógica heurística y del concepto de lógica y números difusos (*fuzzy logic; fuzzy numbers*).

²⁴ No olvidemos que estamos ante un proceso de *predicción* de efectos sobre el medio ambiente.

De las muchas y variadas clasificaciones de metodologías de evaluación de impactos realizadas hasta la fecha, y teniendo en cuenta que muchas de las incluidas en listas como la del cuadro 5 no son estrictamente métodos de evaluación propiamente dichos, sino de detección de impactos (ej. matrices, listas de chequeo, cuestionarios, etc.), parece conveniente, sobre la base de una deseable simplificación, adoptar una sistemática más sencilla, que tiene como más cercana a la descrita por Forcada en el año 2000 (Forcada, 2000):

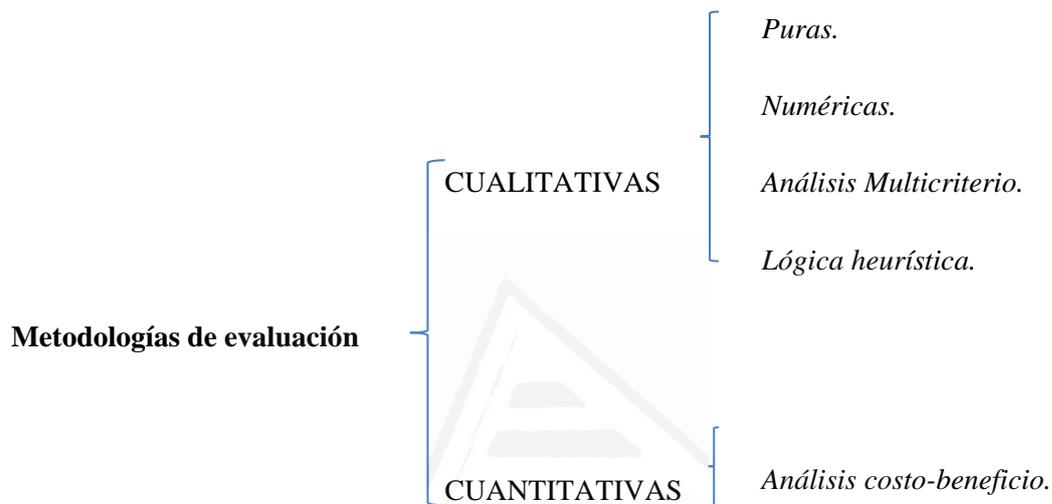


Tabla 8: Clasificación de metodologías de evaluación de impactos (De Tomás, 2013. Basado en Forcada, 2000).

Como antes hemos dicho, las tendencias actuales sugieren la utilización mayoritaria de métodos habitualmente clasificados en la literatura como cuantitativos o, incluso, con fases cualitativas y cuantitativas, tal y como describe Conesa el método de los números “crisp” (Conesa, 1993), ampliado posteriormente por el mismo autor (Conesa, 1997), que resulta ser claramente de los más utilizados.

De hecho, las metodologías de evaluación basadas en métodos cuantitativos son, incluso, promovidas o recomendadas por la normativa española en vigor, que las

prioriza sobre las basadas en métodos cualitativos. Así, en el artículo 10, párrafo 5, del RD 1131/1988²⁵, se lee, refiriéndose a la evaluación de los impactos ambientales, que:

*“La valoración de estos efectos, **cuantitativa, si fuese posible, o cualitativa** [...]”*

No obstante, es de notar que, pese a la recomendación anterior, la propia legislación reconoce implícitamente la existencia, no de valores numéricos, sino de *etiquetas lingüísticas*, es decir, del carácter *cualitativo* de los impactos para referirse a su valor, al establecer cuatro categorías ordinales:

<u>VALOR DE LOS IMPACTOS</u>
- COMPATIBLE.
- MODERADO.
- SEVERO.
-CRÍTICO.

Tabla 9: Valores de los impactos ambientales, según la normativa española²⁶.

La tabla anterior sugiere de manera inequívoca una visión predominantemente cualitativa, y no cuantitativa, de la cuestión; volveremos sobre este importante asunto más adelante en presente estudio.

2.3.4.5.1 Resultados

Por lo que se refiere a nuestro trabajo de campo, hemos encontrado el sorprendente resultado de que en un buen número de los EsIA revisados (27% de ellos) ni siquiera se

²⁵ R.D. 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental.

²⁶ Definiciones recogidas en el Anexo I, “Conceptos técnicos” del RD 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental.

procede a evaluar los impactos, mientras que en un porcentaje similar (27%) se asigna a los impactos un valor completamente arbitrario y sin justificación alguna del porqué del valor ofrecido. Cuando se utiliza una metodología de evaluación conocida, esta ha sido, en la práctica totalidad de los casos (46%; 34 del total de casos), la de los números “*crisp*”, habiendo encontrado como alternativa tan solo un caso de evaluación, en el que se ha utilizado el juicio de expertos aplicando el método “Delphi”, lo que supone un 3% del total de estos.

Los resultados referidos se recogen en la siguiente gráfica:

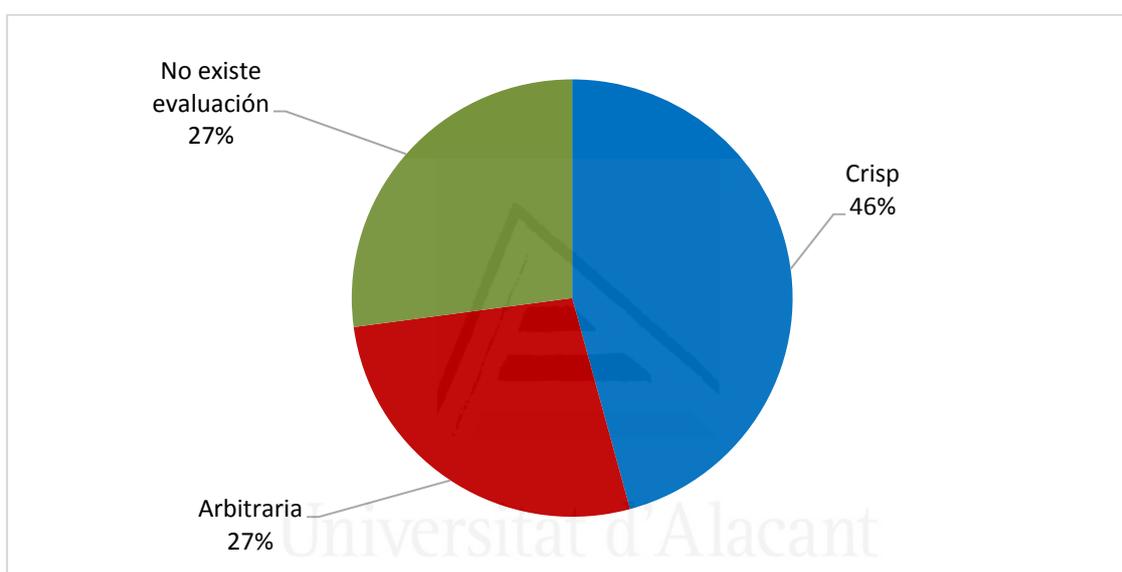


Fig. 26: Evaluación de impactos ambientales en los EsIA revisados (n=77).

En un análisis según el perfil profesional de los redactores se aprecia una gran similitud en los procedimientos desarrollados por los grupos B y C, con porcentajes similares de “evaluación” completamente arbitraria (39 y 41%, respectivamente), de falta absoluta de evaluación de impactos (22 y 18%, respectivamente) y de utilización de metodología basada en los números “*crisp*” (39 y 41%, respectivamente).

Por su parte, en el grupo A se registra un mejor desempeño en los resultados, al menos por el hecho de que se reduce notablemente el porcentaje de asignación de valores arbitrarios (22%).

Los resultados se pueden observar en los gráficos siguientes:

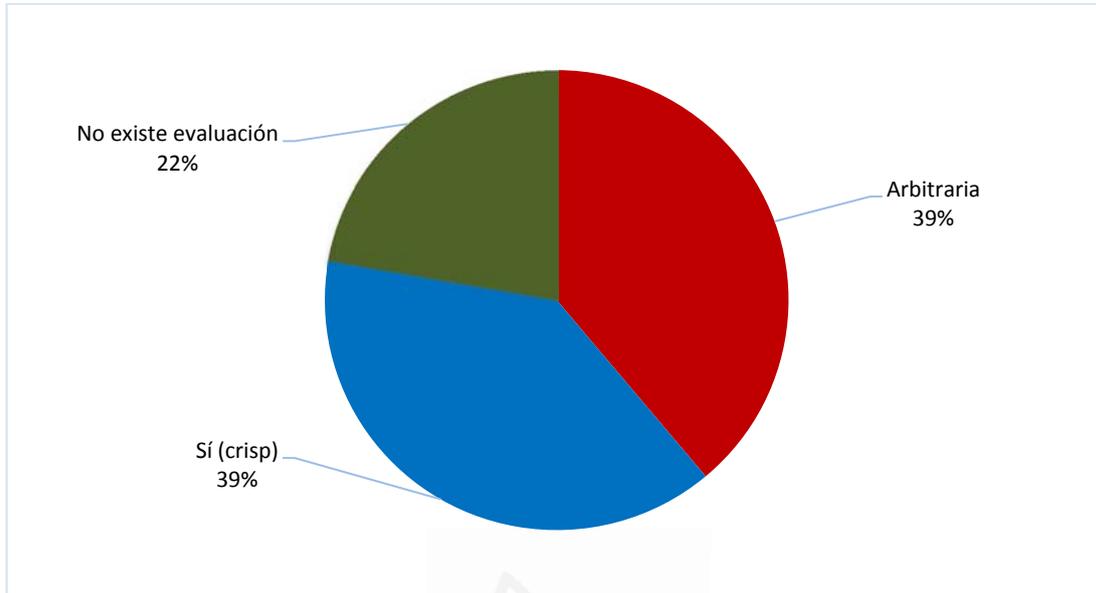


Fig. 27: Evaluación de impactos ambientales en el grupo A.

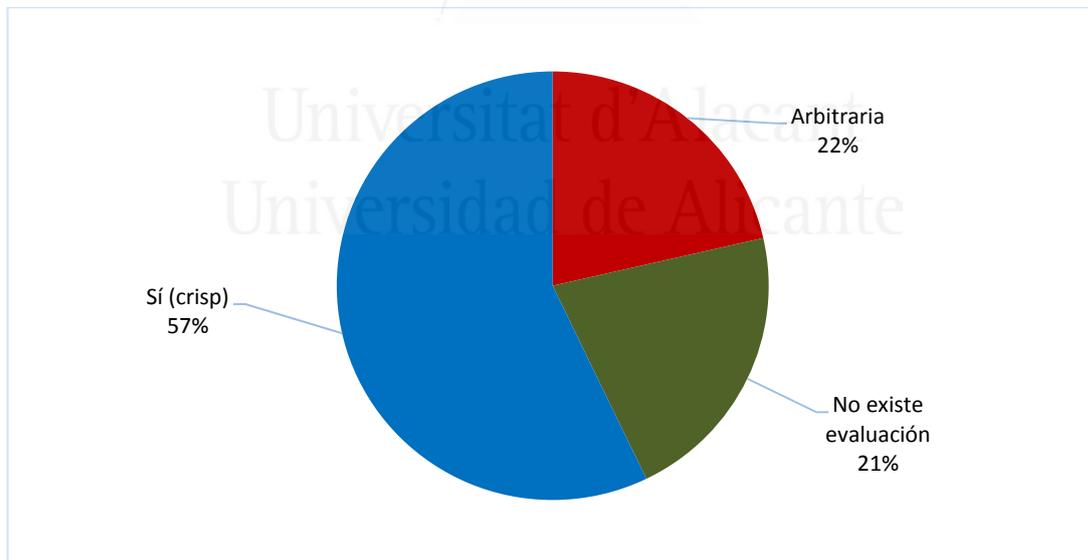


Fig. 28: Evaluación de impactos ambientales en el grupo B.

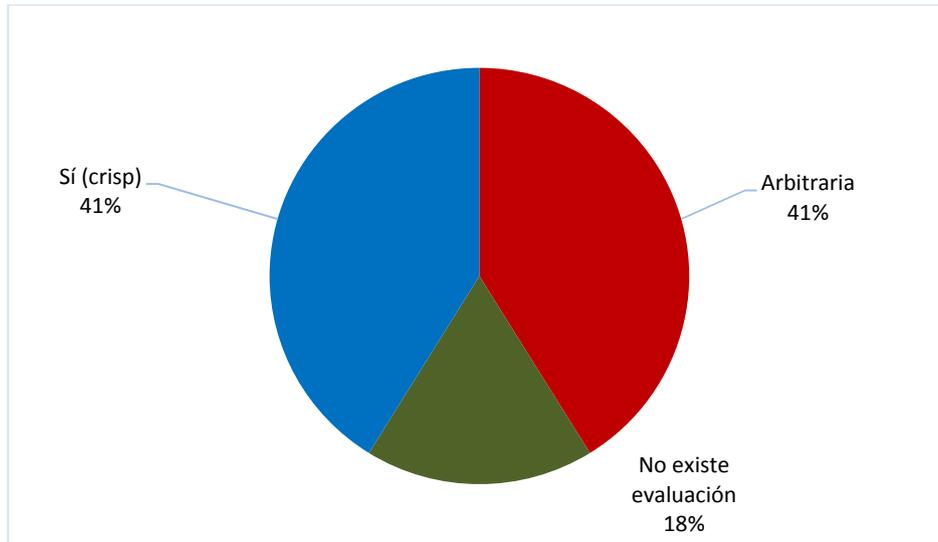


Fig. 29: Evaluación de impactos ambientales en el grupo C.

2.3.4.6 Dictamen facultativo

Dentro de la EIA, el EsIA es un instrumento fundamental de decisión; ello por ser un informe facultativo y constituir, por lo tanto, un compendio de consideraciones y valoraciones de las condiciones medioambientales del entorno que se pretende implementar el proyecto que se informa.

Se espera, por tanto, el aporte de un dictamen facultativo con relación a las posibles afecciones que a causa de la implementación del proyecto pudieran sufrir los factores medioambientales que se consideran.

Obviar un dictamen facultativo final equivale a olvidar o a pasar inapropiadamente a un segundo término la mencionada cuestión de base de que el EsIA es un instrumento de decisión y que la argumentación del mismo (el texto, propiamente dicho), sirve de bien poco si no va acompañada de un dictamen de los redactores.

2.3.4.6.1 Resultados

Con una asombrosa frecuencia (alrededor del 86% del total) los EsIA no proporcionan un dictamen facultativo, una opinión de los redactores acerca de la viabilidad medioambiental del proyecto que se informa.

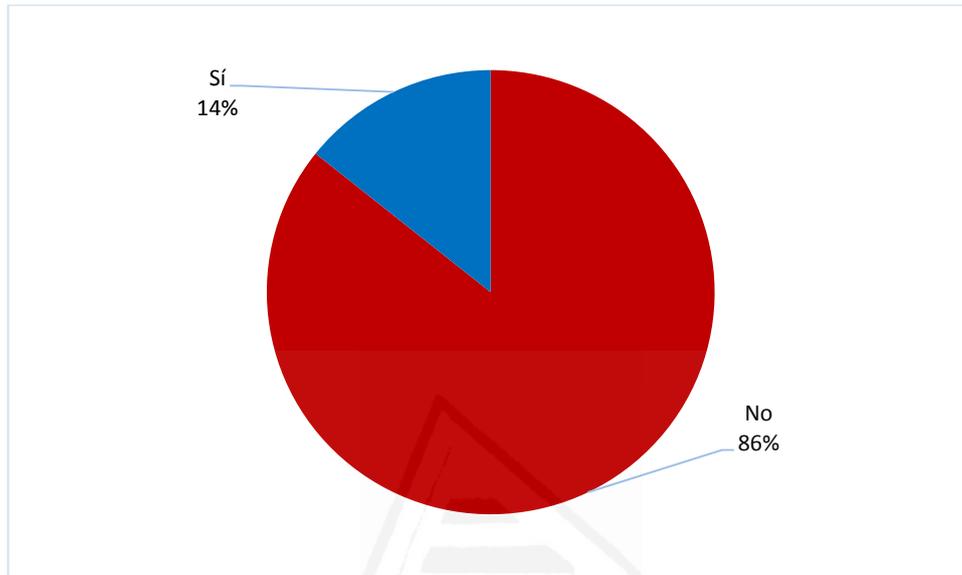


Fig. 30: Dictamen facultativo en los EsIA (en general; n=77).

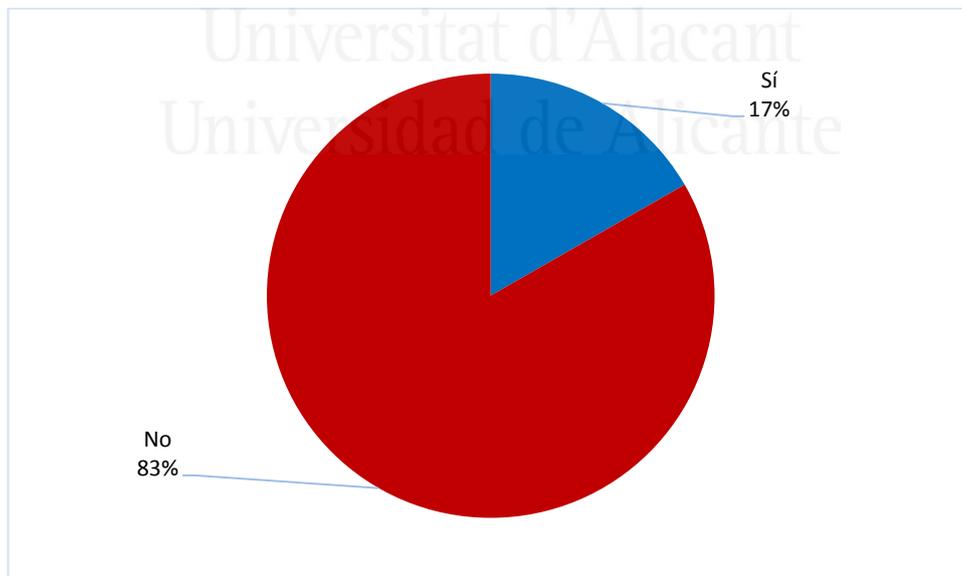


Fig. 31: Dictamen facultativo (grupo A).

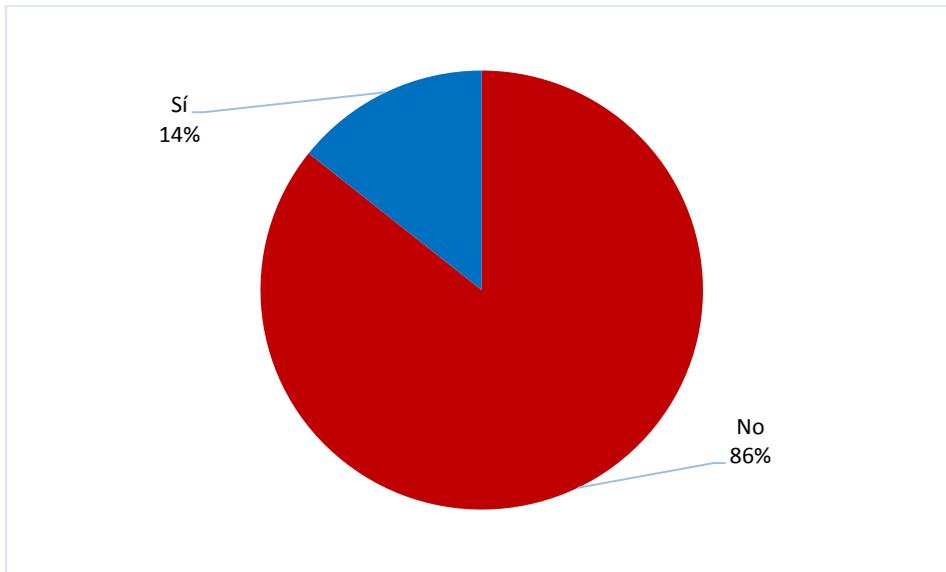


Fig. 32: Dictamen facultativo (grupo B).

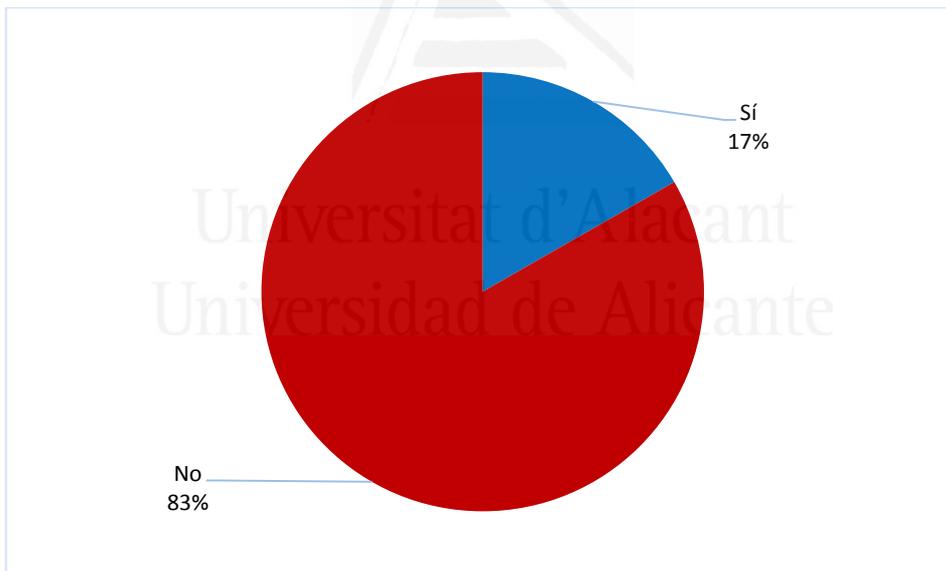


Fig. 33: Dictamen facultativo (grupo C).

2.3.4.7 Estudio conjunto y resultados

Para intentar establecer la independencia de los grupos entre sí, y por tanto, la existencia o no de diferencias estadísticamente significativas entre ellos en lo tocante al tratamiento de los parámetros estudiados, se procedió, en primer lugar, a eliminar el grupo C, por considerar que se trata de un grupo cuya composición no está claramente determinada en los casos estudiados.

A continuación se sometió a los grupos A y B a un test de hipótesis, para lo que se procedió a elaborar tablas de contingencia a partir de los datos obtenidos como resultado del trabajo de campo, consignándose, para cada grupo y en columnas separadas, los casos observados y esperados en los que el tratamiento de cada factor fue correcto (C) o incorrecto (NC):

OBSERVADO	M. LEGAL		ALTERNATIVAS		INCERTIDUMBRE		INVENTARIOS		EVALUACIÓN		CONCLUSIONES		SUMAS
	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	
GRUPO A	5	43	16	32	11	37	11	37	19	29	8	40	288
GRUPO B	7	12	14	5	7	12	7	12	11	8	3	16	114
SUMAS	12	55	30	37	18	49	18	49	30	37	11	56	402

Tabla 10: Tabla de frecuencias observadas de parámetros realizados satisfactoriamente en los distintos grupos.

ESPERADO	M. LEGAL		ALTERNATIVAS		INCERTIDUMBRE		INVENTARIOS		EVALUACIÓN		CONCLUSIONES	
	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC
GRUPO A	9	39	21	27	13	35	13	35	21	27	8	40
GRUPO B	3	16	9	10	5	14	5	14	9	10	3	16

Tabla 11: Tabla de frecuencias esperadas de parámetros realizados satisfactoriamente en los distintos grupos.

χ^2	M. LEGAL		ALTERNATIVAS		INCERTIDUMBRE		INVENTARIOS		EVALUACIÓN		CONCLUSIONES	
	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC
GRUPO A	1.50500	0.32836	1.40365	1.13809	0.27862	0.10235	0.27862	0.10235	0.28907	0.23438	0.00181	0.00036
GRUPO B	3.80211	0.82955	3.54606	2.87518	0.70389	0.25857	0.70389	0.25857	0.73027	0.59211	0.00457	0.00090

Tabla 12: Valores individuales de χ^2 .

De la tabla anterior se obtiene el valor de χ^2 con 11 grados de libertad:

$$\chi^2 = 19.96835$$

De donde, a su vez, se obtiene el valor de α :

$$\alpha = 0.04577667 (<0.05)$$

Lo que nos decanta por la aceptación de la hipótesis nula H_0 , que sugiere la independencia entre los grupos considerados o, lo que es lo mismo, la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre ellos, con un índice de confianza del 95%:

$$IC = 1 - \alpha = 0.95422333$$

Posteriormente, y con el propósito de obtener una visión gráfica comparativa de los distintos grupos y los datos relativos a parámetros realizados correctamente, se construyó una tabla con los valores porcentuales de estos:

%	MARCO LEGAL	ALTERNATIVAS	INCERTIDUMBRE	INVENTARIOS	EVALUACIÓN	CONCLUSIONES
GRUPO A	11	33	22	22	39	17
GRUPO B	36	71	36	36	57	14

Tabla 13: Porcentaje de parámetros realizados correctamente en los grupos A y B.

A partir de ellos se obtuvo la siguiente gráfica.

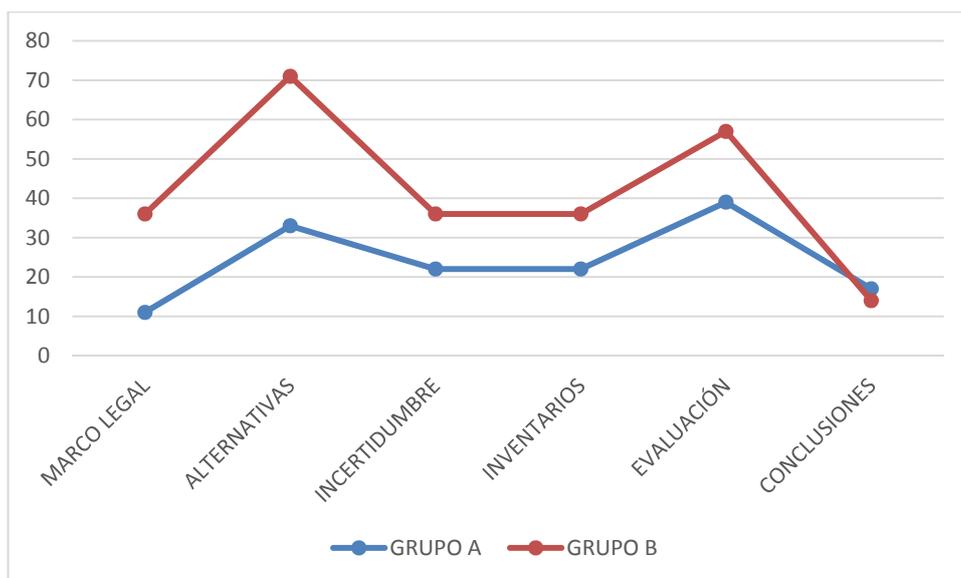


Fig. 34: Comportamiento general de los dos grupos en los parámetros evaluados. En ordenadas se recogen los porcentajes de parámetros realizados correctamente por los grupos A y B.

La gráfica anterior sugiere un mejor comportamiento del grupo B en lo que se refiere a la calidad global en la realización de los parámetros estudiados sobre los dos grupos (A y B), viniendo a confluir ambos en el parámetro “Conclusiones”.

2.4 Conclusiones del análisis

Por una parte, se observa en el gráfico de la figura 34 que existe una clara diferencia en los porcentajes de realización correcta o aceptable por parte de los grupos A y B en lo que se refiere a los parámetros estudiados; los resultados se orientan netamente a favor de un mejor comportamiento del grupo B.

Dado que según lo hasta aquí expuesto, las diferencias aludidas en el párrafo anterior pueden únicamente deberse a cuestiones de tipo formativo o de limitaciones presupuestarias, y que estas últimas afectan a los dos grupos por igual, deducimos que el perfil profesional (la formación específica en cuestiones medioambientales) es un factor que incide de manera notable en la calidad técnica de los EsIA.

Consideramos, pues, que queda suficientemente evidenciada la necesidad de un proceso de capacitación específica de los redactores de EsIA actuales y futuros y una implicación clara y decidida de las distintas Administraciones para evitar el estentóreo formalismo y falta de coherencia y calidad técnica actualmente mostrada en gran parte de los EsIA presentados ante la Administración, extremo que se analizará en el capítulo primero.

Por otra parte, el análisis cualitativo de los datos obtenidos de la revisión de los EsIA permitió descubrir una serie de errores bastante generalizados, entre los que destacamos los siguientes:

- Casos de falta de información relevante.
- Tratamiento deficiente del capítulo de Medidas Correctoras, incluso sin ofrecer un valor para impacto residuales (lo que indica de manera clara la absoluta falta de comprensión en absoluto de las propias Medidas Correctoras).
- Descripción deficiente de los proyectos a evaluar.
- Deficiente elaboración de Inventarios Ambientales, que por lo general cubren aspectos no relevantes para el proyecto, llegando en algún caso a ser completamente descabellados. Incluso se ha detectado algún trabajo en el que los Inventarios Ambientales ni siquiera existen (lo cual da una idea cierta del escasísimo nivel de comprensión del importante trabajo que se está llevando a cabo). Existen casos en los que ni siquiera se comprende el sentido de los Inventarios Ambientales, o se confunden con efectos²⁷.
- Tratamiento muy deficiente de alternativas al proyecto que, en muchas ocasiones, ni siquiera se contemplan. Los razonamientos, cuando existen, suelen orientarse a la elección de la alternativa previamente seleccionada por el promotor. Se han detectado casos en los que ni siquiera se comprende el concepto de “alternativas”, puesto que, en vez de proponer alternativas al proyecto, los redactores plantean alternativas a las medidas de corrección que ellos mismos han propuesto previamente en un lamentable ejercicio de pérdida de tiempo.

²⁷ Incluso, se ha detectado un “inventario” de lluvia ácida.

- Comprensión muy baja o nula de los conceptos generales del EsIA. Existen casos que, pese a no haber realizado ninguna evaluación de impactos, se proponen medidas correctoras para los mismos (?).
- Deficiente valoración de impactos ambientales que, en ocasiones resulta ser completamente arbitraria, sin acompañarse de razonamiento alguno ni descripción de la metodología de evaluación que se utiliza. En otros casos, lo que se ofrece es un valor numérico como pretendido valor del impacto, ignorando las categorías de evaluación recogidas en la normativa²⁸.
- Inexistencia de dictamen facultativo.

A la vista de esos resultados, podemos concluir que queda claramente patente el hecho de que la calidad de los trabajos que sirven de apoyo a la Administración española en las diferentes Comunidades Autónomas para la toma de decisiones en materia de medio ambiente es generalmente mediocre, por adolecer de los defectos anteriormente evidenciados. Siendo así, se puede también justamente concluir que las propias decisiones administrativas que tienen su base en ellos no deben ser plenamente coherentes con la necesaria preservación del medio ambiente, objetivo para el que fue diseñado el procedimiento de EIA, sin olvidar las faltas propias de la Administración, de las que ofrecemos un ejemplo que a nosotros nos resulta particularmente impactante (Eirexas, 2009).

A partir del estudio realizado, los EsIA suelen resultar en documentos que trivializan claramente la problemática medioambiental y que, en la mayoría de los casos, parecen no ser sino una justificación, un requisito puramente administrativo para la cumplimentación de un procedimiento (la EIA) que se ha convertido, consecuentemente y a todas luces, en una realidad

²⁸ Durante el trabajo de campo hemos detectado un caso particularmente llamativo en el que, pese a no encontrar por ningún sitio referencia alguna al método de valoración de impactos, el autor asegura sin más aclaraciones que “*tras llevar a cabo las MC propuestas, el impacto global será de -1948, por lo que el proyecto se puede llevar a cabo*”. Lo cual resulta muy sorprendente, tanto por la llamativa contundencia de la declaración como por su falta absoluta de argumentación o explicaciones.

banal e incómoda, una simple formalidad burocrática para la obtención de la correspondiente licencia por parte del promotor²⁹.

No solo eso, sino que, además, es muy probable que, como consecuencia de esas decisiones de la Administración, se tienda a la superficialidad en lo tocante a regulaciones y disposiciones subsiguientes.

Como lo es, de hecho, la Ley de Costas, clamorosamente contestada por sectores sociales preocupados genuinamente por el medio ambiente y muy bienvenida, en cambio, por el sector empresarial. Lo anterior no es sino una manifestación clara, objetiva y contundente de la disparidad de criterios entre los sectores que abogan por preservar el medio ambiente sobre la base de un desarrollo sostenible y el sector empresarial, interesado generalmente en la obtención de beneficios a corto plazo, aun pasando por encima de “intangibles” como el Medio Ambiente, escenificando así el actual divorcio existente entre los conceptos de desarrollo y medio ambiente.

2.5 Recomendaciones

De lo hasta ahora dicho se deduce claramente que resulta necesario un golpe de timón que amortigüe primero y cambie después el actual rumbo y estado de cosas en materia de medio ambiente y se oriente hacia el tantas veces invocado y aclamado, y otras tantas ninguneado, principio del Desarrollo Sostenible enunciado por primera vez en el informe “Nuestro Futuro Común”, más conocido como “Informe Bruntland” por haber sido elevado en 1987 a la Asamblea General de las Naciones Unidas por la entonces Primera Ministra del Gobierno Noruego, Gro Harlem Bruntland (Bruntland, 1987), y cuya idea central creemos conveniente recordar aquí:

“Desarrollo Sostenible es el que satisface las necesidades del presente sin comprometer el de las generaciones futuras”

²⁹ Conservamos un documento que consideramos paradigmático de lo dicho y que consiste en la copia de una especie de “Estudio de Impacto Ambiental” para una pista de aerolíneas ubicada en la provincia de Alicante, suscrito por un Doctor Ingeniero Aeronáutico en el año 1992, cuya extensión total es de tres páginas (obviamente insuficiente como para cubrir siquiera aproximadamente los mínimos aspectos a tener en cuenta en la realización de un EsIA y que, pese a todo, obtuvo su correspondiente Declaración de Impacto por parte de la Autoridad Ambiental.

La idea central del Informe Brundtland es la de que se requiere un cambio de actitud con respecto al medio ambiente, fomentando la consecución de una serie de objetivos:

1. Llevar a cabo restricciones en los ámbitos:
 - a) *Ecológico*: tendentes a la preservación del planeta Tierra.
 - b) *Moral*: renuncia a los niveles de consumo a los que no todos los habitantes del planeta pueden aspirar.
2. Desarrollo económico de los países pobres.
3. Control de las tasas de natalidad.
4. Preservación prioritaria de los sistemas naturales que sostienen la vida en la Tierra.
5. Conservación de los ecosistemas subordinada al bienestar humano (gestión adecuada del medio natural).
6. Uso eficiente de los recursos no renovables.

Al Informe Brundtland siguieron, en el mismo sentido, la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, celebrada en Río de Janeiro en 1992 y más conocida como “Cumbre de la Tierra” o “Conferencia de Río” (UNCED Secretariat, 1982), el Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, en 1998, y la accidentada XVII Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, celebrada en Durban en 2011.

No obstante las multitudinarias reuniones y ante la negativa a firmar los acuerdos por parte de los principales países industrializados (Estados Unidos y Australia, que, a modo de finta política, crearon en 2005, junto a China, India, Japón y Corea del Sur, países responsables conjuntamente de más del 50% de las emisiones de CO₂ a la atmósfera, la así llamada “Asociación Asia-Pacífico sobre Desarrollo Limpio y Clima”), el abandono de varios países (Rusia, Japón y Canadá abandonaron los acuerdos del Protocolo de Kyoto en 2011, tras la Cumbre de Durban, cuya finalidad no era otra que la de extenderlos hasta más allá de 2012) y sobre todo a la vista de la situación actual, parece que los mencionados acuerdos y cumbres han tenido un muy escaso efecto, quedando en meras declaraciones de principios completamente vacías de intención y acción reales y, por lo tanto, muy escasamente eficaces.

A partir de todo lo anterior y con la finalidad de fijar las bases del procedimiento de EIA, que lógicamente incluye las fases que debería comprender la elaboración de todo EsIA, recogemos la secuencia ofrecida por Glasson et al. (modificada), sin olvidar que la EIA debe ser considerada como un proceso *cíclico*, que no se agota en sí mismo y que debe contemplar las necesarias interacciones y retroalimentaciones entre los pasos que describimos a continuación (Glasson, et al., 2005, p. 4):

1. *Screening*. Ajusta la aplicación del proceso de EIA solo a aquellos proyectos que pueden suponer impactos medioambientales significativos. Viene determinado principalmente por la normativa legal del lugar en que se desarrolle el proyecto en el momento de la evaluación.

2. *Scoping*. Permite identificar desde los primeros momentos todos los aspectos importantes de entre todos los posibles impactos y de entre todas las alternativas planteadas. No es obligatorio en España.

3. *Consideración de alternativas*. Tiene la finalidad de asegurarse de que el promotor ha considerado otros enfoques viables, incluyendo alternativas de emplazamiento y tecnológicas del proyecto, y que se ha considerado la “Opción Cero” o de no actuación.

4. *Descripción del proyecto o actuación*. Debe contener una aclaración del propósito del proyecto y la comprensión de sus características, incluyendo sus fases, procesos y emplazamiento.

5. *Descripción del estado del medio sin proyecto*. Incluye la descripción del estado presente y futuro del medio en ausencia de proyecto, teniendo en cuenta los cambios previsibles, tanto como consecuencia de eventos naturales como debidos a la acción humana.

6. *Identificación, previsión y evaluación de impactos*.

Mediante el cruce de la información de los apartados precedentes se procede a la identificación de los principales impactos, tanto negativos como positivos, se identifica la magnitud de los cambios que producirán en el medio como consecuencia de la implementación del proyecto o actividad y se evalúa la significación de esos impactos de modo que podamos concentrarnos en aquellos más adversos.

7. Mitigación. Se introducen medidas para, reducir, evitar la aparición de impactos o compensar de alguna manera por el mismo.

8. Consultas y participación pública. Permite asegurarse de la calidad, comprensión y eficacia del EIA y de que los puntos de vista de la población son debidamente tomados en cuenta en el proceso de toma de decisiones.

9. Vigilancia ambiental. Elaboración de un programa de seguimiento (PVA) que permitirá comparar los efectos obtenidos y compararlos con los previstos. Básicamente, consiste en el diseño de un programa que permita evaluar la eficacia de las medidas de mitigación propuestas, así como también que los impactos residuales no se desvíen de lo esperado; en caso contrario, permitirá tomar medidas adicionales para intentar corregir los desajustes.

Las etapas del EIA continuarían con la presentación del EsIA a la Autoridad Sustantiva, su exposición pública junto al proyecto y su posterior remisión a la Autoridad Ambiental, acompañados del acta de alegaciones, para su revisión. Posteriormente, la Autoridad Ambiental podrá proceder a solicitar ampliaciones de información al promotor, a manifestar la conformidad con el proyecto (desde el punto de vista medioambiental) o su disconformidad con el mismo y la consiguiente prohibición de llevarlo a cabo.

2.6 Pertinencia de un nuevo enfoque en el tratamiento de la EIA

Como se ha visto, existe una serie de problemas y carencias de las que adolece el tratamiento que actualmente se sigue de forma mayoritaria cuando se aborda la EIA y que, concretamente y en lo que se refiere a los EsIA, se puede resumir en los siguientes aspectos de procedimiento y concepto, que, por su implicación en el proceso de participación ciudadana y ponderación de la opinión pública, y por su significación como proceso “serio” con base procedimental científica, respectivamente consideramos como los más importantes:

- a) Tratamiento deficiente y poco o nada razonado de la elección de alternativas al proyecto.
- b) Metodologías de evaluación de impactos ambientales (“crisp” o números precisos) con escasa y más que discutible consistencia matemática.

Nuestra propuesta metodológica se centrará en estos dos importantes aspectos para intentar resolver, al menos en parte, la problemática actual en relación con la baja calidad que en general presentan los documentos que apoyarán la toma de decisiones por parte de la Administración en materia medioambiental.

Abordamos estos extremos en el Capítulo 3.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



CAPÍTULO TERCERO

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

3. CAPÍTULO TERCERO: Descripción de la situación actual y nuevas propuestas en los procesos de análisis de alternativas.

3.1 Análisis de alternativas: Situación actual

Como se ha visto en los datos obtenidos de nuestro trabajo de campo, el capítulo que se refiere a las alternativas al proyecto es inexistente en un alto porcentaje de los EsIA revisado (56%). Además, se ha comprobado que, en los casos en que estas son contempladas, su tratamiento es muy sucinto, carente de argumentaciones (más allá de las que tienden a justificar la solución planteada por el promotor) y la elección de la solución adoptada nunca lo ha sido por discusión con los grupos interesados.

Resulta oportuno recordar en este punto que en el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, UNEP, se especifica que la participación pública es *“una piedra angular del proceso de EIA. Se deben realizar las disposiciones adecuadas para que las partes afectadas e interesadas puedan presentar sus observaciones acerca de una propuesta y sus impactos [...] La participación pública para alcanzar... los principios procedimentales y los objetivos sustantivos del EIA”* (Abaza, et al., 2004, p. 28).

Aunque también en la misma obra se dice que en la implementación del EIA existe una serie de realidades, *particularmente entre los países más pobres* (Abaza, et al., 2004, p. 16) como:

- Implicación pública limitada en la toma de decisiones políticas.
- Acceso restringido a los procesos de toma de decisiones políticas “centrales”, en particular para las comunidades rurales o aisladas.
- Poca conciencia de la importancia de la gestión ambiental y el desarrollo sostenible entre los sectores del gobierno y el público.
- Marco legal e institucional inadecuado.
- Débil cumplimiento de las leyes y regulaciones.

- Pobre coordinación entre agencias a nivel nacional y entre los niveles nacionales y locales.

Sin embargo, en España, la información y la participación son para los redactores, ser un asunto pasivo y exclusivo de la Administración, limitado al plazo obligatorio de exposición pública de la documentación, a juzgar por el tratamiento que de ellos reciben. La consecuencia directa de esta falta de diálogo entre promotores, decisores y personal de la Administración Ambiental (que debería ser conducida y moderada por una representación del equipo redactor como miembro imparcial de la mesa) es una propensión al encono entre las partes o, al menos, entre algunas de ellas³⁰.

Como acertadamente señalan Aramă y col., “[...] *el público debe ser tomado como parte del equipo de trabajo, no ignorando su opinión, incluso si no es la de un experto*” (Aramă, et al., 2010).

Un buen protocolo de análisis de las alternativas viables a los proyectos en estudio unido a un buen proceso de implicación de las partes afectadas y la consideración de sus opiniones, sin duda evitaría los casos de autocracia que desafortunadamente se dan de manera tan frecuente, sobre todo en el planeamiento urbano y a menudo con una importante incidencia medioambiental; de ello son buena muestra algunos casos llamativos, como el descrito por Ross Hawthorne en el asunto de la construcción del tren monorraíl de Sydney, en el que las instancias gubernamentales de Nueva Gales del Sur ocultaron información de manera deliberada, llegando incluso a negarse a entregar el EsIA y otra documentación y desactivando completamente la participación pública con el solo propósito de llevar a cabo el proyecto a ultranza y según lo planeado por la Administración (Hawthorne, 1989).

En nuestro país también tenemos abundantes y desafortunados ejemplos de este tipo de actuaciones por parte de la Administración: “aeropuertos fantasma”, como los de Castellón, Albacete, Ciudad Real, Burgos, León, etc.; autovías innecesarias (como lo prueba su falta de uso y/o fracaso económico), como las radiales de Madrid o la circunvalación de peaje en Alicante a la A-7, las megaconstrucciones asociadas a eventos internacionales, como las Olimpiadas u otros.

³⁰ Es bien conocida la oposición que habitualmente existe en España entre el binomio promotores-decisores y los grupos ecologistas, por ejemplo. Quizás mediante la información y el diálogo sosegado entre todas las partes podría darse solución a un problema que en no pocas ocasiones llega a encontrarse.

Ante esta situación, cabría preguntarse en qué tipo de estrategias podría residir el interés de las Administraciones en llevar a cabo este tipo de actuaciones que claramente contradicen la lógica y el más elemental sentido de la economía, bien por la vía de la segregación y exclusión absoluta de la opinión pública al respecto, bien por la de ocultar información o por la de bloquear, activa o pasivamente, la participación ciudadana en los procesos de decisión.

3.2 Análisis de alternativas: Propuesta metodológica

Cuando en el desarrollo de un EsIA se tratan las alternativas al proyecto (sin olvidar que en el 56% de los casos estudiados, las alternativas no se tratan en absoluto), a menudo se olvida la razón fundamental de contemplarlas y la esencia misma del proceso de EIA, que no es otra sino la de constituir un procedimiento encaminado a la toma de las decisiones más apropiadas en cada caso.

Lo cual, obviamente, exige de un tratamiento adecuado de la información de que se dispone, tanto ambiental como técnica y social, en todas sus vertientes (salud pública, cultura, economía, etc.), así como también recoger, considerar y conciliar los diferentes puntos de vista, sentimientos e intereses implicados.

Esa variedad en los tipos de información e intereses a tomar en cuenta y procesar, nos lleva directa e ineludiblemente a considerar la cuestión de la toma de decisiones como un proceso donde se tendrán que definir y ponderar criterios de diversa índole con el fin de concluir la mejor solución posible; es decir, un problema *multicriterio*.

En este encuadre, es necesario tener en cuenta que tanto la determinación de criterios, como la de posibles alternativas, son procesos completa o casi completamente subjetivos; por lo tanto, *no hay criterios correctos o erróneos*: solo son opiniones subjetivas, si bien alguna o varias de ellas pueden estar basadas en datos objetivos.

Siendo así, y puesto que debemos racionalizar las decisiones que eventualmente sean tomadas, necesitaremos “cuantificar” estas opiniones subjetivas en forma de valores *ordinales subjetivos* dentro de un rango arbitrario previamente establecido.

En suma, la consideración de partida es la de que tanto los criterios como las alternativas y sus respectivos valores dependen de los decisores y son, por tanto, completamente *subjetivos*. Lo cual en ningún caso significa que la decisión final carezca de objetividad; al contrario: se trata

de incorporar abiertamente la subjetividad al proceso de toma de decisiones con el mayor rigor matemático en el procedimiento.

Teniendo como nuclear la necesidad de incorporar un proceso de información y de participación de la ciudadanía en el proceso de EIA, tal como así fue originalmente concebido, y vista la ya antes abordada tendencia a no considerarla o a bloquearla directamente, se concluye que es absolutamente necesario adoptar un método de valoración de alternativas que haga insoslayable la participativo de los actores sociales, con sus diferentes sensibilidades y criterios, en el proceso.

Entre los diversos métodos de análisis multicriterio existentes, conocidos como Análisis de Decisiones Multicriterio (MCDA), la discusión de las alternativas posibles a un proyecto mediante la técnica del Análisis Jerárquico Multicriterio (AHP, por sus siglas en inglés) es, en opinión de varios autores, como Ramanathan (Ramanathan, 2001), Vaidya y Kumar (Vaidya & Kumar, 2006), Demirel (Demirel, et al., 2008), etc., la que, junto a su generalización, el Proceso Analítico de Redes (ANP, por sus siglas en inglés), proporciona unas opciones de mayor funcionalidad.

Por otra parte, los resultados de ensayos realizados por Yatsalo y col., consistentes en la aplicación de varias técnicas distintas al mismo problema (MAUT³¹, AHP y sobreclasificación), muestran que un análisis comparativo ofrece resultados similares en lo que respecta a la jerarquización de alternativas (Yatsalo, et al., 2007).

Por su utilidad y amplia difusión, describiremos a continuación en detalle los procedimientos del Proceso Analítico Jerárquico (AHP) y del Proceso Analítico en Red (ANP). Para el conocimiento de otras técnicas de análisis multicriterio remitimos al lector a la muy variada la bibliografía sobre el tema.

Tal y como Marttunen y Hämäläinen ponen de manifiesto, es de principal importancia mantener un estrecho contacto con todas las partes interesadas y presentarles tanto el proyecto como sus alternativas en la fase inicial del estudio; ello proporcionará la oportunidad para establecer, comentar en conjunto y revisar la jerarquía preliminar y los atributos o alternativas posibles y *llegar a un consenso en cuanto a la definición del problema* (Marttunen & Hämäläinen, 1995, p. 554). Los mencionados autores proponen el siguiente esquema de trabajo:

³¹ Utilidad Multi-atributo.

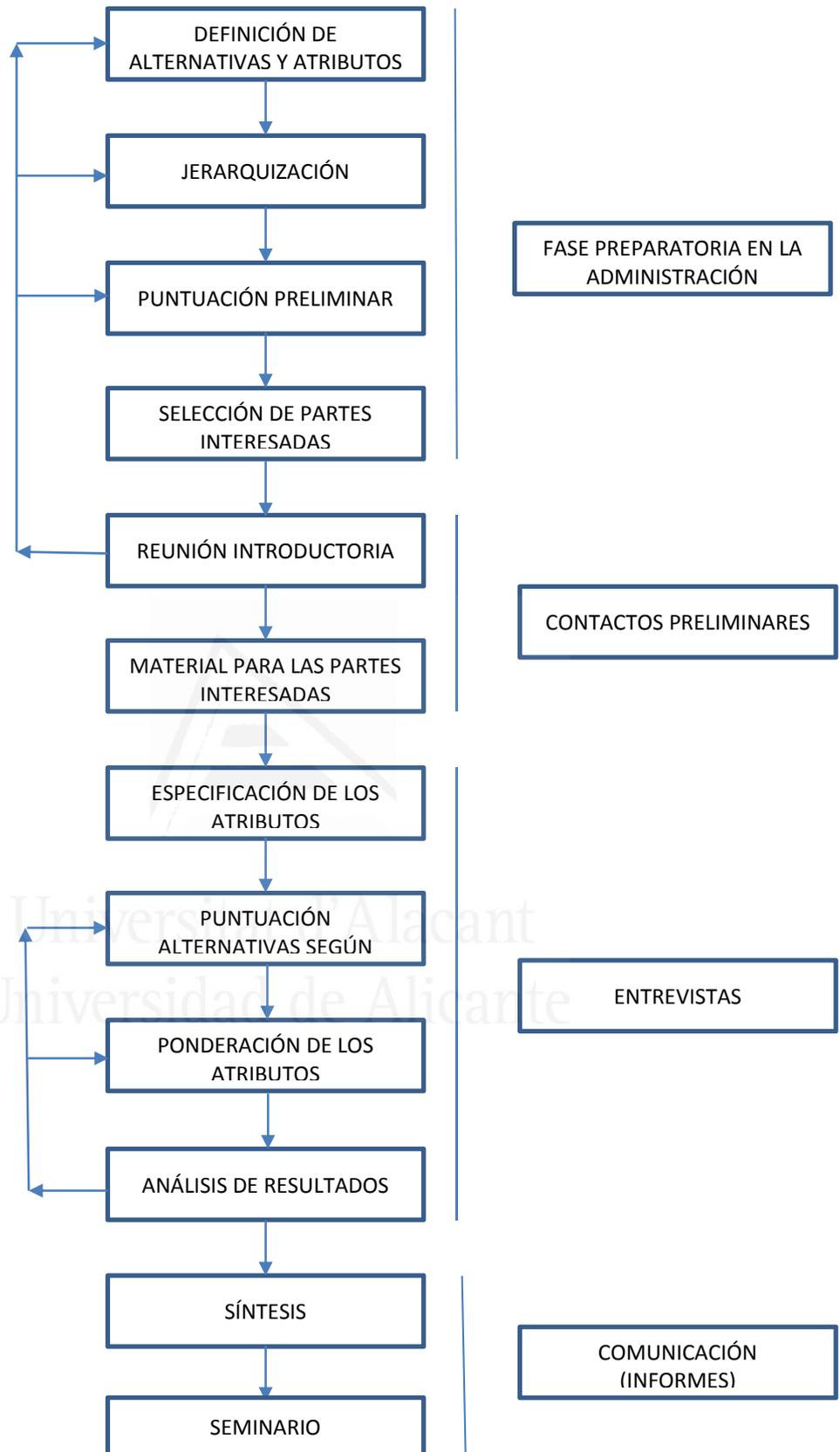


Fig. 35: Etapas del proyecto (de Marttunen & Hämäläinen, 1995, traducido).

Consideramos no obstante, y refiriéndonos al caso particular y peculiaridades de España, que la primera etapa del trabajo, planteada por Marttunen y Hämäläinen para ser desarrollada en combinación con la Administración, no resulta viable, salvo consultas puntuales a la misma; proponemos en su lugar que la etapa se desarrolle como trabajo previo del gabinete técnico.

Naturalmente, la participación social en la EIA, en tanto que proceso de toma de decisiones, resulta de la mayor importancia y debería ser promovida activamente pro la Administración.

3.2.1 El Proceso Analítico Jerárquico (AHP)³²

Fue diseñado por Thomas L. Saaty en los últimos años de la década de 1970 y presentado por el autor en 1980, y consiste, básicamente, en un procedimiento de ordenación jerárquica diseñado para la toma de decisiones en ámbitos multicriterio.

Resulta especialmente útil en la ayuda a la toma de decisiones complejas que incluyen o involucran la comparación entre elementos de la decisión que resultan difíciles de cuantificar y se basa en la premisa de que, al enfrentarse a un problema de decisión, la reacción natural del ser humano es la de agrupar los elementos de decisión de acuerdo a sus características comunes y es, como ya se ha dicho, uno de los MCDA más utilizados, puesto que es capaz de desenvolverse procesando etiquetas lingüísticas, que es el enfoque natural del ser humano.

Una de las grandes ventajas que presenta el método del análisis jerárquico es la de que con el mismo se pueden convertir las escalas ordinales a escalas jerárquicas y comprobar su consistencia.

Como dicen Saaty y Sodenkamp, *“AHP ha revolucionado la forma en que resolvemos problemas de decisión [...] El AHP se ha aplicado en todo el mundo para ayudar a los decisores en todos los contextos de decisión imaginables, tanto en el sector público como en el privado, con, literalmente, miles de aplicaciones informadas”* (Saaty & Sodenkamp, 2010).

Probablemente, una de las razones de su popularidad es la de que el proceso de AHP (así como su software asociado) posibilita el uso directo del lenguaje natural, permitiendo a los representantes de las partes interesadas emitir descripciones verbales de la importancia relativa de determinados criterios, en términos de comparación completamente lingüísticos, como

³² El apartado (ampliado en este trabajo) se ha tomado íntegramente de (De Tomás, 2013).

“moderadamente”, “absolutamente”, “tres veces más importante que...”, etc., con cuya utilización la experiencia demuestra que muchas personas se sienten confortables (Belton & Stewart, 2002).

El método general de análisis jerárquico multicriterio se basa en tres conceptos clave:

- 1) **Alternativas:** Cada una de las posibilidades contempladas.
- 2) **Criterios:** Cada uno de los elementos que sirven de base para la evaluación (variables del medio).
 - a) **Atributos (o subcriterios).** Lo son cada una de las posibles subdivisiones de los criterios. Suelen ser valores medibles con independencia de los deseos del decisor y suelen expresarse como una función de las variables de decisión:

Ejemplo: Los beneficios de una empresa constituyen un atributo de los valores del decisor (el empresario).
 - b) **Objetivos:** Representan incrementos relativos en las funciones que corresponden a los atributos que reflejan los valores del decisor:

Ejemplo: En el caso anterior, maximizar emisiones, minimizar riesgos, etc.
- 3) **Niveles de aspiración:** El *nivel de aspiración* es el que convenimos como aceptable para considerar logrado determinado *objetivo*. Con respecto a un *atributo*, su combinación representa una *meta*.

Según Márquez, para que *criterios* y *atributos* sean significativos, deben reunir las siguientes propiedades (Márquez, 1999):

- a) **Comprensibilidad:** Los Criterios y Atributos deben ser buenos indicadores de los objetivos a realizar.

- b) **Comparabilidad**³³: A pesar de que cada uno de ellos pueda tener una naturaleza propia y diferente, deben ser en todo momento comparables por alguna escala conocida.
- c) **Completitud**: Criterios y Atributos deben reunir los aspectos esenciales que permitan resolver el problema que tenemos planteado.
- d) **Descomponibilidad**: Deben poderse dividir y jerarquizar, según su importancia.
- e) **Minimalidad**: El conjunto de Criterios y Atributos debe constar del menor número de elementos posible, de modo que otro conjunto menor de los mismos no pueda aportar la solución al mismo problema.

Una relación de los diferentes criterios que podemos utilizar para la evaluación de distintas alternativas (e igualmente, para la evaluación de impactos) es la facilitada por Munier (Munier, 2004):

Criterios técnicos. Son los criterios que se emplean, fundamentalmente, para la selección de alternativas. Dependen de cada alternativa o proyecto.

Criterios ambientales. Normalmente hacen referencia a *umbrales* que no deben sobrepasarse:

- *Uso del agua.*
- *Fósforo recirculado.*
- *Descargas al aire.*
 - *Descargas de CO₂.*
 - *Descargas de CO.*
 - *Descargas de NO_x.*
 - *Inmisión de material particulado.*
- *Descargas de tóxicos al agua.*
- *Descargas de agua caliente.*
- *Uso de energías fósiles.*

³³ Márquez lo llama “Mensurabilidad” (Márquez, 1999); nosotros hemos preferido cambiarlo por el citado, ya que el originalmente propuesto podría inducir a pensar exclusivamente en conceptos cuantitativos, a los que no necesariamente nos atenemos. De hecho, una de las ventajas del AHP es, precisamente, la de poder conjugar y comparar conceptos cuantitativos y cualitativos.

- *Número de árboles a cortar.*
- *Cruce de cuerpos de agua.*
- *Número de kilómetros de efectos visibles (p. ej. en un tendido eléctrico).*
- *Uso del suelo.*
- *Proximidad o cruce de zonas húmedas.*
- *Cruce de masas forestales autóctonas.*
- *Cruce de masas forestales degradadas.*
- *Cruce de parques naturales.*
- *Generación de ruidos.*
- *Impacto sobre aguas subterráneas.*
- *Migración de fauna.*
- *Zonas protegidas.*
- *Residuos peligrosos.*
- *Productos químicos en aguas residuales.*
- *Zonas desérticas cruzadas.*
- *Zonas áridas cruzadas.*
- *Kilómetros de vías de servicio.*
- *Contaminación visual.*
- *Erosión.*
- *Efectos biológicos.*
- *DBO₅.*

Criterios de seguridad: Normalmente, se expresan en porcentajes:

- *Molestias a la población.*
- *Riesgos en la seguridad.*
- *Riesgos de sabotaje.*
- *Riesgos geológicos.*
- *Riesgos políticos.*
- *Riesgos de contaminación de suelos.*

Criterios sociales: Expresan (normalmente en porcentajes) las diferentes percepciones de la población relativas a diferentes aspectos:

- *Grado de aceptación pública.*

- *Población afectada por el proyecto.*
- *Población desplazada.*
- *Áreas pobladas a cierta distancia del proyecto.*
- *Salud y seguridad públicas.*
- *Conservación del patrimonio.*
- *Delincuencia durante la construcción.*

Criterios económicos: Expresan la vertiente económica de los impactos (hectáreas de tierra cultivada, hectáreas de terreno agrícola impactado, tráfico de vehículos por hora, etc.):

- *Tierra arable.*
- *Beneficios económicos directos.*
- *Beneficios económicos indirectos.*
- *Tráfico de vehículos.*
- *Bosques comerciales.*
- *Eficiencia económica.*
- *Competitividad de mercado.*
- *Coste por unidad de producción.*
- *Eficiencia en el uso de recursos.*

Criterios constructivos: Son también criterios de tipo técnico, como por ejemplo, la pendiente del terreno o la distancia a una carretera:

- *Fallas geológicas.*
- *Estabilidad geológica.*
- *Falta de agua.*
- *Tipo de suelo.*
- *Dificultades técnicas.*
- *Logística.*

Criterios espaciales: Se relaciona con efectos a distancia originados por el proyecto:

- *Efectos transfronterizos.*
- *Derechos de servidumbre.*
- *Difusión de la concentración de contaminantes.*
- *Distancia mínima a áreas pobladas.*

Criterios temporales: Expresan la persistencia y duración de los efectos.

Una vez definidos los conceptos básicos (alternativas, criterios y atributos), se procede a su jerarquización y, a partir de ellos, se construye una matriz cuadrada, la llamada **matriz de comparación por pares**, en base a la importancia relativa (o la probabilidad de ocurrencia, si se conoce) de los diferentes criterios. Esta matriz tiene como finalidad la comparación entre cada par de alternativas o criterios:

$$A = \begin{bmatrix} a_{1,1} & \cdots & a_{1,n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n,1} & \cdots & a_{n,n} \end{bmatrix}$$

Las prioridades se calculan en función de comparaciones pareadas con respecto a un criterio dado; en segundo lugar, se procederá a establecer las prioridades entre los propios elementos de la jerarquía.

Las comparaciones pareadas pueden ser de varios tipos:

- **Importancia:** Resulta apropiado comparar la importancia cuando se comparan criterios entre sí.
- **Preferencia:** Es apropiado si se comparan distintas alternativas.
- **Probabilidad (más o menos probable):** Se compara la probabilidad de los resultados, ya sea con criterios o con alternativas.

Posteriormente, se construye una matriz para cada criterio o atributo de la jerarquía, de modo que se pueda calcular la probabilidad de los elementos del nivel inmediatamente inferior, y se comparan estos por pares, usando para ello la siguiente escala de proporciones o intensidades, basada en intervalos:

IMPORTANCIA	DEFINICIÓN	EXPLICACION
1	Igual de importante	Dos actividades contribuyen igualmente al objetivo
3	Moderadamente más importante	La experiencia y el juicio indican una ligera predominancia de una con respecto a otra.
5	Marcadamente más importante	La experiencia y juicio favorecen marcadamente a una con respecto a otra.
7	Muy marcadamente más importante	Una actividad es fuertemente predominante sobre la otra.
9	Extremadamente más importante	La evidencia que favorece a una sobre la otra es del mayor orden posible de afirmación.
2,4,6,8	Compromiso entre dos de los valores precedentes	A veces existe la necesidad de interpolar un valor de compromiso.
Recíprocos	Si la actividad "a" presenta asignado uno de los valores anteriores, comparada con la actividad "b", entonces "b" tiene el valor recíproco de "a".	Comparación determinada por elegir el menor elemento como unidad para estimar el mayor, como múltiplo de esa unidad.

Tabla 14: Escala fundamental para la comparación por pares (Saaty, 1996).

3.2.1.1 Determinación de los pesos relativos

En principio, para decidir los pesos relativos entre n alternativas solo sería necesario realizar $n-1$ estimaciones. La realización de una serie completa de comparación por pares proporcionaría, quizás, más información de la necesaria; pero también esta sería más variada, de modo que, si algunas respuestas no fueran precisas, la inexactitud se vería compensada por las restantes respuestas (Barford, no consta año).

Supongamos, por ejemplo, que nos hallamos ante un problema de decisión respecto a las alternativas posibles para dar solución a la necesaria ampliación de capacidad de un puerto deportivo. Se plantean las siguientes alternativas:

- a) Ampliación de la instalación actual.

b) Construcción de una nueva instalación suplementaria A en el emplazamiento 1.

c) Construcción de una nueva instalación suplementaria B en el emplazamiento 2.

Y, de común acuerdo con las partes interesadas, se consideran los siguientes criterios:

- 1) Paisaje.
- 2) Medio natural.
- 3) Planeamiento.
- 4) Accesibilidad.

Con los criterios y alternativas se establecen las jerarquías; en el primer nivel de la Fig. 36 se muestra el objetivo general, en el segundo, los criterios que se consideran y en el tercero las posibles alternativas.



Fig. 36: Árbol de jerarquías para el ejemplo, construido con la aplicación Criterium Decision Plus. Elaboración propia.

Dado que la contribución de cada criterio al objetivo final es diferente, esta se realiza comparando los elementos dos a dos (por pares), para lo que utilizaremos la escala de Saaty (tabla 14) para representar el grado de preferencia por uno u otro.

El número de comparaciones, C , que deberían ser realizadas en un proceso completo de comparación por pares se determina por la expresión (Belton & Stewart, 2002):

$$C = \frac{n \cdot (n-1)}{2}$$

El conjunto de los pesos obtenidos como resultado de las comparaciones por pares tiene, obviamente, una estructura matricial en la que se pueden ordenar; así, obtenemos la “matriz de comparación”, en la cual, cada elemento de la línea i y de la columna j , es la razón de los pesos ponderales, w , asignados a partir de la escala de Saaty entre fila y columna:

$$A = \begin{bmatrix} \frac{w_1}{w_1} & \dots & \frac{w_1}{w_n} \\ \frac{w_1}{w_1} & & \frac{w_n}{w_n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{w_n}{w_1} & \dots & \frac{w_n}{w_n} \\ \frac{w_1}{w_1} & & \frac{w_n}{w_n} \end{bmatrix}$$

En el caso del ejemplo, existen 4 criterios en el nivel correspondiente, por lo que se establecerán un total de 6 comparaciones por pares:

$$C = \frac{4 \cdot (4 - 1)}{2} = 6$$

En nuestro caso, establecemos las siguientes comparaciones asignándoles en función de ellas los valores correspondientes de la tabla de Saaty:

“El *Medio Natural* (MN) es *moderadamente más importante* que el *Paisaje* (P)³⁴”, quedaría expresado como:

$$(P:MN) = (3:1)$$

“El *Paisaje* (P) es *muy marcadamente más importante* que el *Planeamiento* (PL)”:

$$(P:PL) = (7:1)$$

“El *Paisaje* (P) es *extremadamente más importante* que la *Accesibilidad* (A)”:

$$(P:A) = (9:1)$$

“El *Medio Natural* (MN) es *marcadamente más importante* que el *Planeamiento* (PL)”:

$$(MN:PL) = (5:1)$$

³⁴ O, lo que es lo mismo, que P es *moderadamente menos importante* que MN .

“El *Medio Natural* (MN) es *muy marcadamente más importante* que la *Accesibilidad* (A)”:

$$(MN:A) = (5:1)$$

“El *Planeamiento* (PL) es *moderadamente más importante* que la *Accesibilidad* (A)”:

$$(PL:A) = (3:1)$$

De este modo podemos construir nuestra matriz de comparación, cuyas líneas y columnas representarán sucesivamente a *Paisaje*, *Medio natural*, *Planeamiento* y *Accesibilidad*, cuyos elementos serán los valores asignados:

	<i>P</i>	<i>MN</i>	<i>PL</i>	<i>A</i>
<i>P</i>	1	3	7	9
<i>MN</i>	0.33	1	5	7
<i>PL</i>	0.14	0.20	1	3
<i>A</i>	0.11	0.14	0.33	1
(SUMAS:	1.58	4.34	13.33	20)

Una vez obtenida la matriz de comparación por pares, procedemos a normalizar las columnas a 1, dividiendo cada elemento por la suma total de las columnas:

	<i>P</i>	<i>MN</i>	<i>PL</i>	<i>A</i>
<i>P</i>	0.63	0.69	0.53	0.45
<i>MN</i>	0.20	0.23	0.38	0.35
<i>PL</i>	0.10	0.05	0.07	0.15
<i>A</i>	0.07	0.03	0.02	0.05
(SUMAS:	1.00	1.00	1.00	1.00)

Ahora podemos obtener el *eigenvector principal normalizado* W, o *vector de prioridades*, simplemente hallando la media aritmética de cada fila (Builes Jaramillo & Lotero Vélez, 2012):

$$W = \begin{bmatrix} 0.58 \\ 0.29 \\ 0.09 \\ 0.04 \end{bmatrix} \begin{matrix} \mathbf{P} \\ \mathbf{MN} \\ \mathbf{PL} \\ \mathbf{A} \end{matrix}$$

Puesto que se trata de un vector normalizado, la suma de sus elementos es 1. El *vector de prioridades* muestra los pesos relativos de los criterios que estamos comparando y nos da, por lo tanto, una idea de la importancia que globalmente adquiere cada uno de ellos con respecto a la totalidad; de modo que podemos decir, por ejemplo, que el paisaje *P* es 2 veces más importante que el medio natural *MN* ($0.58/0.29 = 2$), o que el planeamiento *P* es 2.25 veces más importante que la accesibilidad *A* ($0.09/0.04 = 2.25$).

3.2.1.2 Consistencia

El método AHP permite realizar pruebas de consistencia mediante el cálculo de un índice; pero es necesario comprender que esta consistencia solo lo es a efectos de cálculo de las prioridades sobre la base de las comparaciones por pares. Como menciona Barford, “es posible ser perfectamente consistente, pero estar consistentemente equivocados” (Barford, no consta año, p. 8).

Como dice Forman, la teoría del AHP no exige una consistencia perfecta; es más, la contempla y permite, aunque proporciona una medida de esa inconsistencia en cada juego de juicios (Forman & Selly, 2001, p. 46) Debemos tener en cuenta que la inconsistencia en un procedimiento como el de AHP puede proceder de diferentes fuentes, a las que será necesario permanecer atentos:

- 1) *Falta de información.* La falta de información puede dar lugar a incertidumbre en las previsiones y en los juicios de valor; los valores del índice de consistencia serán altos.
- 2) *Falta de concentración.* Puede darse cuando los decisores están cansados o faltos de interés.
- 3) *El mundo real no siempre es consistente.* No parece muy consistente el hecho de que una comida que habitualmente sienta bien, siente mal en otras ocasiones.
- 4) *Estructura inadecuada del modelo.* Todos los factores existentes en un mismo nivel de la jerarquía deberán ser comparables entre sí.

3.2.1.2.1 Cálculo del índice de consistencia

Una premisa al usar AHP es que el número de elementos a comparar debe ser pequeño, de no más de 9, para que pueda mantenerse la consistencia del método (Saaty, 1990, p. 20).

Se calcula a partir del valor propio (λ_{max}) según la fórmula:

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$$

donde n es el tamaño de la matriz (número de filas o columnas).

Para la estimación de λ_{max} procederíamos a multiplicar cada elemento del vector propio normalizado a 1 obtenido, por el peso total de cada criterio; en nuestro ejemplo:

	P	MN	PL	A
P	1	3	7	9
MN	0.33	1	5	7
PL	0.14	0.20	1	3
A	0.11	0.14	0.33	1
(SUMAS:	1.58	4.34	13.33	20)

$$W = \begin{bmatrix} 0.58 \\ 0.29 \\ 0.09 \\ 0.04 \end{bmatrix} \begin{matrix} \mathbf{P} \\ \mathbf{MN} \\ \mathbf{PL} \\ \mathbf{A} \end{matrix}$$

Llegados a este punto podemos calcular el *eigenvalor* o *autovalor*:

$$\lambda_{max} = (0.58 \cdot 1.58) + (0.29 \cdot 4.34) + (0.09 \cdot 13.33) + (0.04 \cdot 20) = 4.175$$

Utilizando la fórmula anterior:

$$IC = \frac{4.175}{3} = 1.39$$

Ya por último, debemos calcular la llamada *razón de consistencia (RC)*, que es el cociente entre el índice de consistencia y un parámetro aleatorio, tabulado por Saaty y expresado en la tabla siguiente:

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
R	0	0	0.5	0.9	1.1	1.2	1.3	1.4	1.4	1.4	1.5	1.4	1.5	1.5	1.5
I			8	0	2	4	2	1	5	9	1	8	6	7	9

Tabla 15: Índices aleatorios de Saaty. En la fila N se expresa el orden de la matriz.

Calculamos la *razón de consistencia (RC)* según la expresión:

$$RC = \frac{IC}{RI}$$

de donde, en nuestro ejemplo, siendo $RI = 0,90$ (matriz de orden 4):

$$RC = \frac{1.39}{0.90} = 1.54$$

Para que la consistencia de nuestros juicios emitidos en la matriz de comparación por pares sea aceptable, $RC \approx 0,1$. Y dado que el RC de nuestra matriz es mucho mayor, deberemos proceder a asignarle nuevos valores, hasta obtener un RC aceptable.

Puesto que puede tratarse de un procedimiento tedioso para realizarlo a mano, digamos que nuestras matrices serán consistentes si se cumple que:

$$\left| a_{i,j} - \frac{w_i}{w_j} \right| = 0; (i, j = 1, 2, 3, \dots, n)$$

siendo:

w_i = peso correspondiente a la fila i -ésima.

w_j = peso correspondiente a la fila j -ésima.

De modo que, siendo C_i los criterios:

	C ₁	C ₂	...	C _n
C ₁	w_1/w_1	w_1/w_2	...	w_1/w_n
C ₂	w_2/w_1	w_2/w_2	...	w_2/w_n
...
C _n	w_n/w_1	w_n/w_2	...	w_n/w_n

podemos, simplemente, realizar la comparación en la primera columna, y asignar los pesos por normalización a suma uno, como anteriormente hemos visto. De ese modo obtendremos matrices de consistencia cero y evitamos procesos de repetición, cosa muy útil si tenemos un gran número de variables a puntuar (Márquez, 1999, pp. 26-27).

Una descripción particularmente elegante del Método de las Jerarquías Analíticas es la realizada por el propio Thomas L. Saaty y dedicada a su amigo y colega, el Profesor Eizo Kinoshita (Saaty, 2001), de lectura muy recomendable.

En resumen, el proceso de análisis jerárquico multicriterio o *Proceso Analítico Jerárquico*, se desarrolla en cinco etapas sucesivas:

3.2.1.3 Ejemplo:

3.2.1.3.1 Estructuración del modelo (definición de objetivos):

El desarrollo es similar a un ejercicio de “*brainstorming*”, en el que toman parte todos los miembros del equipo. Se construye una jerarquía básica, formada por el Objetivo General, los Criterios y distintos niveles jerárquicos de Subcriterios. La manera de construirla debe ser tal que los elementos de un mismo nivel sean todos ellos de un mismo orden de magnitud y, a la vez, puedan relacionarse con todos o alguno de los elementos del siguiente nivel jerárquico:

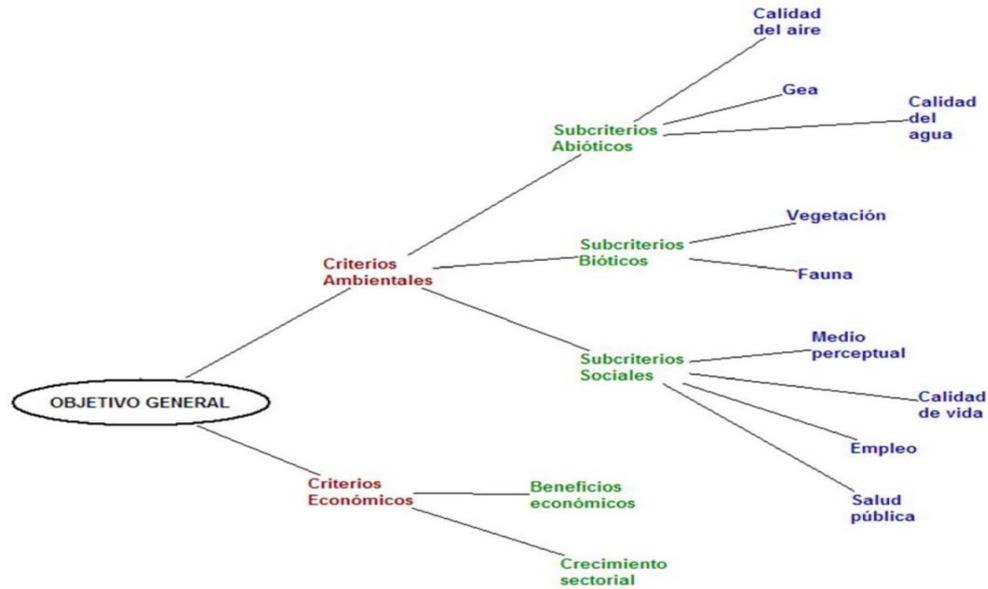


Fig. 37: Ejemplo de árbol jerárquico para Proceso Analítico Jerárquico (elaboración propia, utilizando el software libre Criterium Decision Plus, de InfoHarvest).

3.2.1.3.2 Valoración de elementos

Los decisores consensuan y emiten juicios de valor, que se comparan por pares. Esta comparación de valores subjetivos por pares se basa tanto en valores cuantitativos como en valores cualitativos y se realiza en base a la escala de Saaty (tabla 14), de modo que cuando los dos factores de comparación son “igual de importantes” o “igualmente preferidos”, se asigna un valor 1 al término de la matriz y, si uno es “extremadamente más importante” o “extremadamente más preferido”, el valor asignado será 9 (con todas las posibilidades intermedias, incluida la de asignar valores pares en caso, por ejemplo, de no haber unanimidad en la asignación de dos valores consecutivos de la escala). Lo que hacemos en esta etapa es *priorizar* la importancia de unos elementos sobre otros.

Como resultado del proceso, obtenemos para cada criterio una matriz cuadrada como la que ya hemos indicado anteriormente; por ejemplo:

	C ₁	C ₂	C ₃
C ₁	1	3	6
C ₂	1/3	1	3
C ₃	1/6	1/3	1

En ella podemos ver que el factor C₃ es 6 veces más importante que el C₁ y 3 veces más importante que el C₂.

A continuación, el vector de prioridades W:

	C ₁	C ₂	C ₃
C ₁	1	3	6
C ₂	0.33	1	3
C ₃	0.17	0.33	1
Σ	1.50	4.33	10

	C ₁	C ₂	C ₃
C ₁	0.67	0.69	0.60
C ₂	0.22	0.23	0.30
C ₃	0.11	0.08	0.10
Σ	1.00	1.00	1.00

$$W = \begin{bmatrix} 0.653 \\ 0.250 \\ 0.097 \end{bmatrix}$$

Posteriormente obtenemos el *autovalor*:

$$\lambda_{max} = (0.653 \cdot 1.50) + (0.25 \cdot 4.33) + (0.097 \cdot 10) = 3.032$$

Para después proceder a calcular el índice de consistencia, según la fórmula de la pág 98:

$$IC = \frac{3.032 - 3}{2} = 0.016$$

Lo que nos permite hallar la razón de consistencia utilizando la *Tabla de Índices Aleatorios* de Saaty y la fórmula de la pág. 99; siguiendo con el ejemplo:

$$RC = \frac{0.016}{0.58} = 0.028$$

En él, y puesto que $RC \ll 0.1$, los valores asignados resultan consistentes.

3.2.1.3.3 Análisis de las distintas opciones o alternativas

En el caso de que la metodología se esté utilizando para evaluar distintas alternativas, en esta fase se procede a analizarlas para valorar en qué medida cada una de ellas llega a satisfacer cada uno de los criterios considerados. El grado de satisfacción se puede describir en función de distintos tipos de escala (nominales, ordinales, cardinales, etc.), dependiendo de las características de cada criterio.

El resultado es una matriz que, tras normalización, se utiliza para obtener el respectivo *vector de prioridades*, que nos informará acerca de la alternativa más conveniente.

3.2.1.3.4 Síntesis

En esta etapa se procede a resumir el procedimiento y los razonamientos utilizados durante el proceso, justificando así la opción elegida.

3.2.1.3.5 Análisis de sensibilidad

Por último, se elabora un análisis de sensibilidad, puesto que los resultados logrados dependen en buena medida de los niveles jerárquicos establecidos por el decisor y de los juicios de valor de los elementos constitutivos de la estructura jerárquica.

Todo el proceso descrito puede implicar, sobre todo en los casos en que se barajen muchos criterios y alternativas, una considerable complicación e inversión de tiempo, si no por la utilización del cálculo matricial, sí por lo repetitivo, cosa que puede fácilmente conducir a la comisión de errores.

Afortunadamente, para llevar a cabo un análisis jerárquico multicriterio se dispone de diversas herramientas informáticas, como la ya referida Expert Choice programa informático desarrollado por InfoHarvest, específicamente para emular AHP, o Criterium Decision Plus.

El uso de este tipo de herramientas informáticas convierte las tareas descritas en una labor más llevadera y menos sujeta a errores de transcripción, por lo que lo consideramos idóneo para su utilización por los profesionales implicados en este y otros tipos de trabajos enfocados a la toma de decisiones.

3.2.1.4 Precauciones a considerar con el Proceso Analítico Jerárquico

A pesar de que, como ya se ha dicho, el AHP es quizás el método más utilizado de MCDA, varios autores, como (Ramanathan, 2001, pp. 31-32), (Ishizaka & Labib, 2009), (Salo & Hämmäläinen, 2010), etc. han señalado la posibilidad de que se produzca el fenómeno de la *Inversión de Rangos* (“Rank Reversal”) al utilizar AHP; el fenómeno consiste en que la introducción o eliminación de alternativas cambia el orden jerárquico de las demás alternativas.

El fenómeno sugiere que las preferencias de los decisores en cuanto a las alternativas que están siendo consideradas, no solamente dependen de esas alternativas, sino que también dependen de qué otras alternativas puedan ser incluidas o excluidas del análisis (Salo & Hämmäläinen, 2010, p. 176).

En realidad, como señalan Yang y Yuo, el fenómeno no es exclusivo de AHP, sino que también se da en muchos otros enfoques de MCDA basados en la agregación (Wang & Luo, 2009).

De hecho, las primeras versiones de AHP (y de la herramienta Expert Choice) seguían un modelo de agregación aditiva con posterior normalización a 1 (Ishizaka & Labib, 2009, p. 6); el modelo era:

$$p_i = \sum_j w_j \cdot l_{ij}$$

siendo:

p_i = prioridad global de la alternativa i

w_j = peso ponderal del criterio j

w_j = prioridad “local”

Según Crawford y Williams, uno de los mecanismos que contribuyen a satisfacer los criterios de continuidad y consistencia de Saaty es el cálculo del *eigenvector* con la utilización de la media geométrica de las líneas de la matriz (Crawford & Williams, 1985):

$$p_i = \sqrt[n]{\prod_{j=1}^n a_{ij}} \quad (i = 1, 2, \dots, n)$$

Normalmente se acepta que el error multiplicativo tiene una distribución logarítmica, mientras que también se asume que el error aditivo se ajusta a una distribución normal. Según Ishizaka y Labib (Ishizaka & Labib, 2009, p. 212) la media geométrica minimiza la suma de esos errores, al tiempo que evita las inversiones de rango (Ishizaka & Labib, 2009, p. 213):

$$\min \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left(\ln(a_{ij}) - \ln\left(\frac{p_i}{p_j}\right) \right)^2$$

Barzilai y Golany propusieron la redefinición de la salida del proceso como una matriz, en lugar de como un vector, y la utilización de procedimientos multiplicativos, como la ya descrita media geométrica, como una forma de evitar la inversión de rangos (Barzilai & Golany, 1994).

Mientras que en muchos casos, la inversión de rangos es un fenómeno perfectamente normal, en otros, sin embargo, los rangos deben preservarse.

Por ese motivo, la herramienta por excelencia asociada al AHP, Expert Choice, desarrollada por Thomas L. Saaty, que en sus primeras versiones permitía la inversión del rango cuando se añadían o eliminaban alternativas para agregar preferencias, incorpora en sus últimas versiones dos tipos de procedimientos de síntesis, uno que preserva el rango (llamado “Modo Ideal”) y otro que no lo hace. Millet y Saaty explicaron esta potencialidad (Millet & Saaty, 2000); de esta forma queda, a juicio de Saaty, solucionado el inconveniente (Saaty, 2005).

No obstante, la cuestión sigue siendo objeto de estudio y polémica; así, Triantaphyllou propuso, en 2001, un modelo de AHP “multiplicativo”, en el que estas irregularidades no son posibles (Triantaphyllou, 2001).

Finalmente, Shin y Lee proponen la conversión de los valores de las alternativas a valores conmensurados, multiplicándolos por el mínimo común múltiplo de todas las sumas de las columnas de los criterios, con lo cual se generarían pesos precisos sin que sea necesario ningún ajuste de los pesos de los criterios, como generalmente se indica en la literatura (Shin & Lee, 2013).

3.2.1.5 Herramientas de ayuda a la implementación del AHP

Por lo que respecta a la implementación práctica del AHP, su herramienta asociada típica es la aplicación *Expert Choice*[®], desarrollada por Thomas L. Saaty específicamente para la aplicación del proceso.

Una vez definidos objetivo, criterios, atributos y alternativas, y el modelo está construido, *Expert Choice*[®] permite tres modos distintos de comparación por pares como método para obtener una escala precisa de prioridades³⁵:

- a) **Juicios verbales:** Se usan para comparar elementos utilizando las palabras *Igual, Moderado, Fuerte, Muy Fuerte* y *Extremo*. También se permiten juicios intermedios, por ejemplo entre “moderado” y “fuerte”.

³⁵ En contraposición del método tradicional de asignación de pesos, que podrían ser difíciles de justificar en algunos casos.

b) **Juicios gráficos:** Se utiliza la comparación gráfica entre dos barras deslizantes, ajustando sus longitudes relativas para ilustrar cuánto es un elemento más importante que otro, a juicio del decisor.

c) **Juicios numéricos:** Se utiliza la escala de 9 puntos de Saaty para ilustrar la relación de importancia relativa entre dos elementos del modelo.

En la figura siguiente se ilustra la ventana de selección de modo de juicio de Expert Choice:

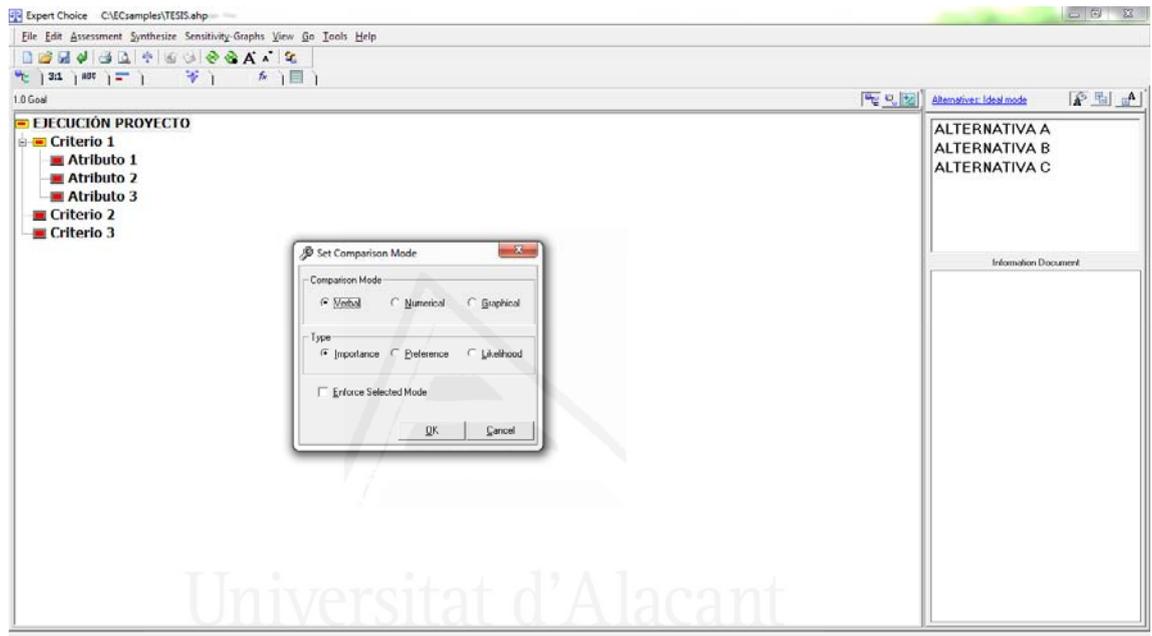


Fig. 38: Ventana de selección de modo de juicio de *Expert Choice* v 11.1.

Una vez se han enjuiciado todos los elementos del sistema, *Expert Choice* ofrece una indicación numérica de las alternativas por orden de preferencia, con valores normalizados a 1:

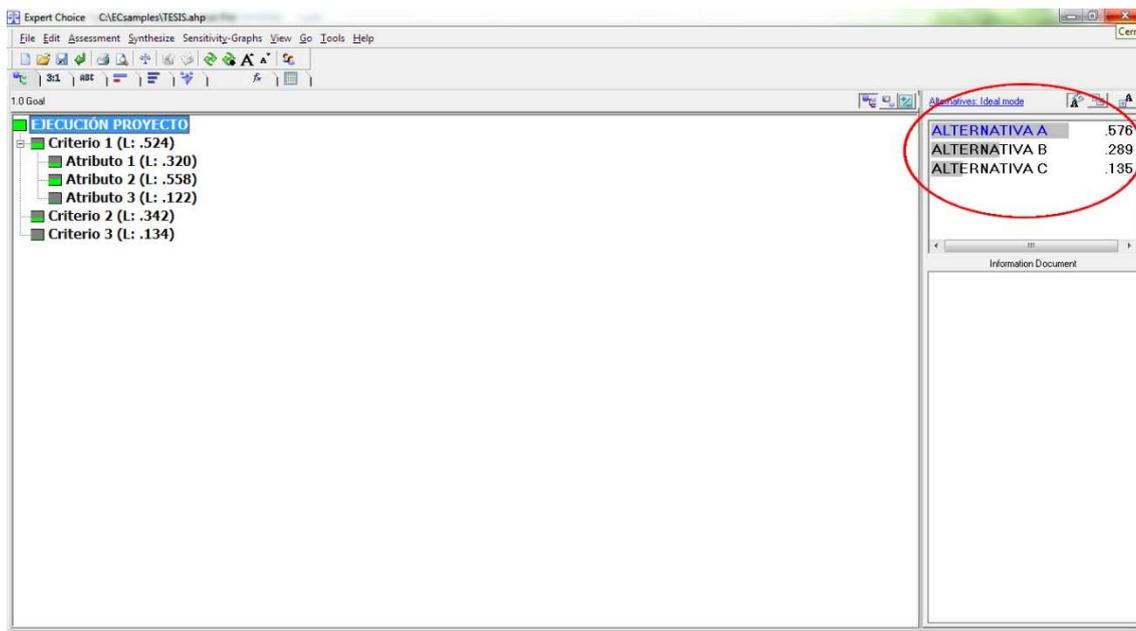


Fig. 39: Priorización del alternativas en *Expert Choice*.

También puede ofrecer los valores de preferencia de las alternativas con respecto a los criterios o atributos a nuestra elección.

Igualmente, es posible obtener los resultados en cuatro modos gráficos diferentes:

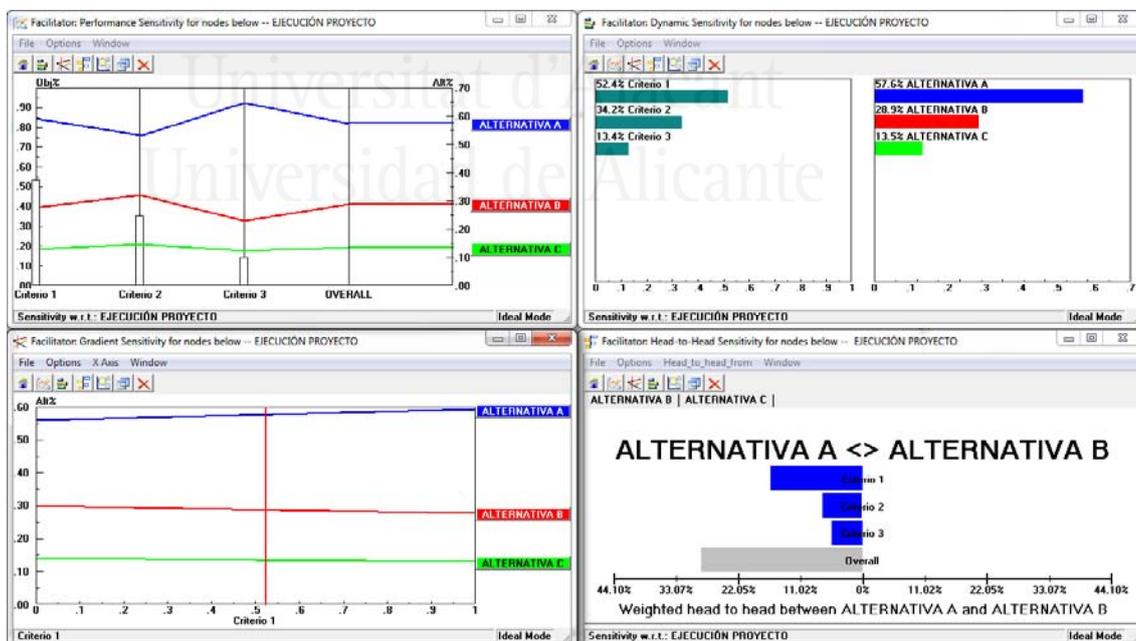


Fig. 40: Las cuatro salidas gráficas posibles de *Expert Choice*.

3.2.2 El Proceso Analítico en Red (ANP)

Existen situaciones en las que los problemas de decisión no pueden estructurarse de una manera jerárquica, como exige la aplicación del AHP, sino que existen interacciones, retroalimentaciones e interdependencias no lineales entre los niveles³⁶. En estos casos, una estructura reticular resulta más apropiada que una jerárquica, incapaz de reflejar este tipo de relaciones.

Para resolver estas situaciones, Thomas L. Saaty propuso, a finales de la década de 1990 una generalización del Proceso Analítico Jerárquico que fuese capaz de considerar las relaciones no lineales mencionadas, de cara a poder elegir alternativas, no atendiendo simplemente a los criterios y atributos, sino también considerando sus consecuencias, tanto positivas como negativas, cuestión esencial en los procesos de toma de decisiones (Saaty, 1999). Esta generalización es el Proceso Analítico en Red, ANP por sus siglas en inglés, del que el AHP sería un caso particular y en que, por tanto, se utilizan los mismos procedimientos y herramientas³⁷.

Al igual que el AHP, el ANP es aplicable en casos de incertidumbre o cuando se dispone de información incompleta, sea esta cuantitativa, cualitativa o una mezcla de ambas, y posibilita una completa transparencia a lo largo de todo el proceso de toma de decisiones.

Mientras que el AHP se basa en la ordenación jerárquica de elementos considerados de manera unitaria, el Proceso Analítico en Red (ANP) se basa en cambio en una serie de anidamientos o *clusters* de elementos, sean estos criterios, atributos o subcriterios, o alternativas; además, aunque el ANP se basa en el AHP, supera a este, al permitir también la dependencia entre los elementos, tanto entre los que componen un mismo cluster (dependencia interna) como entre clusters distintos (dependencia externa). La estructura en red del ANP, menos rígida que la lineal del AHP, permite representar cualquier problema de decisión sin preocuparse por el orden jerárquico; las diferencias se pueden ver claramente en las figuras siguientes:

³⁶ No solo de abajo a arriba, sino que las dependencias pueden ser también de niveles superiores con respecto a inferiores.

³⁷ Como la ya conocida Escala Fundamental de Saaty y el proceso de comparación por pares.

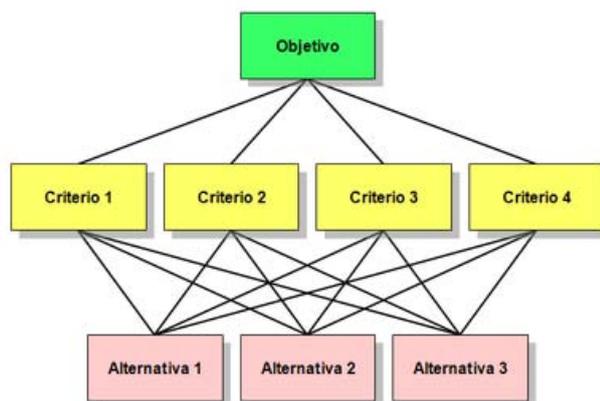


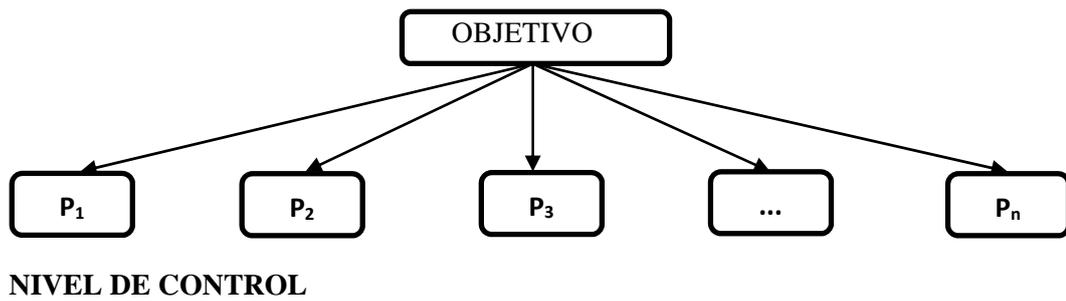
Fig. 41: Esquema del AHP.

Por su concepción, resulta obvio que el ANP no prioriza elementos, sino grupos de elementos, ajustándose más así a las situaciones del mundo real (Saaty, 1999, p. 2).

A diferencia del AHP, en el ANP no existe un objetivo diferenciado como tal; más bien, se considera un sistema cuya orientación es el objetivo, que queda implícito en una especie de “nivel previo” o “nivel de control”, jerárquico, al que subyace un “nivel de red” cuyos componentes se agrupan, como ya se ha dicho, en clusters de elementos que comparten un conjunto de atributos y en los que al menos un elemento de cada cluster tiene relación con algún elemento de otro cluster, permitiéndose relaciones bidireccionales de dependencia y de retroalimentación entre los mismos.

El funcionamiento de ANP se estructura según una selección de *criterios estratégicos*, de acuerdo a los cuales se evalúa una decisión con respecto a sus méritos en cuanto a *Beneficios, Oportunidades, Costes y Riesgos*, de una manera similar al procedimiento que se sigue en los análisis DAFO³⁸, que proporcionan *criterios de control*, a cada uno de los cuales se asocia una *red de influencias* que determinará las *prioridades de las alternativas de decisión* para cada criterio de control. Posteriormente, a partir de la síntesis de las prioridades de los méritos y de las de los criterios de control, se obtiene la mejor respuesta. Una muy buena y gráfica descripción del Proceso Analítico en Red es el proporcionado por Kou y col. (Kou, et al., 2013), de quienes tomamos la figura siguiente:

³⁸ Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades. SWOT, por sus siglas en inglés.



NIVEL DE RED

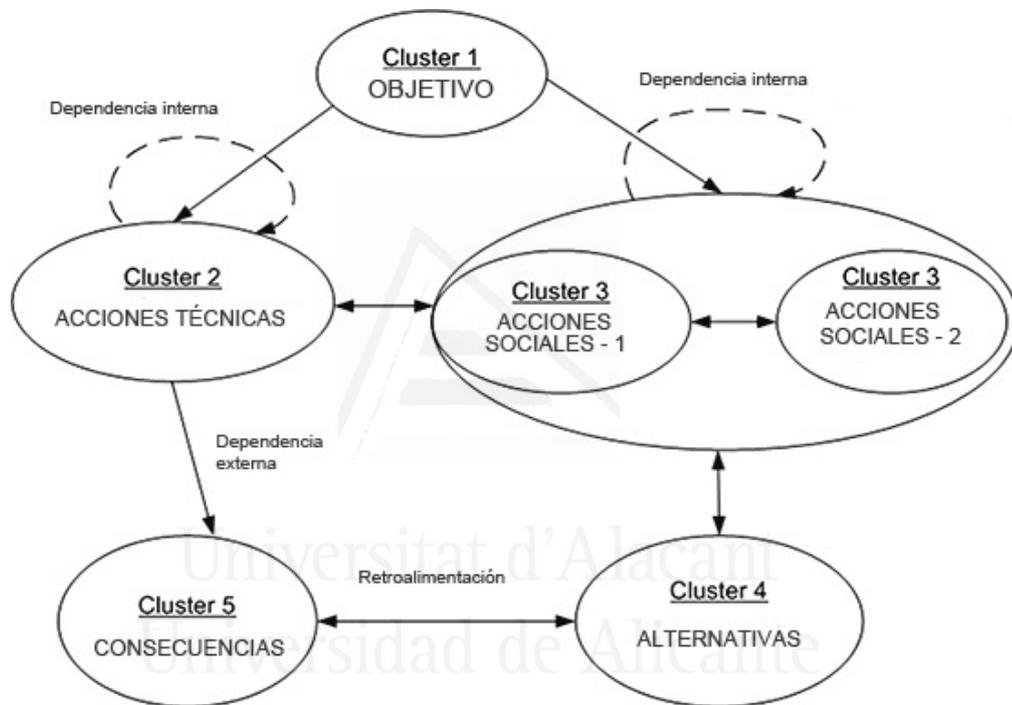


Fig. 42: Estructura del ANP. Tomado de Kou et al., 2013 (modificado).

Saaty describe detalladamente el proceso en varios de sus trabajos que hemos tenido ocasión de consultar (Saaty, 2008), (Saaty & Vargas, 2006), (Saaty, 1999), a los que remitimos a los interesados en ampliar el conocimiento matemático del proceso. Saaty estructura el procedimiento en doce pasos (Saaty, 2009, pp. 44-45); no obstante, la descripción de la estructura nos resulta algo prolija y a menudo enmarañada; por ello nos decantamos por otras descripciones más inteligibles, como la proporcionada por Büyükyazici y Sucu (Büyükyazici & Sucu, 2003, p. 68), o la que aporta Forman

(Forman & Selly, 2001, p. 324) que, si bien son más generalistas y concisas, resultan a nuestro juicio también más clarificadoras y con las que nos sentimos más confortables.

Para una descripción ilustrativa, concreta y funcional de la secuencia de pasos a seguir para la implementación de ANP, nos decantamos por refundir los contenidos de la descripción de Saaty (Saaty, 2009) con los de la referida por Pachacama Méndez (Pachacama Méndez, 2013):

1. Descripción detallada del problema de decisión, incluyendo la identificación de objetivos, criterios y atributos, agrupación en clusters y determinación de las relaciones entre los mismos.
2. Determinación de los criterios de control y subcriterios en las cuatro jerarquías de control (beneficios, oportunidades, costes y riesgos) y de la red de clusters del sistema general de retroalimentación para cada criterio de control o subcriterio, con sus elementos, y realización las conexiones entre ellos.
3. Cálculo de prioridades de elementos por el método de la comparación por pares, con las mismas reglas seguidas en AHP, normalizando a 1 el *eigenvector* principal resultante, teniendo en cuenta que aquellas entradas o posiciones en las que los elementos del componente no tengan influencia sobre el elemento considerado se completarán con ceros; de este modo, el tamaño del vector será el mismo que el de elementos contenidos en el componente.
4. Construcción de una *supermatriz* para cada criterio de control, cuyos componentes son clusters, que representa la influencia de los elementos de una red sobre los propios elementos de esa misma red (Saaty, 2001) y que se construye con los vectores de prioridades calculados en el paso anterior. Para ello, el método es el de situar en una matriz, tanto los clusters (siguiendo el orden en el que están numerados) como todos los elementos de los clusters, verticalmente a la izquierda y en horizontal en la parte superior. Se deberán colocar en las posiciones apropiadas las prioridades obtenidas de la comparación por pares, como subcolumnas de la columna correspondiente de la matriz³⁹.

³⁹ En el contexto del ANP, a este tipo de matriz se le llama *supermatriz*.

Tal y como indica Saaty, la supermatriz W representa la prioridad de un elemento de la izquierda sobre un elemento de la parte superior, con respecto a un criterio de control en particular (Saaty, 1996):

		C_1				C_2				C_m				
		$e_{1,1}$	$e_{1,2}$...	e_{1,n_1}	$e_{2,1}$	$e_{2,2}$...	e_{2,n_2}	...	$e_{m,1}$	$e_{m,2}$...	e_{m,n_m}
C_1	$e_{1,1}$	$W_{1,1}$				$W_{1,2}$...	$W_{1,m}$			
	$e_{1,2}$													
	...													
	e_{1,n_1}													
C_2	$e_{2,1}$	$W_{2,1}$				$W_{2,2}$...	$W_{2,m}$			
	$e_{2,2}$													
	...													
	e_{2,n_2}													
...				
C_m	$e_{m,1}$	$W_{m,1}$				$W_{m,2}$...	$W_{m,m}$			
	$e_{m,2}$													
	...													
	e_{m,n_m}													

$W =$

Fig. 43: Supermatriz de prioridades de ANP. El componente C_1 de la supermatriz incluye todos los vectores de prioridad derivados para los nodos "padre" del cluster C_1 .

$$W_{ij} = \begin{bmatrix} W_{i1}^{(j_1)} & W_{i2}^{(j_2)} & \dots & W_{in}^{(j_n)} \\ W_{i2}^{(j_1)} & W_{i2}^{(2)} & \dots & \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ W_{in_i}^{j_1} & W_{in_i}^{j_2} & \dots & W_{in_i}^{(j_n)} \end{bmatrix}$$

Fig. 44: Estructura de un componente de la supermatriz.

Así como las matrices de comparación de AHP deben ser recíprocas, en ANP las supermatrices deben ser estocásticas por columnas e irreducibles; siendo la irreducibilidad de la matriz, según Sekitani y Takahashi, el equivalente de una

fuerte conectividad de su correspondiente grafo o relación (Sekitani & Takahashi, 2001, p. 67).

5. Cálculo de las prioridades entre clusters para determinar el autovector asociado al autovalor dominante o principal de cada matriz, cuyas entradas son las prioridades relativas de los clusters.

6. Ponderación y normalización de la supermatriz. Los pesos derivados del paso anterior se usan para ponderar los elementos de los bloques de la correspondiente columna de la supermatriz, asignando el valor 0 cuando no haya influencia. De este modo se obtiene la columna ponderada de una supermatriz estocástica:

		C_1				C_2				C_m				
		$e_{1,1}$	$e_{1,2}$...	e_{1,n_1}	$e_{2,1}$	$e_{2,2}$...	e_{2,n_2}	...	$e_{m,1}$	$e_{m,2}$...	e_{m,n_m}
C_1	$e_{1,1}$	$w_{1,1}$ $W_{1,1}$				$w_{1,2}$ $W_{1,2}$...	$w_{1,m}$ $W_{1,m}$			
	$e_{1,2}$													
	...													
	e_{1,n_1}													
C_2	$e_{2,1}$	$w_{2,1}$ $W_{2,1}$				$w_{2,2}$ $W_{2,2}$...	$w_{2,m}$ $W_{2,m}$			
	$e_{2,2}$													
	...													
	e_{2,n_2}													
...		
C_m	$e_{m,1}$	$w_{m,1}$ $W_{m,1}$				$w_{m,2}$ $W_{m,2}$...	$w_{m,n}$ $W_{m,n}$			
	$e_{m,2}$													
	...													
	e_{m,n_m}													

Fig. 45: Supermatriz ponderada. Los pesos de la columna correspondientes al cluster se multiplican por el peso de cluster (en rojo). Cada columna de la supermatriz ponderada suma 1 y la matriz es estocástica por columnas.

7. Obtención de la *supermatriz límite*: la matriz estocástica ponderada se va elevando a potencias sucesivas hasta que sus valores se vuelvan convergentes y

se establecen en torno a un valor determinado, obteniéndose una supermatriz en la que las columnas de cada bloque son idénticas, pudiendo leer fácilmente la prioridad global.

En caso de que existan varias supermatrices límite⁴⁰, las prioridades globales se calculan como la media aritmética de las entradas de las supermatrices límite.

8. Realización del análisis de sensibilidad para el resultado final, e interpretación de los resultados de sensibilidad atendiendo a lo altas o bajas que sean las puntuaciones.

Como se puede intuir fácilmente, el proceso podría resultar muy farragoso de no disponer de herramientas informáticas apropiadas al caso. La herramienta asociada al Proceso Analítico en Red es *Super Decisions*, diseñada para Creative Decisions Foundation por William J. Adams.

En *Super Decisions*, a diferencia de lo que ocurría con *Expert Choice*, los elementos del modelo se estructuran en clusters:

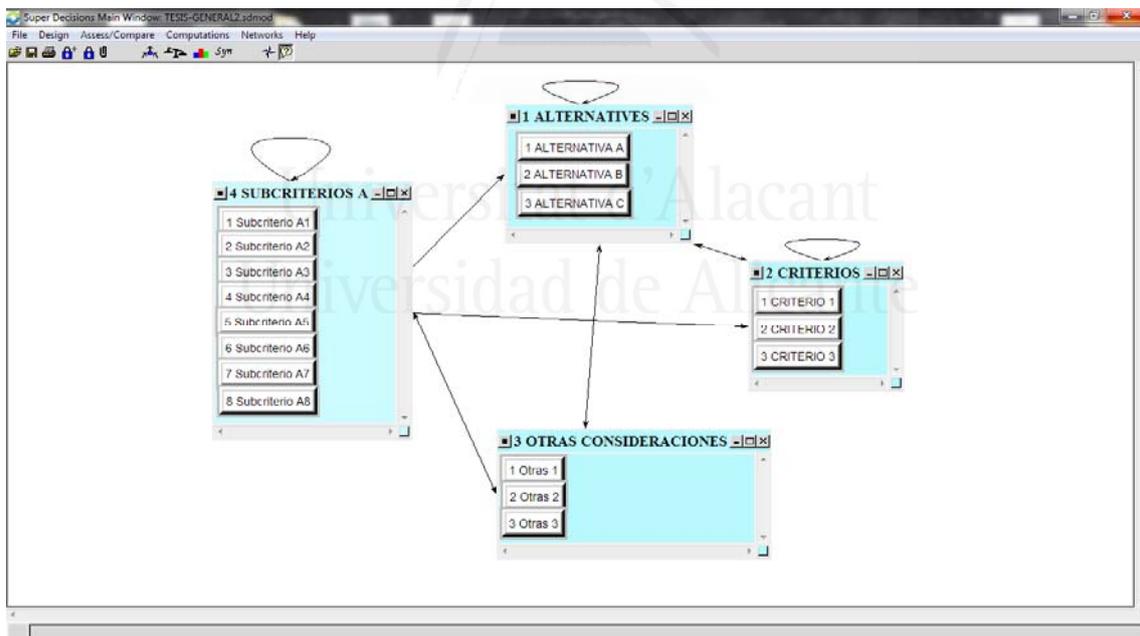


Fig. 46: Modelo de problema de decisión con *Super Decisions* v 2.2.6. Elaboración propia.

⁴⁰ Normalmente, sólo existe una.

Las prioridades globales pueden ofrecerse tanto numérica como gráficamente:

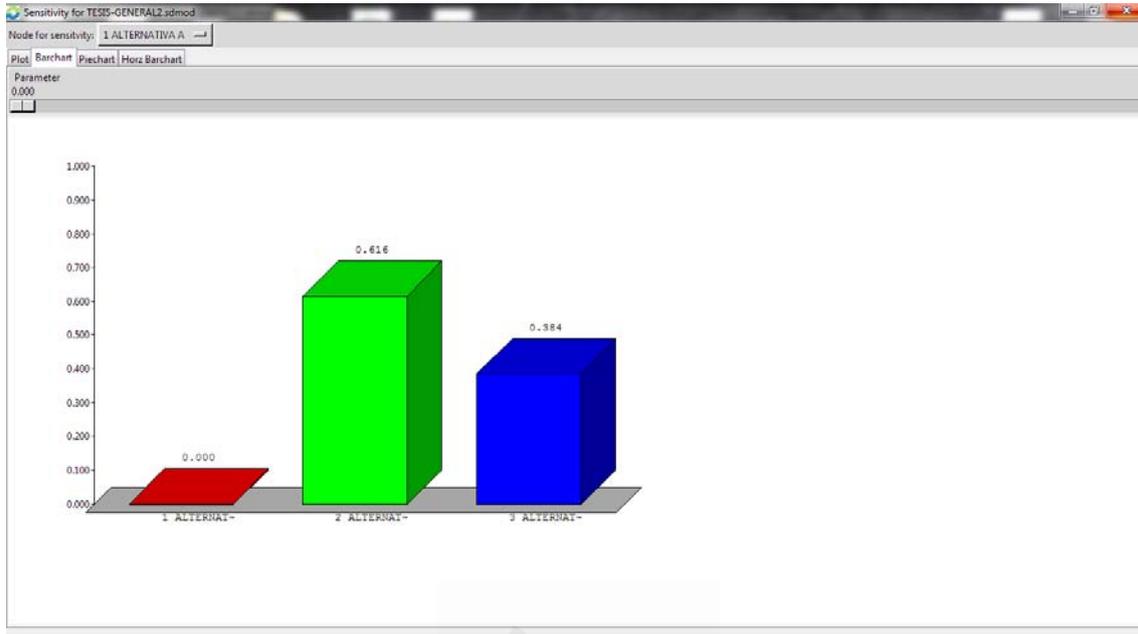


Fig. 47: Uno de los cuatro modos de presentación gráfica de las prioridades globales de las alternativas de un modelo en *Super Decisions*. Elaboración propia.

El funcionamiento de *Super Decisions* se describió por Rozann W. Saaty (Saaty, 2003) e ilustrado con ejemplos por Lotfi A. Saaty (Saaty, 2001) y otros autores, como Wijnmalen (Wijnmalen, 2007).

Nuestra experiencia con *Super Decisions*, aun siendo limitada y reciente, nos permite concluir que se trata de una herramienta en la línea de Expert Choice, con su misma filosofía de base y de alta potencia de cálculo, si bien resulta de manejo algo más complicado que este.

Recomendamos la utilización del Proceso Analítico Jerárquico porque, desde nuestra propia experiencia en casos en los que hemos aplicado esta y otras metodologías a procesos de toma de decisiones en distintos ámbitos (p. ej. *PROMETHEE-GAIA*), AHP (y su implementación por medio de las herramientas informáticas mencionadas, *Criterium Decision Plus* y, fundamentalmente, *Expert Choice*) resulta el menos farragoso de entre los varios que se utilizan y proponen en la literatura.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



CAPÍTULO CUARTO

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

4. CAPÍTULO CUARTO: La evaluación de impactos ambientales

4.1 Situación actual: Los números *crisp*

Como hemos visto en el Capítulo 1, la metodología estructurada de valoración de impactos utilizada con absoluta preferencia es, en todos los casos, la basada en los números “*crisp*”. Esta conclusión, obtenida a partir de nuestro trabajo de campo, es también consistente con la opinión reflejada por otros autores, como Duarte (Duarte, 2000); debido a su importancia relativa en lo que a utilización se refiere, a continuación describimos exhaustivamente el modelo:

Se trata de un método que, en una primera “fase cualitativa”, define la importancia de un impacto, entendida como una medida (“cualitativa”) del mismo obtenida a partir del grado de incidencia (o *Intensidad*) de la alteración producida por una acción de proyecto sobre un determinado factor ambiental y de la caracterización del efecto producido, en función de la suma ponderada de los valores, expresados como números enteros positivos, de una serie de los atributos, también ponderados, del mismo. En realidad y según algunos autores, la descripción *cualitativa* de la metodología *crisp* no es más que una descripción *cuantitativa* (*caprichosamente* cuantitativa, añadiríamos nosotros) basada en números enteros (García Leyton, 2004, pp. 86, 90).

El modelo ha sido profusamente explicado, entre otros autores, por Conesa, y se basa en el cálculo de la *Importancia* del impacto según la siguiente fórmula ponderada (Conesa, 1993):

$$I = \pm(3In + 2Ex + Mo + Pe + Rv + Si + Ac + Ef + Pr + Mc)$$

cuyas variables pueden tomar *exclusivamente* los valores de la siguiente tabla:

<p>NATURALEZA</p> <p>Beneficioso: +</p> <p>Perjudicial: -</p>	<p>INTENSIDAD (In) (Grado de destrucción del factor)</p> <p>Baja: 1</p> <p>Media: 2</p> <p>Alta: 4</p> <p>Muy alta: 8</p> <p>Total: 12</p>
<p>EXTENSIÓN (Ex) (Área de influencia)</p> <p>Puntual: 1</p> <p>Parcial: 2</p> <p>Extenso: 4</p> <p>Total: 8</p> <p>Crítico: (+4)</p>	<p>MOMENTO (Mo) (Plazo de manifestación)</p> <p>Largo plazo: 1</p> <p>Medio plazo: 2</p> <p>Inmediato: 4</p> <p>Crítico: (+4)</p>
<p>PERSISTENCIA (Pe) (Permanencia del efecto)</p> <p>Fugaz: 1</p> <p>Temporal: 2</p> <p>Permanente: 4</p>	<p>REVERSIBILIDAD (Rv) (Por medios naturales)</p> <p>A corto plazo: 1</p> <p>A medio plazo: 2</p> <p>Irreversible: 4</p>
<p>SINERGIA (Si)</p> <p>No sinérgico (simple): 1</p> <p>Sinérgico: 2</p> <p>Muy sinérgico: 4</p>	<p>ACUMULACIÓN (Ac) (Incremento progresivo)</p> <p>Simple: 1</p> <p>Acumulativo: 2</p>
<p>EFEECTO (Ef) (Relación causa-efecto)</p> <p>Indirecto: 1</p> <p>Directo: 4</p>	<p>PERIODICIDAD (Pr) (Regularidad de la manifestación)</p> <p>Irregular: 1</p> <p>Periódico: 2</p> <p>Continuo: 4</p>
<p>RECUPERABILIDAD (Mc) (Por medios artificiales)</p> <p>Recuperable inmediato: 1</p> <p>Recuperable a medio plazo: 2</p> <p>Mitigable: 4</p> <p>Irrecuperable: 8</p>	<p>IMPORTANCIA ($I = \pm[3In + 2Ex + Mo + Pe + Rv + Si + Ac + Ef + Pr + Mc]$) ($13 \leq I \leq 100$)</p> <p>COMPATIBLE (Irrelevante): $13 \leq I < 25$</p> <p>MODERADO: $25 < I \leq 50$</p> <p>SEVERO: $50 < I \leq 75$</p> <p>CRÍTICO: $I > 75$</p>

Tabla 16: Características e importancia de los impactos ambientales.

Como se ha mencionado, según el método descrito las características de cada uno de los impactos solo pueden tomar uno de los valores propuestos en la tabla⁴¹ (números “*crisp*” o precisos); no permitiéndose valores distintos (ni decimales, ni enteros intermedios).

Definición de las características de los impactos:

Naturaleza: Se refiere a si el impacto considerado será beneficioso (+) o perjudicial (-) para el factor ambiental considerado.

Intensidad (In): Se refiere al grado de afectación del factor que se considera.

Extensión (Ex): Se define en el modelo como el área de influencia con respecto al entorno (podemos expresarlo en %) en que se percibirá el efecto. Bajo circunstancias especiales, se puede entender que existe alguna consideración que hace particularmente importante (crítica) a esta característica; en estos casos se le añaden 4 unidades más al valor asignado.

Momento (Mo): Hace referencia al tiempo que transcurre entre la acción de proyecto y la manifestación del efecto sobre el factor que se considera. Igualmente, bajo condiciones de especial gravedad se asignan 4 unidades más al valor inicialmente considerado para la característica.

Persistencia (Pe): Se refiere al tiempo que permanecen los efectos sobre el factor considerado, a partir de que cese la acción que lo provoca. Se consideran las situaciones de *fugaz*, *temporal* (si el efecto persiste entre 1 y 10 años) y *permanente* (si persiste más de 10 años).

Reversibilidad (Rv): Posibilidad de que el factor ambiental vuelva a su estado previo al impacto, únicamente por medios naturales y sin intervención humana. El equipo redactor deberá consensuar qué se entenderá por “*corto plazo*”, “*medio plazo*” e “*irreversible*”.

⁴¹ Debemos hacer aquí la observación de que ni en la obra de referencia ni en otras consultadas hemos encontrado discusión o justificación alguna de la utilización de los multiplicadores de los dos primeros términos de la fórmula, ni del algoritmo mismo.

Sinergia (Si): Se considera que el efecto es sinérgico si se refuerza mutuamente con algún otro, produciendo entre ambos un efecto mayor que la simple adición de los dos (“*el todo es mayor que la suma de sus partes*”).

Acumulación (Ac): Incremento progresivo del efecto si persiste la acción.

Efecto (Ef): Alude a la posible relación de causalidad, directa o indirecta, entre el efecto provocado y la acción que presuntamente lo produce.

Periodicidad (Pr): Hace referencia a la aparición de posibles pautas en la manifestación del efecto; a este respecto, podemos hablar de manifestación *periódica*, cuando su aparición es predecible; *aperiódica*, cuando no es posible tal predicción; y *continua*, cuando su manifestación es constante.

Recuperabilidad (Mc): Se entiende como la capacidad de recuperación de un factor por la utilización de medios humanos (medidas correctoras o acciones de recuperación en la fase de abandono).

Las consideraciones anteriores y la asignación de alguno de los valores numéricos del modelo llevarían a calcular la **importancia**, tal y como antes se ha descrito y, finalmente, y por medio de la inclusión en uno de los rangos de clasificación (compatible, moderado, severo o crítico), a la obtención del **valor** de cada uno de los impactos considerados.

Llegados a este punto, el método continuaría con una segunda fase de “valoración cuantitativa”, en la que la información obtenida del proceso anterior se combinaría con “estudios técnicos más detallados”⁴² que deberían permitir una predicción *numérica* de los impactos estudiados y que, por ser numérica, permitiría la realización operaciones aritméticas entre los mismos, ofreciéndonos así un valor de “*impacto total*”; este valor numérico se transforma en unas variables adimensionales e *intangibles* que, precisamente por serlo, deberían, en todo caso, ser tratadas exclusivamente de manera *qualitativa*.

⁴² No entendemos a qué puede referirse el término “estudios técnicos más detallados”. Suponemos que cuando se lleva a cabo un EsIA, se realizan los estudios con la profundidad necesaria a cada caso. Si con “estudios” se refiere al tratamiento de los datos, tampoco comprendemos que este se haga en dos fases, una no detallada y cualitativa y otra detallada y que transforma arbitrariamente en cuantitativos los datos cualitativos precedentes, como el autor parece sugerir.

El modelo descrito no tiene la posibilidad de hacerlo, por lo cual, en nuestra opinión, no tiene sentido alguno proceder a los cálculos precitados.

En todo caso, resulta absolutamente necesario el tener una visión clara de conjunto y considerar, por ejemplo, el hecho de que un impacto de alta consideración sobre determinado factor ambiental, no tiene por qué ser indefectiblemente grave; eso dependerá del *valor (intrínseco y extrínseco)* del factor ambiental que reciba el impacto.

El hecho de que el resultado de la aplicación del algoritmo propuesto puede dar como resultado un impacto *severo* que, sin embargo, pueda ser considerado como *irrelevante*⁴³, es una aparente contradicción que podría solucionarse cualitativamente mediante la explicación, discusión y consideración del grado de relevancia del factor, o proceder a su evaluación por métodos cualitativo-numéricos, para lo que deberíamos introducir un índice de ponderación de esta que nos posibilite la adecuada corrección.

A partir del modelo enunciado, se concluye que el peso de cada una de las variables contempladas es:

<i>Intensidad</i>	0.36	<i>Sinergia</i>	0.04
<i>Extensión</i>	0.24	<i>Acumulación</i>	0.04
<i>Momento</i>	0.08	<i>Efecto</i>	0.04
<i>Persistencia</i>	0.04	<i>Periodicidad</i>	0.04
<i>Reversibilidad</i>	0.04	<i>Recuperabilidad</i>	0.08

Tabla 17: Pesos relativos de las características ambientales en el método de los números crisp.

Una vez determinadas las importancias respectivas de cada uno de los impactos caracterizados, el método propone la elaboración de una “Matriz de Importancia”, en la cual se representan, en abscisas, las acciones de proyecto y, en ordenadas, los factores ambientales afectados, acompañados de sus respectivas “Unidades de Importancia” (UIP), representadas como un valor ponderal asignado de manera similar a como contempla el procedimiento descrito por N. Dee et al. en la metodología de evaluación de impactos desarrollada por su equipo por encargo de la Oficina de Reclamaciones del

⁴³ Por darse sobre un factor ambiental de escasa relevancia.

Departamento de Interior de los Estados Unidos y conocido como “Método del Instituto La Battelle-Columbus” (Dee, et al., 1972):

FACTORES		ACCIONES			TOTALES
UIP		A_1	A_j	A_m	
F_1	P_1	$I_{1,1}$	$I_{1,j}$	$I_{1,m}$	$T_{1,m}$
...
F_i	U_i	$I_{i,1}$	$I_{i,j}$	$I_{i,m}$	$T_{i,m}$
...
F_n	U_n	$I_{n,1}$	$I_{n,j}$	$I_{n,m}$	$T_{n,m}$

Tabla 18: Matriz de importancia utilizada en el método de los números crisp.

La así llamada “fase cualitativa” continúa con la “*valoración del impacto ambiental global*”, en la que se pretende realizar predicciones numéricas de los impactos individuales y del impacto total, a partir de las predicciones lingüísticas de la mencionada “fase cualitativa” que, para ello, son arbitrariamente transformadas en variables no objetivas⁴⁴ llamadas “*Calidad Ambiental*” y “*Valor Ambiental*” y que se obtiene por medio de las sumas ponderadas por UIP, por filas y columnas (de la matriz, similar a la de Leopold, en la que los impactos se sitúan), de las importancias obtenidas.

Las sumas ponderadas por columnas permitirían identificar las acciones más agresivas, que tendrían valores negativos altos, de las menos agresivas (valores negativos medios y bajos) y de las positivas o beneficiosas (valores positivos). Por su parte, las sumas ponderadas por filas permitirían la identificación de los factores ambientales más sensibles al proyecto.

El efecto simultáneo de varios impactos se estima a partir de una serie de *indicadores*. Supuesta una matriz $n \times m$, de n factores ambientales y m acciones de proyecto, en la que $I_{i,j}$ es la importancia de la acción de proyecto j sobre el factor ambiental i , cuya importancia relativa al entorno es $E_{i,j}$, los indicadores antes referidos serían:

⁴⁴ Que, en consecuencia, deberían tratarse cualitativamente.

a) Importancia de los efectos debidos a la acción de proyecto $A_{i,j}$:

$$I_{A_j} = \sum_{i=1}^n I_{i,j}$$

b) Importancia de los impactos sobre el factor ambiental F_i :

$$I_{F,i} = \sum_{j=1}^m I_{i,j}$$

c) Importancia de los efectos sobre el entorno debidos a la acción A_j :

$$I_{E(A_j)} = \sum_{i=1}^n E_i \cdot I_{i,j}$$

d) Importancia sobre el entorno de los efectos sobre el factor F_i :

$$I_{E(F_i)} = \sum_{j=1}^m E_i \cdot I_{i,j}$$

e) Importancia total del proyecto:

$$I_P = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m I_{i,j}$$

f) Importancia total del proyecto relativa al entorno:

$$I_{P(E)} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m E_i \cdot I_{i,j}$$

Obviamente y a partir de lo que anteriormente se ha venido diciendo, dudamos muy seriamente de la consistencia de tales sumas y, por lo tanto, también de la apreciación por estos medios de un llamado “impacto global”, siendo así que, además, las distintas *importancias* se refieren a impactos diferentes y no son, por tanto, operables entre sí,

aun cuando se utilicen en el procedimiento ponderaciones *que son, en todo caso, resultantes de juicios de valor de los decisores* y que, por serlo, deberían considerarse como *variables cualitativas u ordinales*, que de ninguna manera deberían operarse entre sí (Ruiz, et al., 2005, p. 17).

Desde la asunción de los principios de una incertidumbre propia de las situaciones cotidianas en las que nos desenvolvemos, incluyendo la previsión y definición de los impactos ambientales, estimamos que no se trataría de la descripción de un “impacto global” en sentido estricto, sino de una simple apreciación de las variaciones en el concepto de “calidad ambiental” derivadas de la implementación de un proyecto determinado (y del impacto simultáneo de varios efectos) e ilustradas por una serie de “*indicadores de importancia*” como sigue: Supuesta una matriz de n factores con m acciones, y siendo I_{ij} la importancia del impacto de la acción j sobre el factor i , cuya importancia en relación al entorno es P_{ij} , se definen como:

Importancia de los efectos debidos a la acción A_j :

$$I_{A_j} = \sum_{i=1}^n I_{ij}$$

Importancia de los efectos sobre el factor F_i :

$$I_{F_i} = \sum_{j=1}^m I_{ij}$$

Importancia relativa al entorno de los efectos debidos a la acción A_j :

$$I_{R-A_j} = \sum_{i=1}^n P_i I_{ij}$$

Importancia relativa al entorno de los efectos sufridos por el factor F_j :

$$I_{R-F_i} = \sum_{j=1}^m P_i I_{ij} = P_i \sum_{j=1}^m I_{ij}$$

Importancia total del proyecto:

$$I_T = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m I_{ij}$$

Importancia total del proyecto relativa al entorno:

$$I_{R-T} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m P_i I_{ij}$$

La fase de valoración cuantitativa sería seguida de una nueva fase, esta de *valoración cualitativa*, que complementaría la información obtenida en la anterior con ciertos “estudios técnicos más detallados” (García Leyton, 2004, p. 94) que permitirían realizar predicciones numéricas acerca de los impactos individuales y, por adición⁴⁵, del impacto total.

Estas predicciones “numéricas”⁴⁶ se transformarían posteriormente en unas variables intangibles y, naturalmente, adimensionales, a las que se denomina respectivamente *Calidad Ambiental* y *Valor Ambiental*.

La *Calidad Ambiental* (CA), se hace variar entre 0 y 1 mediante del uso de ciertas ecuaciones determinadas al caso por el juicio de expertos y de las que no parece existir demasiada información. Los efectos ambientales se calculan como la suma ponderada de “unidades conmensurables”, llamadas Unidades de Impacto Ambiental (UIA). Los pesos relativos de aspectos ambientales individuales se expresan en Unidades de Importancia del Parámetro (UIP), utilizándose habitualmente un total de 1000 UIPs para la estimación ponderada. La puntuación final de los efectos ambientales de una actuación en concreto se obtiene por simple resta aritmética de los valores de las fases “sin” y “con” proyecto⁴⁷. Los cálculos referidos se realizan mediante la siguiente ecuación (Pacheco, et al., 2008), bastante obvia:

$$\Delta(UIA) = \sum_{i=1}^n (CA_i)_1 \cdot (UIP)_i - \sum_{i=1}^n (CA_i)_2 \cdot (UIP)_i$$

donde:

$$(CA_i)_1 = CA \text{ de la unidad } i, \text{ sin proyecto.}$$

⁴⁵ Repetimos que, a nuestro juicio, se trata de operaciones aritméticas no válidas en este contexto.

⁴⁶ Entrecorrimos la expresión puesto que estos pretendidos números no serían en realidad otra cosa que etiquetas lingüísticas disimuladas.

⁴⁷ Lo que, de nuevo, implica un tratamiento aritmético sobre variables esencialmente cualitativas, completamente inadecuado desde el punto de vista algebraico.

$(CA_i)_2 = CA$ de la unidad i , con proyecto.

n = número de parámetros ambientales.

De esta forma se obtiene lo que, *pretendidamente*, sería una medida del “*Impacto Global*” del proyecto.

Por otra parte, se considera la presión sobre determinados factores ambientales, definiéndose los *Valores de Impacto* individuales por medio de la relación entre la *Importancia* y la *Calidad Ambiental Neta* de ese impacto, que se calcularía como:

$$|V_i| = (a_i \cdot b_i)^{1/3}$$

con:

$$a_i = \frac{|I_{Fi}|}{\max(|I_{Fk}|)}$$

$$b_i = (CA_{neta(i)})^2$$

$$signo(V_i) = signo(I_{Fi})$$

donde:

V_i = valor del impacto recibido por el factor F_i

I_{Fi} = importancia del impacto sufrido por el factor F_i

$CA_{neta(i)}$ = calidad ambiental neta de F_i

Además, en esta ecuación tanto a_i como b_i serían una suerte de “parámetros auxiliares” con valores en $[0, 1]$, con lo que V_i tomará valores en $[-1, 1]$.

El *Impacto Ambiental Total* (IAT) es una estimación de la gravedad “total” del proyecto estudiado sobre el medio y se calcula, según este tan alambicado y caprichoso como habitual método, mediante la suma ponderada sobre la UIP de los impactos sobre cada uno de los factores ambientales:

$$IAT = \sum_{i=1}^n P_i \cdot V_i$$

donde:

IAT = Impacto Ambiental Total.

P_i = Unidades de importancia del factor F_i . ($\sum_1^i P_i = 1000$).

V_i = Valor del impacto sufrido por el factor F_i .

IAT toma valores en el intervalo $[-1000, 1000]$, de modo que los impactos negativos serán más graves cuanto más se acerquen a -1000 , y los positivos tanto más deseables cuanto más se acerquen a 1000 .

Como ya hemos dicho anteriormente, a nuestro modo de ver no resulta consistente hablar de “*impacto global*” de un proyecto, salvo que se haga desde un punto de vista exclusivamente cualitativo, dado que, como queda dicho, cada impacto en sí es completamente diferente en sus atributos de otro que se produzca en el mismo proyecto y, por lo tanto, no se pueden operar aritméticamente entre sí (sería lo mismo que sumar manzanas y habichuelas); no es propio, por lo tanto, hablar de tal concepto, a no ser que se hayan previamente compatibilizado *subjetivamente* las escalas utilizadas para los diferentes impactos. Este mismo criterio, si bien aún minoritario, es compartido también por otros autores (La Rovere, 2001), (Valladares, 2012).

4.1.1 Crítica al método de los números *crisp*

Desde nuestro punto de vista, y además de la manifiesta y ya referida incorrección matemática del mismo, que ha sido reconocida explícitamente por diversos autores, como Duarte (Duarte, 2000, p. 10), García Leyton (García Leyton, 2004, p. 86), e incluso Conesa (Conesa Fernández-Vítora, 1997, p. 56), uno de los mayores exponentes de la difusión de esta metodología, un importante inconveniente del método “*crisp*”, o “*de los números precisos*”, radica en su rigidez, muy alejada de la realidad en el sentido de que las consideraciones “absolutas” no tienen un reflejo efectivo en la mayoría de las ocasiones; al contrario, en la mayor parte de los casos nos enfrentamos a eventos en los que no es posible asignar criterios rígidamente cartesianos, sino que es necesario tener en cuenta los principios de la *lógica difusa* y de la *aritmética difusa*, conceptos derivados de la lógica heurística, que asume como principio la *contextualización* de los datos con los que trabajamos y de lo que hablaremos más adelante por formar parte de nuestra propuesta.

Además de las mencionadas deficiencias estructurales observadas en el método, los principales inconvenientes del mismo residen quizás, como ya hemos dicho, en que este no logra manejar simultáneamente la información cuantitativa y cualitativa de que se dispone a la hora de evaluar los impactos, y el hecho de que no se homogeneiza en ningún momento la escala de variables manejadas.

En resumen, como se desprende de todo lo anterior y cita Valladares Jara (Valladares, 2012, p. 20), las principales debilidades que hacen más que discutible la utilización de la metodología crisp como herramienta en la evaluación de impactos ambientales se pueden resumir en los siguientes puntos:

1. La valoración cualitativa utiliza variables cuantitativas.
2. La valoración cuantitativa utiliza variables cualitativas.
3. Pese a que se trata de un procedimiento *predictivo*, no se tienen en cuenta las incertidumbres.
4. Se utilizan escalas de ponderación diferentes para cada variable.

Además, aunque hemos visto muchos trabajos con impactos positivos evaluados con este método, para lo que, al menos tácitamente está preparado⁴⁸, dudamos de la validez del procedimiento para este tipo de impactos⁴⁹.

Puntos todos ellos que estimamos que, por sí solos, son suficientes como para cuestionar muy seriamente el procedimiento científico de un método que, además de ser el más utilizado, parece, sorprendentemente, tener muy poca contestación entre los profesionales.

4.2 Una metodología alternativa: el método RIAM

A finales de la década de los 90, C. Pastakia y A Jensen (Pastakia & Jensen, 1998) diseñaron y presentaron una herramienta para la evaluación de impactos ambientales llamado RIAM, acrónimo de *Rapid Impact Assessment Matrix*, que salva las discrepancias matemáticas antes expresadas que presenta el método de los números crisp.

⁴⁸ Puesto que el primer parámetro que se evalúa es el de su carácter negativo o *positivo*.

⁴⁹ No entendemos muy bien cómo pueden asignarse a un impacto positivo los parámetros de caracterización de *reversibilidad* o *recuperabilidad*, por ejemplo.

Además, RIAM puede tratar adecuadamente tanto los impactos negativos como los positivos y tiene la particularidad de incorporar al procedimiento la subjetividad por la vía de la definición de criterios y escalas contra las que se realizarán los juicios y permite, como reseñan De Araújo et al. una visualización gráfica, rápida y conjunta de los impactos negativos y positivos (De Araújo, et al., 2005), así como también cumplimentar fácilmente un aspecto que, como se ha visto en las conclusiones del trabajo de campo realizado, es olvidado con demasiada frecuencia, como lo es el de la comparación de las distintas alternativas (Bindhu, et al., 2013).

La metodología se ha aplicado, igualmente con buenos resultados, en situaciones tan variadas como los procesos de Evaluación Ambiental Estratégica (Li, et al., 2014), en estudios de impacto sobre el paisaje (Baby, 2011), planeamiento urbanístico e impactos sobre la salud pública (Shafie, et al., 2013), minería (Ghaedramati & Ardejani, 2012) (Irimia, et al., 2011), (Sundara Kumar, et al., 2013), trabajos de prevención de inundaciones (Gilbuena, et al., 2013), tratamiento de residuos sólidos industriales (Hoveidi, et al., 2013), impactos en el medio marino (Rivas Rodríguez, et al., 2011), a la discusión de alternativas a proyectos gestión de residuos sólidos urbanos (El-Naqa, 2005), etc.

Decir, finalmente, que el método ha sido reconocido y utilizado por organismos de alto nivel internacional, como la OTAN y la ONU (Baba, 2003).

4.2.1 Descripción del método

En esencia, RIAM es un sistema de graduación que utiliza una matriz para registrar juicios expresados en forma de puntuación y basados en criterios predefinidos; las puntuaciones de la matriz se trasponen a rangos que describen los grados de impacto, tanto positivos como negativos, adscritos a un determinado proyecto o alternativas al mismo.

Los impactos generados por las acciones de proyecto son evaluados con respecto a los factores ambientales, determinándose una puntuación para cada uno de ellos, lo que finalmente proporciona una medida del impacto esperado.

Los criterios de evaluación se integran en uno de los dos siguientes grupos:

- **A:** Criterios que resultan importantes para la condición y que, individualmente, pueden cambiar la puntuación obtenida.

- **B:** Criterios que son relevantes para la situación, pero que no pueden, individualmente, cambiar la puntuación.

A su vez, los dos grupos se subdividen en categorías y éstas en valores de escala:

GRUPO	CATEGORÍA	ESCALA	DESCRIPCIÓN
A	A1 (importancia de la condición)	4	Importante a nivel nacional o internacional
		3	Importante a nivel regional o nacional
		2	Importante para el entorno inmediato de la condición local
		1	Importante sólo a nivel local
		0	No importante
	A2 (magnitud del cambio o efecto)	+3	Efecto positivo elevado
		+2	Efecto positivo significativo
		+1	Efecto positivo
		0	Sin cambios
		-1	Efecto negativo
		-2	Efecto negativo significativo
		-3	Efecto negativo elevado
		B	B1 (permanencia)
2	Temporal		
3	Permanente		
B2 (reversibilidad)	1		Sin cambios / no aplicable
	2		Reversible
	3		Irreversible
B3 (acumulación)	1		Sin cambios / no aplicable
	2		No acumulativo / simple
	3		Acumulativo o sinérgico

Tabla 19: Categorías y escalas ambientales del método RIAM. Tomado de De Araújo et al., 2005.

Por su parte, los componentes (factores ambientales) se incluyen en una de las cuatro categorías siguientes:

- Físicos o químicos (PC)
- Biológicos o ecológicos (BE)
- Sociológicos o culturales (SC)
- Económicos u operacionales (EO)

Tras la inclusión de los componentes en la matriz, RIAM clasifica el nivel de daño o beneficio según unas sencillas ecuaciones:

- $A1 * A2 = AT$
- $B1 + B2 + B3 = BT$
- $AT * BT = ES$

ES representa la puntuación final obtenida para cada criterio que, una vez calculada, se identifica en términos de su inclusión en un determinado rango, tal y como se ilustra en la tabla siguiente:

Clasificación ambiental (ES)	Rango	Rango (numérico)	Descripción
72 a 108	E	5	Impacto extremadamente positivo
36 a 71	D	4	Impacto significativamente positivo
19 a 35	C	3	Impacto moderadamente positivo
10 a 18	B	2	Impacto positivo bajo
1 a 9	A	1	Impacto positivo muy bajo
0	N	0	Sin alteración
-1 a -9	- A	-1	Impacto negativo muy bajo
-10 a -18	- B	-2	Impacto negativo bajo
-19 a -35	- C	-3	Impacto negativo moderado
-36 a -71	- D	-4	Impacto negativo significativo
-72 a 108	- E	-5	Impacto extremadamente negativo

Tabla 20: Clasificación ambiental del método RIAM. Tomado de De Araújo et al., 2005..

Al trabajar con una de las dos aplicaciones RIAM (en este caso con la versión Excel) se obtienen rápidamente resultados semejantes a los siguientes:

Project		TEST					Code	
Option/ Policy							No:	
Code	Components		RIAM Criteria Scores					
		Description	A1	A2	B1	B2	B3	
P/C	1	Factor físico 1		1	3	3	2	2
B/E	1	Factor biológico 1		3	-2	3	2	2
B/E	2	Factor biológico 2		2	-3	3	3	2
S/C	1	Factor social 1		1	2	2	1	1
S/C	2	Factor social 2		2	-1	3	3	3
E/O	1	Factor económico 1		3	-3	3	2	2

Tabla 21: Puntuaciones RIAM de un proyecto ficticio. Elaboración propia.

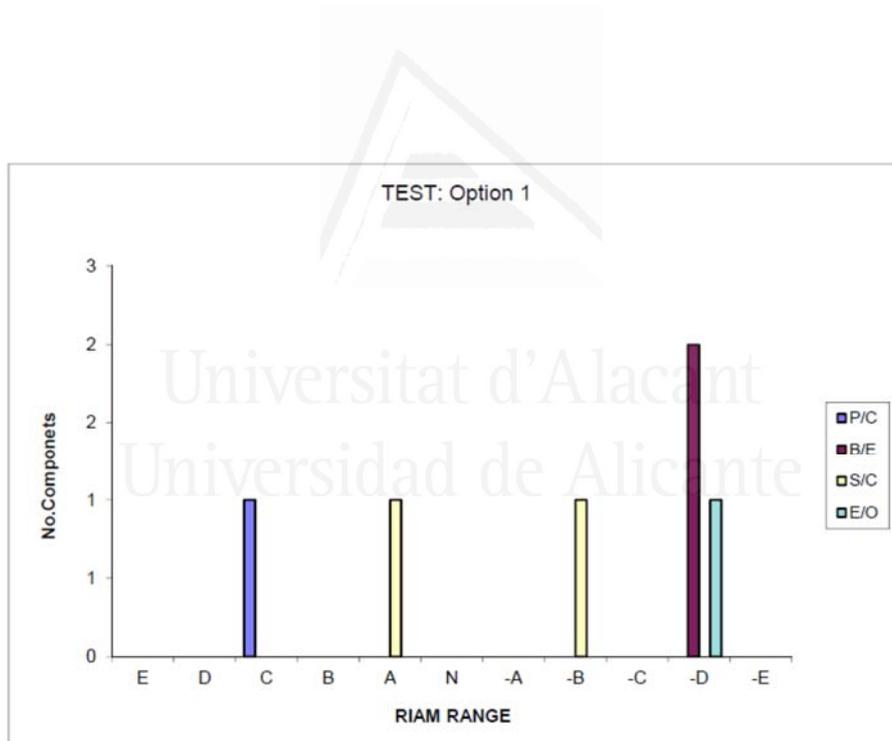


Fig. 48: Vista gráfica de las puntuaciones de todos los componentes en RIAM. Elaboración propia.

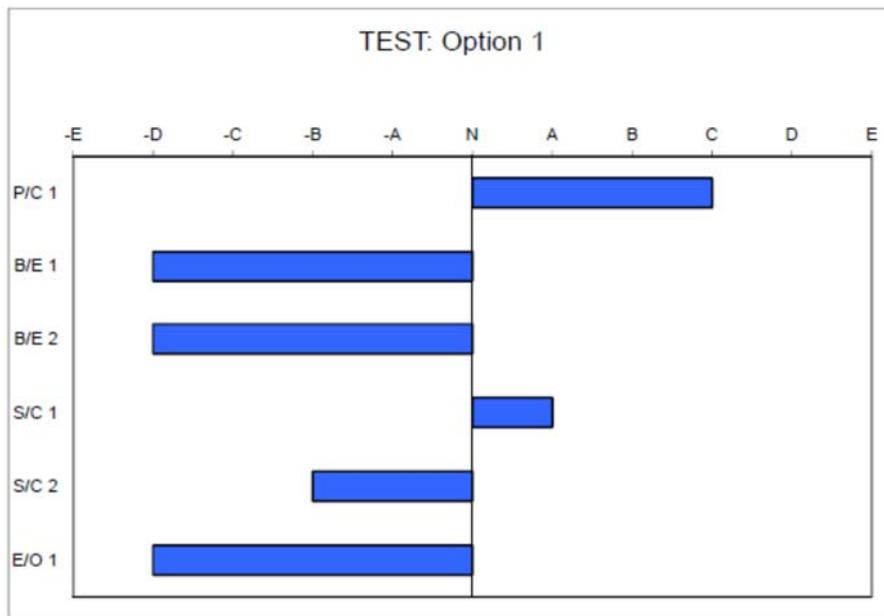


Fig. 49: Vista gráfica de los componentes con puntuación negativa / positiva en RIAM. Elaboración propia.

Existe muy poca documentación al respecto de RIAM por parte de los creadores, pero la aplicación es muy intuitiva y sencilla en cuanto a manejo, particularmente su versión para Excel, desarrollada por Carl Bro International (Glostrup, Denmark). Esta versión puede descargarse gratuitamente desde la dirección web:

<http://www.townplanning.sabah.gov.my/elp/SEA-RiamBasic.htm>

La versión básica, que funciona en entorno Windows y fue desarrollada por DHI Water & Environment (Hørsholm, Denmark), puede descargarse gratuitamente desde la dirección web anterior o desde:

<http://www.dhigroup.com/MIKECUSTOMISEDbyDHI/RIAM.aspx>

No hemos podido localizar manuales de usuario para ninguna de las versiones.

4.2.2 Críticas al método RIAM

No obstante las valiosas características de RIAM y la variedad de la aptitud de sus aplicaciones, el método tiene también, según Wang et al., una serie de deficiencias sobre las que hay que

poner atención cuando se decida utilizarlo y que pueden sintetizarse en los siguientes puntos (Wang, et al., 2006):

- RIAM no tiene en cuenta la importancia relativa de cada factor ambiental, con lo que todos los impactos identificados son tratados del mismo modo, lo que normalmente no es realista.
- El método utiliza un modelo aditivo simple para sintetizar la evaluación, implicando así que todos los factores ambientales son aditivamente independientes, lo cual no siempre es aceptable.
- Los autores precitados sugieren que los impactos ambientales clave deberían recibir un mayor peso que los demás en el proceso de toma de decisiones, cosa que RIAM no refleja.
- RIAM solo permite la asignación de un valor a cada factor, no pudiendo incluir una distribución de diferentes valores, cosa que frecuentemente se observa cuando hay diferentes partes interesadas implicadas en el proceso de evaluación o toma de decisiones⁵⁰.
- RIAM sólo puede manejar evaluaciones completamente ciertas, no pudiendo hacerlo con proyectos con información incompleta⁵¹.
- Los mismos autores señalan que, aunque el método ha sido utilizado para comparar diferentes opciones, RIAM no ofrece un método sistemático y eficaz para jerarquizar y comparar diferentes alternativas⁵².

⁵⁰ Consideramos que esta cuestión puede ser muy fácilmente resuelta, bien por consenso, bien por métodos matemáticos (medias, medias ponderadas), bien mediante la aplicación de técnicas de análisis de decisiones multicriterio.

⁵¹ Nos remitimos a la nota anterior y a lo dicho en este trabajo en lo que se refiere a la consideración de la incertidumbre como aspecto de gran relevancia en los procesos de EIA (Leung, 2003), e incluso como una cualidad inherente a cualquier campo de la ciencia (Walker, et al., 2012).

⁵² Nuevamente mostramos nuestra disconformidad con esta apreciación de Wang et al. a este respecto, dado que una de las aplicaciones del método es, precisamente, la de ofrecer una visión rápida y gráfica de las características de distintas opciones; esa fue, de hecho, una de las principales orientaciones que llevó a Pastakia y Jensen al desarrollo del método (Pastakia & Jensen, 1998). A tal fin ha sido utilizado

- Aunque el método proporciona la posibilidad de analizar datos procedentes de distintos sectores frente a un criterio común, no refleja posibles compensaciones entre distintos impactos.
- El método aún debe demostrar que puede ser aplicado de manera universal en las EIA, aunque, de acuerdo con Pastakis y Jensen (1998), el método es aceptable para proyectos relativos a aguas, turismo, residuos, silvicultura y bosques y otras situaciones de explotación de recursos.

A lo que nosotros añadimos que, a nuestro entender, la asignación de escalas se corresponde con términos *ordinales*, no cardinales, ofreciendo un caso similar de inconsistencia al ya expuesto con respecto a la metodología crisp.

Las posibles deficiencias de las metodologías ampliamente utilizadas y hasta aquí descritas podrían, a nuestros fines, sintetizarse en dos:

1. Falta de consistencia matemática de ambos métodos.
2. Falta de eficacia en la consideración de la incertidumbre y la subjetividad, tanto en el método crisp como en RIAM.

Esas dos consideraciones nos llevan a realizar nuestra propuesta que, a no dudar, no es tan cómoda⁵³ como la aplicación de la metodología crisp, ni tan rápida como RIAM.

La adopción de la metodología que recomendaremos proporcionará a cambio un apropiado y contundente rigor matemático y una consideración matemáticamente coherente de la incertidumbre propia de los procesos de predicción de impactos.

por un buen número de autores (Bindhu, et al., 2013, p. 338), (De Araújo, et al., 2005), (Li, et al., 2014), (Baby, 2011), y un largo etcétera; algunos de ellos, incluso, expresan la utilidad de RIAM precisamente en el sentido contrario de lo afirmado en este punto por Wang et al. (Gilbuena, et al., 2013, p. 197).

⁵³ A costa, como se ha dicho, de la falta de rigor matemático.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



CAPÍTULO QUINTO

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

5. CAPÍTULO QUINTO. Propuesta metodológica para una EIA mediante un enfoque basado en la lógica difusa.

5.1 Perspectiva histórica

Durante más de veinte siglos, la ciencia occidental no se había movido un ápice de la base sobre la que fue fundada, y que no es otra que el pensamiento de Aristóteles, según el cual:

“[... Si una persona dice que una cosa será, y otra niega esta misma cosa, es claramente necesario que una de ellas esté diciendo la verdad]... [... todas las cosas, necesariamente, son o no son, serán o no serán]” (Aristóteles, 1963, pp. 50-53).

Aristóteles es la figura emblemática de las ideas de Euclides de Megara, fundador de la Escuela de los Megáricos o Cínicos y verdadero creador de la idea de la dualidad. En síntesis, podríamos decir, aun contradiciendo a autores como Velarde, que el pensamiento lógico aristotélico se basa en la aserción de que una cosa, o bien lo es, o bien no lo es; se trata de la conocida proposición categórica:

$$A \vee \neg A$$

La negación de la dualidad o de la ambivalencia: una cosa, o bien es esa cosa, o bien no lo es; o negro o blanco, o uno o cero, o A o no-A. Fuera de A, no puede existir A. Es el Principio de Bivalencia, según el cual sólo existen dos valores de verdad (verdadero o falso), al que Łukasiewicz denominó el *Prejuicio Aristotélico* (Łukasiewicz, 1910) en (Dubois & Prade, 2000, p. 32).

En la lógica aristotélica, hechas las salvedades anteriores, nos movemos, pues, en el mundo de la bivalencia; es decir, en el conjunto:

$$A = \{0, 1\}$$

En donde A solo puede tomar uno de esos dos valores: o bien 0, o bien 1.

Esa es la base sobre la que se asentó el pensamiento occidental por más de dos mil años; valgan como ejemplo las consideraciones hechas al respecto por Kant en el prefacio a la segunda edición de su más famosa obra (Kant, 1787):

“Que la lógica ha tomado este camino seguro [el de la ciencia] desde los tiempos más antiguos es algo que puede inferirse del hecho de que no ha necesitado dar ningún paso atrás desde Aristóteles, salvo que se quieran considerar como correcciones la supresión de ciertas sutilezas innecesarias o la clarificación de lo expuesto, aspectos que afectan a la elegancia, más que a la certeza de la ciencia. Lo curioso de la lógica es que tampoco haya sido capaz, hasta hoy, de avanzar un solo paso. Según todas las apariencias se halla, pues, definitivamente concluida.”

En Oriente, en cambio, las bases del pensamiento filosófico se asientan sobre un principio bien diferente: el de la dualidad de las cosas. Una cosa contiene a la no-cosa; el negro contiene al blanco y el blanco contiene al negro; ambos se contienen uno al otro en el gris, mientras que blanco y negro no son sino sus dos extremos. A contiene a no-A. El categorismo aristotélico occidental tiene su contestación tres siglos antes en Oriente con el pensamiento de Siddharta Gautama, Buda. Nuestra inercia aristotélica podría erróneamente guiarnos a escribir la contradicción a la expresión lógica anterior:

$$A \wedge \neg A$$

La dualidad de las cosas como carácter esencial de las mismas, la multivalencia como alternativa a la bivalencia, y aún más: lo continuo como alternativa a lo discreto. Lo cual sería en realidad una nueva expresión de bivalencia. Más bien, se debería escribir:

$$A \in \neg A \wedge \neg A \in A$$

En términos matemáticos, la gran diferencia está en que aquí no nos movemos en un conjunto formado por dos números, el 0 y el 1, sino en el *intervalo* que tiene a 0 y 1 como valores extremos:

$$A = [0, 1]$$

En el que A puede tomar cualquier valor entre 0 y 1; es decir, se mueve en el universo de discurso de los números reales entre 0 y 1. Y esto equivale a decir que los elementos del conjunto tienen la característica de desarrollarse sobre un *gradiente de verdad*: ninguno de ellos excepto sus casos extremos, es totalmente verdadero o totalmente falso, sino que son ambas cosas *en un cierto grado*.

En la lógica multivalente, un elemento pertenece *parcialmente* al conjunto, de la misma forma que, *en parte*, no pertenece a él. Esa es la idea central de la lógica difusa. En los conjuntos

difusos se rompe con el tercer principio básico de la lógica bivalente aristotélica y, por extensión, del pensamiento occidental, el *Principium tertii exclusi*, *Principium tertium non datur* o “Principio del Tercero Excluido”, según el cual la disyunción de una proposición y su negación es siempre verdadera (Aristóteles, -350):

Si A es verdadero, entonces A no es falso;

Si B es falso, entonces B no es verdadero.

Es la bien conocida expresión de la lógica proposicional:

$$A \vee \neg A$$

que, junto al “Principio de identidad”:

$$A = A$$

y el de “No contradicción”:

$$\neg(A \wedge \neg A)$$

constituye el sistema lógico bivalente, “Lógica Clásica” o “Lógica Aristotélica”.

Entre las dos corrientes de pensamiento descritas existe la misma diferencia que entre encender una lámpara por medio de un interruptor o hacerlo por medio de un potenciómetro.

La Lógica Clásica es el procedimiento racional mediante el cual el ser humano puede llegar a una conclusión acerca de un problema, cuando este está bien definido. Esa “buena definición”, no obstante, no es el caso cuando se trata de problemas relativos al mundo real (Bahri, et al., 2005) (Einstein, 1921). De hecho, en opinión de Lotfi Zadeh, dado que los sistemas lógicos convencionales están basados en la lógica bivalente, presentan la grave deficiencia de su ineficacia para desenvolverse en cuestiones que implican incertidumbre o imprecisión [como es lo habitual en el mundo real], motivo por el que no constituyen un modelo apropiado para modos de razonamiento que no son exactos, sino aproximados (Zadeh, 1989) y no ofrecen, por lo tanto, un marco apropiado para representar el conocimiento basado en el sentido común y hacer inferencias sobre él (Zadeh, 1983).

Si admitimos que el objetivo último de la Ciencia es la explicación y representación (en lenguaje matemático) de los fenómenos del mundo real, rápidamente caemos en la cuenta de que la bivalencia aristotélica muy raramente se da en la esfera de la realidad; de hecho, en la realidad

el blanco y el negro no existen sino como casos extremos del gris (Kosko, 1994). La definición del objetivo de la Ciencia nos orienta hacia la multivalencia, no hacia la bivalencia, hacia el intervalo, no hacia el conjunto.

La Ciencia occidental ha tendido siempre a considerar la verdad absoluta como única meca del conocimiento; y por lo tanto, ha intentado desterrar la *imprecisión* del razonamiento científico; de hecho, cualquier *imprecisión* es contraria a los asertos científicos basados en la lógica de Aristóteles y pasó a ser considerada como una especie de lacra o forma de razonamiento que no tenía nada que ver con la Ciencia, sino con la especulación.

La postura tradicional de la Ciencia en Occidente ha sido siempre la de volver la espalda a la *incertidumbre*, a la que se consideró como un factor a eliminar en aras de la persecución de la Verdad.

Existen autores, como Velarde, que consideran que Aristóteles propiciaba en realidad una lógica que admitía grados entre la afirmación y la negación de una proposición (Velarde, 1996); sin embargo, es de notar que el mismo Aristóteles reconoce que fue Anaxágoras quien, un siglo antes, planteó que había “lugares para el gris entre el negro y el blanco” (Aristóteles, -350); además, el propio Aristóteles, aun habiendo en ocasiones polemizado con Euclides de Megara y defendido al parecer la idea de la gradualidad de ciertas cosas (Aristóteles, 1963), tomó claramente partido en contra de las proposiciones de Anaxágoras:

"Anaxágoras de Clazomene, primogénito de Empédocles, no logró exponer un sistema tan recomendable. Pretende que el número de los principios es infinito. Casi todas las cosas formadas de parte semejantes, no están sujetas, como se ve en el agua y el fuego, a otra producción ni a otra destrucción que la agregación o la separación; en otros términos, no nacen ni perecen, sino que subsisten eternamente" (Metafísica, 1-3).

"[...] según Anaxágoras, todo está mezclado, excepto la inteligencia; la inteligencia sólo existe pura y sin mezcla. Resulta de aquí, que Anaxágoras admite como principios: primero, la unidad, porque es lo que aparece puro y sin mezcla; y después otro elemento, lo indeterminado antes de toda determinación, antes de que haya recibido forma alguna" (Metafísica, 1-7).

2300 años después de Aristóteles, el concepto de lógica trivalente, propuesto en 1920 por Jan Łukasiewicz, fue el primer paso firme en el sentido de trascender el corsé de la lógica bivalente; el sistema admite un tercer valor de “*posible*”, además de los de “verdadero” y “falso”.

Hasta 1930, David Hilbert, era el impulsor de un programa que se proponía la formalización total del razonamiento matemático, cuyo objetivo final sería la *demostración de la consistencia de las matemáticas*; o, dicho de otro modo, la prueba definitiva de que las matemáticas no son un sistema contradictorio (Gutiérrez, 1999). Según Hilbert, “en matemáticas no hay *ignorabimus*” (Mancosu, et al., 2004) o, lo que es lo mismo: en matemáticas, todo problema bien planteado tiene solución⁵⁴, lo cual se reflejaba en que los axiomas de las matemáticas, en particular de la teoría de números, son completos en el sentido de que para toda fórmula A, se puede probar, o bien A, o bien $\neg A$; lo que no es otra cosa sino la ya vista idea central del pensamiento lógico de Aristóteles.

Estos posicionamientos fueron desafiados principalmente a partir el enunciado por Werner Heisenberg, en 1927, de su “Relación de Indeterminación” o “Principio de Incertidumbre” (Heisenberg, 1927), que establecía la imposibilidad de conocer con precisión arbitraria y simultánea ciertos pares de variables, y de los “Teoremas de la Incompletitud” de Kurt Gödel unos años más tarde, cuyas demostraciones establecen *matemáticamente* que no existe ninguna prueba formal que permita demostrar todas las verdades de la Matemática; incluso, en palabras del propio Gödel:

“[...] existen problemas relativamente simples de la teoría de números naturales que no pueden ser decididos con sus axiomas...” (Gödel, 1931). Lo que Gödel vino a demostrar fue que los razonamientos de su maestro Hilbert estaban equivocados y que la *incertidumbre* es una condición inherente a los sistemas matemáticos formales.

A pesar de que las posiciones oficiales no cambiaron demasiado o, al menos, no muy rápidamente, y mientras que la *incertidumbre* fue reconocida como “útil”, o incluso esencial, durante mucho tiempo (podría decirse que también actualmente) se asumió de manera tácita que la teoría de la probabilidad era capaz de comprender todo el ámbito de la incertidumbre; la idea sólo fue desmontada a partir de 1965, tras la introducción del concepto de *conjuntos difusos* por Lotfi A. Zadeh (Zadeh, 1965) y del enunciado en 1978 de su “Teoría de la Posibilidad”, en la que, en contraste con lo anterior, describe las distribuciones de posibilidad en términos de una restricción difusa de los valores asignables a una variable (Zadeh, 1978, pp. 5-6).

⁵⁴ Axioma netamente aristotélico.

Hoy, afortunadamente y gracias a los esfuerzos de algunos científicos que han sufrido su peculiar martirio por la vía de la condena al ostracismo por parte de los grandes gurúes de la ciencia occidental, se reconoce ya que la *incertidumbre* y la *imprecisión* son consustanciales e inherentes a la Ciencia misma (Enea & Salemi, 2001).

Lotfi Zadeh definió en su “Principio de Incompatibilidad” (Zadeh, 1973) que:

“... A medida que un sistema aumenta en complejidad, nuestra competencia en establecer conclusiones precisas y significativas acerca de su comportamiento disminuye hasta alcanzar un umbral, más allá del cual la precisión y la significatividad (o relevancia) casi se convierten en características que son mutuamente exclusivas. En este sentido, los análisis cuantitativos “precisos” del comportamiento de los sistemas humanos no parecen tener mucha relevancia con respecto al mundo real en cuanto a los problemas económicos, políticos, sociales y de otros tipos que involucran a los humanos, ya sea como individuos o como grupos”.

A nuestro modo de ver, la anterior es una forma diferente de enunciar el “Principio de Indeterminación” formulado en 1925 por Werner Heisenberg (en cuya proposición el autor utilizó, por cierto, la palabra “*ungenauigkeit*”, literalmente, “*imprecisión*”) que, como ya se ha citado, establece la imposibilidad de conocer simultáneamente y con precisión los valores de ciertos pares de magnitudes físicas, como lo son la posición y la cantidad de movimiento (Heisenberg, 1925).

Heisenberg propuso tácitamente una lógica trivalente en la exposición de su “Principio de Indeterminación”, en cuyo sistema se llamó “indeterminado” al valor de “posible” de Łukasiewicz, admitiendo así los valores de “verdadero”, “falso” e “indeterminado” (Heisenberg, 1927).

El coetáneo de los anteriores, Max Black, fue el primero en hablar de lógica difusa al describir lo que él llamó “conjuntos vagos” mediante “curvas de pertenencia” (Black, 1937), pero sus ideas pasaron completamente desapercibidas hasta Zadeh.

Dada la ineficacia de los sistemas lógicos convencionales, categóricos y basados en la lógica binaria, para enfrentar problemas que implican cierto grado de incertidumbre (los problemas del mundo real), los sistemas difusos se aplican fundamentalmente en estos casos, cuando nuestro conocimiento acerca de un modelo matemático exacto del sistema resulta insuficiente, o cuando es necesario tomar decisiones bajo condiciones de incertidumbre o información incompleta

acerca del entorno (Mrzyglód, et al., 2004). De hecho, la teoría de los Conjuntos Difusos es el método más usual para tratar la incertidumbre (Demirel, et al., 2008, p. 53).

No se trata de la negación de la validez de la lógica clásica (lo que equivaldría, por otra parte, a un planteamiento tipo A o no-A y, por lo tanto, categórico), sino de poner de relieve que, dada la evidente realidad de lo difuso en los procesos del pensamiento y razonamiento humanos, una buena parte de la lógica propia a nuestro razonamiento es intrínsecamente difusa; que en nuestros comportamientos cotidianos operamos con cuantificadores y reglas de inferencia difusas (Velarde, 1996) y que resulta necesario implementar un cambio de paradigma en la óptica de los procesos que implican aspectos del mundo real.

Precisamente en esa posición se basa nuestra propuesta metodológica..

5.2 Propuesta metodológica. Consideraciones previas: indicadores y riesgos

5.2.1 Los indicadores ambientales

Un buen número de autores (Vatau, et al., 2011), (Pislaru, et al., 2011), (Pislaru & Trandabat, 2012), (Pislaru & Trandabat, 2012), (Pislaru, et al., 2010), (Spiridonica & Pislaru, 2010), (Silvert, 1997), (Khoshnevisan, et al., 2013) recomiendan utilizar o utilizan en sus investigaciones en materia de evaluación del impacto ambiental un sistema de indicadores que permita enfocar con mayor precisión en los cambios que se producen en los factores ambientales como consecuencia de la implementación de proyectos o de la evaluación estratégica de planes, políticas y programas.

Según Spangenberg y Bonniot (Spangenberg & Bonniot, 1998), los indicadores apropiados para un desarrollo sostenible⁵⁵ deben reunir las características de ser *simples*, es decir, que tengan un número limitado y que la metodología para su cálculo sea transparente; y *direccionalmente seguros*, es decir, que aquello que indican sea relevante y significativo.

⁵⁵ Que es, en fin, de lo que se trata.

La Organización para LA Cooperación y el Desarrollo Económico, OCDE (OECD, 2003), propuso un sistema de indicadores con el propósito de evaluar el componente ambiental de la sostenibilidad, llamado “Presión-Estado-Respuesta”, más conocido como PSR, por sus siglas en inglés, basado en el concepto de causalidad:

ACTIVIDADES HUMANAS → PRESIÓN SOBRE EL MEDIO → RESPUESTAS DE LA SOCIEDAD

Pero como acertadamente señalan los mencionados autores, el sistema presenta graves problemas, dado que, basándose en datos preexistentes, se enfocan en unas presiones ambientales predeterminadas que en un contexto temporal particular parecen ser de máxima preocupación política; por lo tanto, los problemas escogidos son principalmente cuestiones relativas al estado en el que se encuentran ciertos factores ambientales, como la biodiversidad o el cambio climático, que están “de moda” en un momento determinado⁵⁶.

Además, las respuestas derivadas de los estados seleccionados como indicadores, y que no son más que síntomas o eventos episódicos, conducen directamente a la aplicación de políticas “curativas”, que impiden el desarrollo de enfoques orientados a las causas y, por lo tanto, más eficaces.

En este sentido, el sistema PSR refleja una especie de pensamiento de “fin de trayecto” político, que imposibilita alcanzar de manera plena los requisitos de políticas ambientales realmente proactivas (Spangenberg & Bonniot, 1998, p. 6).

Desde nuestro punto de vista, ese es un problema común a todas las políticas y mecanismos de “cuidados” que para el medio ambiente dispensan buena parte de los organismos internacionales de importancia global, como el Banco Mundial (WB), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), el Banco Asiático de Desarrollo (ADB), la propia OCDE y un amplio etcétera de organismos con fines puramente económicos y las más de las veces impregnados de un pensamiento netamente neoliberal, todos los cuales tienen sus manuales de evaluación de impacto ambiental, selección y listas de indicadores ambientales⁵⁷, etc. y cuyo nexo en común es el de su finalidad de monetizar el medio ambiente.

⁵⁶ Lo cual supone un problema inherente a muchos indicadores ambientales y a la práctica totalidad de todos los enfoques orientados a reducir el medio ambiente a términos económicos: “*lo desconocido no tiene precio*”.

⁵⁷ Siempre con el énfasis puesto en la vertiente económica como finalidad última.

Por otra parte, la importancia de los indicadores en los procesos de EIA ha sido puesta de relieve por un número de autores (Gao, et al., 2010), (Perevochtchikova, 2013), (Donnelly, et al., 2007), (Liu & Lai, 2007), hecho que se ha visto reflejado también en la gran cantidad de listas de indicadores ambientales elaboradas por los distintos agentes, como los antes mencionados, y que suelen ser sectoriales y más o menos generalistas. Como ejemplo, incluimos la lista de indicadores agro-ambientales elaborada por la FAO en 2014 y que puede ser consultada en su página web⁵⁸:



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

⁵⁸ <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/home/E>

	Dominio	Indicador	
Aire y Cambio Climático	Emisiones de amoníaco	Emisiones de NH ₃ de Fuentes agrícolas en % de las emisiones totales de NH ₃	
Energía	Usos agrícolas y forestales de la energía	Usos agrícolas y forestales de la energía en % del uso total de la energía	
	Producción de bioenergía	Producción de bioenergía en % del total de la producción de energía renovable	
Consumo de fertilizantes	Consumo de nitrógeno	Uso de nitrógeno como nutriente en tierras arables y áreas de cultivo permanente (Toneladas de N /1000 Ha)	
	Consumo de fosfatos	Uso de fosfatos como nutriente en tierras arables y áreas de cultivo permanente (Toneladas de P ₂ O ₅ /1000 Ha)	
	Nitrógeno y fosfatos	Uso de nitrógeno y fosfatos como nutrientes en tierras arables y áreas de cultivo permanente (Toneladas de N+P ₂ O ₅ 1000 ha)	
Suelo	Superficie agrícola	Superficie agrícola en % de la superficie total	
	Cambio de usos de zonas agrícolas	Cambios en la superficie agrícola (% por año)	
	Área equipada para irrigación	Área equipada para irrigación en % del área agrícola	
	Conservación de la agricultura	Conservación de la superficie agrícola (cubierta agrupada >30%) en % de la superficie agrícola	
	Patrones de cultivo		Área de cultivos permanentes en % de la superficie agrícola
			Prados permanentes y superficie de pastos en % de la superficie agrícola
			Tierra arable en % de la superficie agrícola
	Superficie de cultivo orgánico	Superficie de cultivo orgánico en % de la superficie agrícola	
Superficie de suelos protegidos	Superficie terrestre protegida % de la superficie agrícola		
Ganadería	Densidad ganadera	Cabezas de Ganado por Ha de superficie agrícola (número total de cabezas /Ha)	
	Vacuno y bovino	Vacuno y bovino en % del ganado total	
	Cerda	Cabezas en % del ganado total	
	Ovino y caprino	Cabezas en % del ganado total	
	Pollería	Pollos en % del ganado total	
Pesticidas	Uso de pesticidas	Uso de pesticidas en suelos arables y áreas de cultivo permanente (Toneladas/1000 ha)	
Suelo	Erosión del suelo - GLASOD	Erosión media del suelo expresada en grado de erosión GLASOD	
	Degradación del suelo - GLASOD	Degradación media del suelo expresada en grado de degradación GLASOD	
	C en suelo superficial	Contenido medio de C en suelo superficial en % en peso	

Tabla 22: Indicadores agro-ambientales de la FAO (FAOSTAT, 2014)

Consideramos que, antes que una solución realista, pragmática y eficaz a los problemas ambientales derivados del uso por el hombre de los ecosistemas, las seguramente bienintencionadas medidas ambientales propuestas por los organismos internacionales de interés económico pueden suponer, a medio y largo plazo, problemas ambientales de cierto calado, dado que no tienen en consideración sino una visión estática de los ecosistemas, cuya misma palabra indica, precisamente, la característica contraria: se trata de sistemas *dinámicos*, y una visión “fotográfica” de los mismos, sin tener en cuenta su evolución y el sentido de esta, no tiene más valor que el de una postal.

Desde nuestra experiencia profesional y en el caso del medio ambiente, la eficacia de las medidas orientadas a su protección y conservación depende únicamente de la asunción e integración real de un concepto filosófico de muy difícil aplicación, no obstante, en nuestro contexto global actual: el cambio desde del actual sistema de pensamiento únicamente antropocéntrico y cortoplacista, en el que el ecosistema está al servicio del hombre, que lo utiliza sin más consideración, a un sistema predominantemente ecocéntrico, en el que el sistema es el que da al hombre la posibilidad de habitarlo, convirtiéndose este en un necesario aliado de aquel, del que forma parte (De Tomás, 2013, p. 65): desde el hombre como usuario del ecosistema al hombre como parte del ecosistema.

Particularmente ilustrativa de esta línea de pensamiento es la frase de Aldo Leopold, que condensa a modo de corolario la idea central de su “*Ética de la Tierra*” (Leopold, 1949):

“Una cosa está bien mientras tiende a preservar la integridad, la estabilidad y la belleza de la comunidad biótica. Está mal si tiende a hacer lo contrario”.

Asumido lo anterior, y teniendo en cuenta que no existe “la” lista de indicadores ambientales, y la validez del criterio de seleccionar incluso la menor cantidad posible de indicadores *ad hoc* para el proyecto y entorno de que se trate en cada caso, como recomienda la Agencia de Protección ambiental del Ministerio de Medio Ambiente de Dinamarca (Danish Ministry of the Environment, 2006, p. 9), las premisas deberían ser, siguiendo las indicaciones de Donnelly y Jones (Donnelly & Jones, 2000) las de que aquellos que en cada caso se seleccionen, deberán obedecer a los siguientes criterios:

Criterios	Descripción
Políticamente relevante	Consistente con la legislación significativa actualmente en vigor.
Cubre un rango de receptores ambientales	Los datos reunidos deben proporcionar información que se extienda más allá de lo que está siendo medido.
Relevante para el proyecto	Los impactos ambientales específicos en función del proyecto deben ser detectables.
Comprensible	Posibilidad de comunicar la información al nivel apropiado para la toma de decisiones políticas, y al público en general.
Bien fundamentado en términos técnicos y científicos	Los datos deberán estar respaldados por metodologías consistentes, claramente definidas, de fácil reproducción y con eficacia de costes.
Priorizar aspectos clave y proporcionar alertas tempranas	Identificar las zonas de mayor riesgo o daño. Proporcionar alertas tempranas acerca de problemas potenciales antes de que sea demasiado tarde.
Adaptabilidad	El énfasis pueda cambiar en distintas etapas del plan o proyecto.
Identificación de conflictos	Con los objetivos del plan o proyecto para que puedan ser exploradas las alternativas.

Tabla 23: Criterios para la selección de indicadores. Tomado de Donnelly & Jones (2000). Modificado.

En suma: en caso de no escoger (y adaptar y depurar) una lista de indicadores ya establecida, se trata, simplemente, de ser coherentes y objetivos a la hora de seleccionar los que resulten apropiados para los proyectos en debate, en caso de optar por un sistema de indicadores.

5.2.2 Los riesgos ambientales

Según el Diccionario de la Real Academia Española, *riesgo* se define, en primera acepción, como la “*contingencia o proximidad de un daño*” (VV.AA., 2014).

En el terreno propiamente medioambiental, la definición de *riesgo* se corresponde con la que intuitivamente le asignaríamos; así, por ejemplo, algunos autores lo definen como “*la probabilidad de ocurrencia que un peligro afecte directa o indirectamente al ambiente y a su biodiversidad, en un lugar y tiempo determinado, el cual puede ser de origen natural o antropogénico*” (Montalvo & Luque, 2009).

Alan Lavell, por su parte, define *riesgo* como la “*probabilidad de daños y pérdidas futuras: una condición latente y predecible en distintos grados [...]*” (Lavell, 2007).

Otros autores ofrecen las siguientes definiciones, igualmente compatibles:

- “Valor de la probabilidad de que un acontecimiento no deseable y sus consecuencias que se derivan de un origen natural y espontáneo o de una acción humana, física o administrativa, que se transmite a través del medio ambiente” (SCOPE, Scientific Committee on Problems of the Environment, 1980).
 - “Impacto con baja probabilidad de ocurrencia” (De Tomás, 2013).
 - “Posibilidad de que se produzca un daño debido a la realización de un peligro⁵⁹, bien durante las operaciones que se están llevando a cabo, bien por la manera en que algún elemento es utilizado (Wrightson, et al., 2008).
- Un *riesgo ambiental*, por lo tanto, no es sino la posibilidad de ocurrencia un impacto negativo no evidente en primera instancia, un impacto, en suma, al que se asocia una más o menos baja probabilidad de ocurrencia.

Por lo tanto, en lo que a su tratamiento se refiere, los riesgos no difieren sustancialmente de los impactos.

Como hemos visto en los resultados de nuestro trabajo de campo, los riesgos son habitualmente ignorados en los EsIA que se presentan ante la Autoridad Ambiental.

Si bien no hemos llegado a comprender del todo la razón, resulta consistente, a partir del análisis de los EsIA objeto de estudio el pensar que los profesionales que elaboran los EsIA en particular y las personas que intervienen en el proceso de EIA en general, parecen “someterse” al rigor apriorístico de los proyectos técnicos que se evalúan, suponiendo que todos los aspectos de relieve “están controlados” en el proyecto.

Así parece desprenderse de las conversaciones ocasionales mantenidas en este sentido con profesionales del sector que, al ser preguntados al respecto, en no pocas ocasiones han manifestado su convencimiento de que “el proyecto es el que debe preocuparse de cubrir los riesgos”.

⁵⁹ Definido por los autores como un “elemento peligroso”.

Es cierto que los proyectos industriales suelen ir acompañados de un Plan de Seguridad que debe incorporar un análisis y previsión de riesgos⁶⁰, y que en las normativas ambientales españolas no se recoge la obligatoriedad de contemplar los riesgos ambientales derivados de la implementación de un proyecto o actividad. Tan solo la reciente Ley 11/2014, de 4 de julio de 2014, que modifica a la 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, recoge en su artículo 17-bis, “Fomento de las medidas de prevención y evitación de daños medioambientales”, que:

“Las autoridades competentes adoptarán medidas para impulsar la realización voluntaria de análisis de riesgos medioambientales entre los operadores de cualquier actividad susceptible de ocasionar daños medioambientales, con la finalidad de lograr una adecuada gestión del riesgo medioambiental de la actividad”

No obstante, y aun a pesar de esta no-obligatoriedad formal, deberíamos considerar que la EIA es un proceso dinámico y evolutivo, es decir, que debe adaptarse por la vía de la actualización de los instrumentos legales a las nuevas exigencias y necesidades sociales y a los nuevos conocimientos técnicos y científicos que se puedan ir produciendo con el paso del tiempo.

También, como acertadamente señala Martín Cantarino, la evaluación de impactos es, en cierta forma, un análisis de riesgos, puesto que ninguna previsión de impactos se puede dar como absolutamente cierta (Martín Cantarino, 1999, p. 118).

Un EsIA (y, por lo tanto, un EIA) que no contemple y evalúe adecuadamente los riesgos, no es, por consiguiente, un documento o procedimiento completo, ni a efectos técnicos, ni a efectos operativos.

Por eso proponemos que los riesgos (habida cuenta de que, en definitiva, su manifestación no significa otra cosa que un *impacto ambiental*), sean estos de origen

⁶⁰ Que se focaliza en los riesgos para los trabajadores, con exclusión del medio ambiente y en los que el término “medio ambiente” se refiere a las condiciones del lugar de trabajo (Olaziregui & Azkoaga, 2006, p. 76), (Mariscal, et al., 2005) (Mariscal, et al., 2005).

natural⁶¹ o antropógeno⁶², lo procedente será incorporar su identificación y tratamiento inmediatamente a continuación los impactos detectados y con mayor probabilidad de ocurrencia, y su designación, descripción, evaluación y caracterización, exactamente como si de impactos previsibles se tratase (De Tomás, 2013).

Esa es, además, la filosofía prevalente de algunos organismos internacionales, como el Caribbean Development Bank, que aboga por incluir los peligros (riesgos) naturales en los procedimientos de EIA (Caribbean Development Bank (CDB) and Caribbean Community Secretariat (CARICOM), 2004).

Una adecuada consideración de los riesgos, tanto naturales como antropógenos, hubiese contribuido a evitar catástrofes como las de las centrales nucleares de Three Mile Island, Chernobyl o Fukushima, o sucesos afortunadamente no tan trágicos, como los seísmos ocurridos recientemente en las zonas costeras de Tarragona y Castellón, que tuvieron su origen en las operaciones de inyección de gas de la plataforma “Castor”.



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

⁶¹ Incendios forestales de origen natural, terremotos, inundaciones, deslizamientos y subsidencias del terreno, etc.

⁶² Accidentes mayores en instalaciones industriales, incendios forestales provocados, vertidos accidentales de sustancias tóxicas, etc.

5.3 Propuesta metodológica para una EIA basada en la lógica difusa: justificación y descripción

“En ocasiones, lo más medible desplaza a lo que es más importante”

-H. Matisse-

“No dejes que los árboles te impidan ver el bosque”

“Don't be penny wise and pound foolish”

-Sabiduría popular-

A la hora de plantear un enfoque alternativo que pueda mejorar la eficacia y la percepción pública sobre los procedimientos de EIA, debemos establecer la consideración de base de que se trata fundamentalmente de un proceso de toma de decisiones en el que, por una parte, deben analizarse y tomar en consideración los diferentes puntos de vista de los actores implicados: grupos con intereses sociopolíticos, culturales, económicos, paisajísticos, medioambientales, de salud pública, etc.; mientras que, por otra parte, estamos ante un proceso de *predicción* de efectos sobre el medio ambiente que, por lo tanto, está necesariamente impregnado de un grado variable de incertidumbre debida, por un lado, a la intercompensación de los distintos factores antes mencionados (Kiker, et al., 2005) y, por otro, al escaso conocimiento que se tiene actualmente acerca del comportamiento de determinados factores medioambientales y la dificultad o imprecisión de las técnicas de medida de los mismos y de sus variaciones, lo que hace que en algunos casos y dentro de la misma problemática general, la valoración deba realizarse sobre la base de variables cuantitativas y en otros deba hacerse forzosamente sobre variables cualitativas, interaccionando ambas entre sí.

No obstante esas dificultades, la tendencia a considerar que lo cuantificable es “más científico” que lo cualitativo, hace que todavía en la actualidad y en el terreno medioambiental, las apreciaciones pertenecientes al ámbito de lo cualitativo sean tratadas, cuando llegan a ser evaluadas, como elementos puramente auxiliares de los indicadores cuantitativos (De Siqueira & De Mello, 2006, p. 171).

Como ya hemos puesto de relieve con anterioridad a lo largo del presente trabajo, la cuestión de la incorporación de la subjetividad y la imprecisión en la EIA es un tema de

preocupación creciente entre los científicos y los ambientalistas, hasta el punto de que Shepard llama “Enfoque Moderno” a un enfoque que contemple la relevancia de la subjetividad (Shepard, 2005).

Nosotros, de manera similar, proponemos un abordaje de la cuestión medioambiental, y por tanto, de la EIA, precisamente desde esa óptica, cuya conveniencia argumentaremos en párrafos siguientes y cuyo método describiremos a continuación.

En nuestra reseña histórica hemos hablado, sobre todo, de las diferencias que separan a los dos sistemas lógicos primordiales, el clásico-aristotélico, basado en la bivalencia, y el de la lógica multivalente, difusa en último extremo.

Pero, como antes se ha dicho, no se trata de eliminar sin más la lógica aristotélica, cuya utilidad queda sobradamente demostrada, por ejemplo, en las múltiples aplicaciones del álgebra booleana, sino de, aceptándola, incorporar como enfoque y visión preponderante la lógica difusa, de la cual la aristotélica no sería sino un caso extremo.

En la EIA estamos ante lo que por definición es un proceso de toma de decisiones en materia medioambiental de *carácter multidisciplinar* y que incorpora *incertidumbres e imprecisiones* en distintos grados. De hecho, algunos autores, poniendo el ejemplo específico de los sistemas de información ambiental, aseguran que ignorar la imperfección inherente al entorno introducirá, sin duda, cierta deformación en la percepción humana del mundo real, pudiendo incluso llegar a eliminar información sustancial (Bahri, et al., 2005).

Por otra parte, consideramos completamente necesario incorporar una nueva visión de base de aquello que se está evaluando, de modo que la idea central sea la de que estamos ante un *sistema complejo* que es necesario tratar de manera holística, antes que considerar que los posibles impactos del proyecto que se considera actúan sobre una serie de subsistemas estancos no relacionados entre sí⁶³.

Con esa premisa en mente, y si, como repetidamente hemos indicado y adecuadamente señalan Pislaru y Trandabat, los métodos de la matemática clásica no resultan apropiados para tratar los asuntos medioambientales, dado que no pueden representar

⁶³ Esa parece ser la manera en que mayoritariamente se concibe. Remitimos al lector al capítulo en el que se aborda la realización de inventarios ambientales y su generalizada falta de interconexión y de relación con el proyecto en estudio.

datos que incorporan un grado de incertidumbre, ni manejar situaciones en las que la vaguedad está presente, una de las posibles soluciones alternativas es la utilización de la lógica difusa (Pislaru & Trandabat, 2011).

Mientras que la lógica clásica solamente permite un razonamiento preciso y asume que el conocimiento exacto existe y el *Principium Tertii Exclusi*, por tanto, siempre puede ser aplicado (v. “Perspectiva histórica”), la lógica difusa es una herramienta perfectamente capaz de resolver ese problema de rigidez que hace a la lógica clásica inapropiada para procesar el tipo de información con la que nos encontramos en el mundo real.

La lógica difusa, que no es otra cosa sino la “codificación del sentido común” (Rahmani & Rafezi, 2010), nos permite modelar con rigor matemático un sistema ambiental (impregnado en no pocos aspectos de incertidumbres e imprecisiones) utilizando datos tanto cuantitativos como cualitativos; de hecho, el de la lógica difusa es el enfoque preferible cuando tratamos con valores paramétricos vagos basados en datos imprecisos o incompletos y opiniones o juicios subjetivos (Nasiri & Huang, 2008).

Cuando manejamos la información disponible para los expertos de cualquier disciplina, podemos inmediatamente percibir que su principal característica es la imperfección, puesto que aquella puede ser incompleta, inconsistente o incierta; lo que implica que a menudo puede resultar inapropiada para la resolución de problemas. Consecuentemente, las técnicas convencionalmente utilizadas para el análisis de sistemas pertenecientes al entorno humano, cuyo comportamiento está fuertemente influenciado por juicios, percepciones y emociones humanas, no resultan apropiadas para estos fines; es una consecuencia directa del ya antes mencionado “Principio de Incompatibilidad” (Jang, 1997).

Sin embargo, un experto humano puede afrontar estos defectos y realizar juicios correctos y tomar decisiones apropiadas a partir de ellos. Algo que también pueden hacer los llamados *sistemas expertos* (Negnevitsky, 2005, p. 55).

Los sistemas basados en lógica difusa no son otra cosa que sistemas expertos que intentan emular los procesos mentales de toma de decisiones del ser humano. El fundamento de un sistema experto de este tipo consiste en una *base de conocimientos* y un *motor de inferencia*, entendido este como una estructura de control que genera

hipótesis y a partir del cual se obtienen las conclusiones relativas a las preguntas que se le realizan.

En este ámbito, los procedimientos informáticos se llevan a cabo por medio de etiquetas lingüísticas, en vez de con números, y el conocimiento se representa por medio de reglas de inferencia lingüística, representadas normalmente por el sistema IF-THEN.

Por lo que se refiere a las causas de la incertidumbre en el campo concreto de los sistemas expertos basados en el mencionado sistema de implicación IF-THEN, esta puede proceder de las siguientes (Negnevitsky, 2005, p. 56):

- a) *Implicaciones débiles.* Corresponde a los expertos la tarea de fijar correlaciones concretas y apropiadas entre IF (que representa la condición) y THEN (que representa la acción).
- b) *Lenguaje impreciso.* Como consecuencia del uso de un lenguaje a menudo ambiguo e impreciso, la expresión del conocimiento mediante el sistema IF-THEN puede verse dificultada. Sin embargo, si se cuantifica el significado de los hechos, este puede ser utilizado en sistemas expertos⁶⁴.
- c) *Datos incompletos o inexistentes.* En cuyo caso, la única solución viable es la de aceptar el valor de “desconocido” y proceder con él a un razonamiento aproximado.
- d) *Combinación de los puntos de vista de diferentes expertos.* Cuando en la elaboración de un sistema intervienen varios expertos, a menudo existen opiniones contradictorias entre ellos y raramente se llega a la misma conclusión. Esto puede producir la generación de reglas en conflicto. Para resolver la cuestión se suele recurrir a la asignación de un peso ponderal a cada experto y determinar después una “opinión compuesta”.

Durante nuestra investigación hemos dudado si, a la hora de plantear nuestra propuesta, sería mejor proponer la utilización de sistemas difusos o si, en su lugar, deberíamos proponer la utilización de sistemas neurodifusos adaptativos, es decir, sistemas basados

⁶⁴ La cuantificación del significado de los términos permite a un sistema experto el establecimiento de un encaje adecuado de la parte condicional de la regla (IF) con los hechos disponibles en la base de datos de conocimiento (THEN).

en redes neuronales que pueden “aprender” de la experiencia mediante la implementación de un algoritmo de corrección, normalmente un algoritmo de retropropagación de errores.

Ambas técnicas tienen muchos puntos en común: un sistema difuso se orienta a encontrar una región que represente el espacio definido por operaciones lógicas⁶⁵ entre variables difusas, lo cual presenta analogías con los clasificadores de las redes neuronales; no obstante, en comparación con estas, los sistemas difusos presentan un enfoque que resulta epistemológicamente mucho más robusto; además, en un sistema difuso, el proceso de clasificación y delimitación se encuentra mucho más abierto a los desarrolladores y usuarios y permite ofrecer explicaciones claras al público, así como también permite la calibración de reglas y conjuntos difusos, la medición de comportamientos y el control sobre el modo en que se llega a la solución final.

Esas han sido las razones fundamentales que nos han decantado por un enfoque basado en la lógica difusa, más que en los sistemas neurodifusos, que hemos considerado muy seriamente y de los que hemos llegado a construir algún modelo sencillo.

No obstante, estimamos que la investigación conducente a tratar los problemas medioambientales mediante sistemas de redes neuronales difusas adaptativas especialmente diseñadas para ello y a las que consideramos una evolución natural de los sistemas difusos, será de un indudable interés para los ambientalistas. Concretamente, el Perceptrón Multicapa (MLP) con un algoritmo de aprendizaje mediante retropropagación de errores (BPA), sin duda resultará ser una herramienta sumamente interesante a estos efectos. Entonces, probablemente, uno de los problemas de mayor calado al que enfrentarse será la composición de una base de datos lo suficientemente amplia como para poder entrenar adecuadamente las redes neuronales.

⁶⁵ Unión, intersección o complemento.

5.3.1 Primeras aproximaciones a la evaluación de impactos ambientales según principios difusos.

Que a nosotros nos conste, una de las primeras aproximaciones a la valoración de impactos ambientales desde la óptica del paradigma difuso fue realizada por Duarte en el año 2000 (Duarte, 2000), que construyó un sistema basado en la aritmética difusa para la evaluación de impactos ambientales en vertederos de residuos sólidos urbanos, al que llamó TDEIA (Técnicas Difusas para la Evaluación del Impacto Ambiental).

Duarte razona en su Tesis Doctoral de referencia que prefiere diseñar su sistema de evaluación de impactos ambientales mediante la utilización de la aritmética difusa, en lugar de la lógica difusa, dado que en este último caso necesitaría implementar no menos de 129.600 reglas difusas del tipo IF-THEN (Duarte, 2000, p. 123), con lo cual, el costo computacional sería inasumible. Motiva su decisión en que esa gran cantidad de reglas sería necesaria *si se empleasen las mismas variables y etiquetas utilizadas en la metodología crisp*.

Nuestra orientación es la de proporcionar un medio más transparente, intuitivo, no reduccionista, de manejo sencillo y aplicable en cualquier ámbito en que fuera necesario.

Así, pensamos que, a efectos de poder utilizar etiquetas lingüísticas, es decir, un lenguaje humano para la realización de los cálculos, lo que supone una enorme ventaja a la hora de conferir transparencia y sencillez al modelo, así como de reducir hasta lo asumible el número de reglas difusas implicadas, está sobradamente justificado plantear un modo más simplificado de caracterizar los impactos ambientales y hacer de cada una de las características una variable que se evalúe por medio de procedimientos lógicos, en vez de aritméticos.

5.3.2 Evaluación de impactos ambientales por medio de un Sistema de Inferencia Difusa (SIDEIA). Material y métodos

A partir de todo lo que se ha dicho hasta ahora, resulta obvio que un enfoque basado en la lógica difusa es la forma más natural⁶⁶ de abordar problemas complejos para los que

⁶⁶ En el sentido de “más semejante a los procesos mentales del ser humano”.

hay datos parciales y juicios subjetivos, teniendo además las notables características de su gran flexibilidad, su robustez matemática y su uso mediante etiquetas lingüísticas.

Para la construcción de nuestro modelo difuso hemos utilizado la herramienta Fuzzy Logic Toolbox de MatLab® R2013b, que nos ha proporcionado excelentes resultados en todo el proceso⁶⁷.

Antes de entrar de lleno en la cuestión resulta de interés anotar algunas definiciones previas e importantes en relación con los sistemas difusos, como las aportadas por Zadeh (Zadeh, 1994, p. 49):

- **Teoría de la Posibilidad:** La Teoría de la Posibilidad es una alternativa complementaria a la Teoría de Probabilidades y fue propuesta por L.A. Zadeh en 1978 sobre la base de que la mayor parte del significado primario de los términos imprecisos que se da en una base de datos imprecisos, son conjuntos difusos, más que distribuciones de probabilidad (Zadeh, 1996). Difiere de la Teoría de Probabilidades en que usa un conjunto de dos funciones, en vez de una sola; es decir, se basa en el concepto de “conjunto-función” (Dubois & Prade, 2011, p. 1). Básicamente, la Teoría de la Posibilidad define el concepto de *distribución de posibilidad* como una restricción que actúa como una *restricción elástica* sobre los valores que se pueden asignar a una variable (Zadeh, 1978).

Las propiedades axiomáticas de las medidas de probabilidad y posibilidad obtenidas de una medida difusa⁶⁸ general se centran en: aditividad, positividad (o no-negatividad) y límites, tal como se expresa en la siguiente tabla (Alola, et al., 2013, p. 16):

⁶⁷ **Nota:** Para los no familiarizados con los conceptos y planteamientos de la lógica y la aritmética difusas, recomendamos la lectura previa de los contenidos del Anexo I, “Fundamentos de Lógica y Aritmética Difusas” que hemos confeccionado a modo de introducción básica y que, esperamos, será suficiente para una adecuada comprensión de todo lo que sigue.

⁶⁸ Una medida difusa es una función continua o semi-continua tomada de una clase de conjuntos clásicos de un determinado conjunto asociado al intervalo [0,1] (Nikolaidis, et al., 2004). Sugeno la definió como una generalización de las medidas reales (Sugeno, 1977).

	Aditividad	Positividad	Límite
Medida de probabilidad $P(x)$	$\sum_{i=1}^n P(A_i)$ $= P(\cup_1^n A_i)$	$P(A) \geq 0$	$P(U) = 1$
Medida de posibilidad $\Pi(x)$	$Max i \in n,$ $\{\Pi(A_i)\} = \Pi(\cup_i^n A_i)$	Dados $A, B \in U$, si $A \subseteq B,$ $\Pi(A) \leq \Pi(B)$	$\Pi(\emptyset) = 0$ $\Pi(U) = 1$

Tabla 24: Propiedades de las medidas de probabilidad y posibilidad (de Alola et al., 2013)

- **Variable lingüística:** Variable cuyos valores son palabras o frases expresadas en lenguaje natural o sintético.

- **Granulación:** En cierto sentido, el uso de las palabras puede contemplarse como un modo de “cuantificación difusa” o, más generalmente, como una *granulación*. La granulación implica la sustitución de una restricción de la forma:

$$X = a$$

por una restricción de la forma:

$$X \text{ es } a$$

donde A es un subconjunto difuso de U , universo de discurso de X . Por ejemplo:

$$X = 2$$

podría ser reemplazado por:

$$X \text{ es pequeño}$$

En lógica difusa, la sentencia “ X es a ” se interpreta como una caracterización de los posibles valores de X , con A representando una función de *posibilidad*,

de modo que la posibilidad de que X pueda tomar un valor de u viene dada por la expresión:

$$Pos \{X=u\} = \mu_A(u)$$

En este sentido, la sentencia:

$$X \text{ es } \mu_A(u)$$

puede ser interpretada como una *restricción elástica* en X .

- **Regla difusa IF – THEN:** Regla en la que antecedente y consecuente son proposiciones que contienen variables lingüísticas.

- La **inferencia difusa** es un proceso mediante el cual se relacionan conjuntos difusos de entrada y salida y conjuntos que representan las reglas por las que se obtendrán las conclusiones. Las entradas al sistema son conjuntos difusos y las salidas son también conjuntos difusos asociados a la variable de salida.

La estructura básica de un sistema de inferencia difuso es la siguiente:

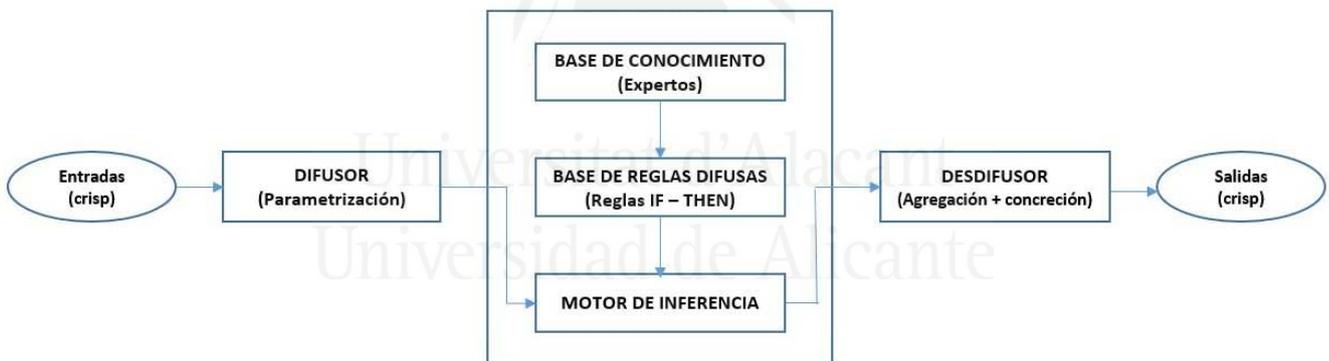


Fig. 50: Esquema básico de un sistema de inferencia difuso tipo Mamdani. Elaboración propia.

Como se puede ver, las entradas al sistema son números crisp o precisos que, al ingresar en el módulo difusor, interceptan las funciones de pertenencia, calculándose su grado de pertenencia a uno o varios conjuntos difusos entre los que se distribuye el rango de los posibles valores de entrada al núcleo del

sistema, en el que el conjunto de reglas difusas determinado por el conocimiento experto se encarga del proceso de razonamiento.

La base de conocimiento representa los conceptos y juicios de los expertos (cuyo comportamiento se desea modelar).

La base de reglas representa un conjunto de sentencias con estructura de causalidad expresada por las partículas IF – THEN, que separan antecedente y consecuente y que representa las acciones necesarias para tomar una decisión.

Las reglas IF –THEN son interpretadas por el *motor de inferencia*, obteniendo una salida a partir de los valores que representan las variables lingüísticas de la entrada al sistema. La inferencia difusa es un proceso de cálculo que consta de tres fases:

1. **Agregación de las variables lingüísticas.** Se establece el antecedente (parte “IF”) de la regla.
2. **Implicación.** Representa la inferencia, propiamente dicha, comprobándose la validez de la conclusión de una regla al relacionar el grado de cumplimiento del antecedente con el peso de la misma.
3. **Agregación del resultado.** Se combinan todos los conjuntos difusos de salida de todas las reglas en un solo conjunto difuso.

Por último, el desfusor recibe los conjuntos difusos de salida del proceso de inferencia y produce valores numéricos para cada salida, dependiendo del conjunto difuso al que pertenezcan. De los distintos procesos matemáticos utilizados para la agregación, nosotros seleccionamos el más utilizado, que es el cálculo del centroide (que representa el centro de gravedad de la superficie que forman las funciones agregadas); se trata de un método que, además de ser sencillo, tiene como característica destacable el ser continuo, de modo que un pequeño cambio en las entradas no supone un cambio brusco en la salida, y, además, no es ambiguo, obteniéndose un único resultado como salida del proceso (Moreno Velo, 2002).

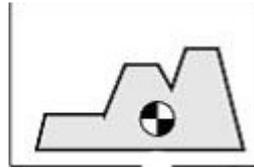


Fig. 51: Representación gráfica del centroide.

El método de cálculo, en su versión discreta, es similar a una suma de Riemann:

$$\hat{y} = \frac{\sum_{i=1}^n y_i \cdot \mu_B(y_i)}{\sum_{i=1}^n \mu_B(y_i)}$$

Donde \hat{y} es el centroide, μ_B es la función de pertenencia del conjunto difuso de salida cuya superficie se representa, e y es la variable de salida del conjunto difuso B.

5.3.2.1 Tipos de inferencia

Los varios modelos de inferencia difusa que existen se diferencian en las reglas y en el tipo de entradas y salidas que emplean.

De ellos, los más conocidos son los de Mamdani y el de Sugeno o TSK, ambos descritos en detalle en el Anexo 1.

Fuzzy Toolbox de MatLab incorpora dos alternativas: el modelo de Mamdani (no aditivo) y el de Sugeno o TSK⁶⁹ (aditivo).

Para ilustrar nuestra propuesta hemos seleccionado la construcción del modelo Mamdani, que, como hemos dicho, viene siendo el más utilizado desde su diseño.

⁶⁹ Por las iniciales de sus desarrolladores, Takagi, Sugeno y Kang.

5.3.2.2 El modelo de inferencia difusa

Previamente a la descripción del modelo de inferencia difusa propuesto, consideramos de interés hacer unas consideraciones previas en orden a enmarcar más claramente el trabajo.

5.3.2.2.1 Concepción y tratamiento de los impactos ambientales

De manera ideal, se supone que los modelos que incluyen variables medioambientales deberían incorporar los conocimientos científicos más actualizados. Ese convencimiento ha llevado a que, en los últimos tiempos, se haya adoptado y difundido un enfoque marcadamente reduccionista, en el que se fracciona el medio ambiente en componentes muy individualizados que se describen tan detalladamente como sea posible; esa es, posiblemente, la causa de que hayan proliferado modelos de evaluación de impactos ambientales restringidos a determinados factores, como el agua, la atmósfera, los bosques, etc.

No obstante, este enfoque queda lejos de proporcionar predicciones mejores y realmente útiles (Fisher, 2006). Las limitaciones de este enfoque reduccionista han quedado ampliamente reconocidas por autores como Saloranta (Saloranta, 2001), Functowitz (Funtowicz, et al., 1999), y otros (Hunt, 2000), citado por (Fisher, 2006). No importa cuáles ni cuántos sean los esfuerzos por perseguir la máxima precisión, la incertidumbre y la vaguedad siguen estando presentes y manifiestas (Mendes & Motizuki, 2001), (Enea & Salemi, 2001), (VV.AA., 2007, pp. 103, 140, 186).

Como dice Fisher (Fisher, 2006, p. 2) y se ha mencionado anteriormente en este trabajo, la manera de considerar explícitamente las incertidumbres e incluirlas en los procesos de decisión es la de operar desde la lógica difusa.

Desde nuestra perspectiva como profesionales del medio ambiente por más de dos décadas, nosotros consideramos, además, que es posible (y a nuestro juicio, deseable) llegar al diseño de una metodología de EIA lo suficientemente versátil como para que pueda ser utilizada de manera genérica para todos los factores medioambientales a considerar y lo suficientemente transparente como para que su utilización pueda ser considerada como una opción de preferencia para la evaluación de los impactos

ambientales de proyectos o actividades, e incluso para los procesos de Evaluación Ambiental Estratégica.

Si se nos permite el símil de los efectos de un golpe, diremos que su gravedad depende de dos factores: uno el de los inherentes al objeto que golpea; y otro el de los que se refieren a las características del objeto que resulta golpeado. Naturalmente, cuanto más frágil resulte el objeto golpeado y más contundente sea el golpe, tanto mayores serán los efectos de este.

En EIA se admiten los conceptos de *Magnitud*, que hace referencia al grado de afectación del factor ambiental considerado (“el objeto golpeado”) e *Importancia*, que se refiere a las características (extensión, etc.) del efecto producido (“el golpe”). De su ponderación ($Magnitud \cdot Importancia$) se obtendría el valor del impacto en consideración.

Desde esta perspectiva, proponemos una valoración de los impactos ambientales que atienda a los siguientes parámetros:

En cuanto al **factor ambiental receptor del impacto**:

- **Valor intrínseco (calidad)**: Depende de factores como su rareza, importancia social, cultural, de salud pública, etc.
- **Fragilidad**: La definimos como su sensibilidad a los cambios.
- **Recuperabilidad**: Capacidad de recuperación, bien sea por medios naturales o artificiales.

En cuanto al **impacto propiamente dicho**:

- **Extensión geográfica**.
- **Intensidad**: Grado de fuerza con que se manifiesta la alteración.
- **Transmisividad**: Capacidad de difusión o extensión geográfica del impacto; ej.: la difusión a mayores áreas de la contaminación atmosférica o acuática.
- **Persistencia**: Tiempo durante el cual se perciben los efectos.

- Acumulación y sinergia.

Por lo que respecta a los *riesgos ambientales* y puesto que en realidad su manifestación es asimilable a la de los impactos previsibles (v. “Riesgos ambientales”), proponemos sean tratados con el mismo modelo que los impactos.

5.3.2.3 Construcción del modelo: pasos

No existe ningún método estandarizado para la creación de un sistema difuso; no obstante, un medio puede ser el de seguir una serie de pasos, por otra parte un protocolo completamente lógico, como los que propone C. Lee (Lee, 1990) (Lee, 2000), citado por Esquivel et al. (Esquivel, et al., 2014):

1. Definición de objetivos, restricciones y comportamiento del sistema de inferencia.
2. Selección de variables.
3. Selección del método de difusión de las variables.
4. Construcción de la base de reglas.
5. Selección del tipo de inferencia difusa (normalmente, Mamdani).
6. Selección del método de desdifusión (normalmente, el centroide).
7. Prueba y afinamiento del diseño.

Otros autores, como Negnevitsky proponen un diseño que, aunque similar, para nosotros resulta más claro y directo (Negnevitsky, 2005, pp. 114-126):

5.3.2.3.1 Especificación del problema y definición de las variables lingüísticas

Es el paso principal, en el que se necesita determinar cuáles serán las variables de entrada y salida, así como sus rangos, en base al conocimiento disponible. En la práctica, estos factores son decididos por los expertos en los campos de aplicación, o en colaboración con ellos.

5.3.2.3.2 Determinación de los conjuntos difusos

Aunque los conjuntos difusos pueden tener una variedad de formas, normalmente será suficiente la forma trapezoidal o triangular, ya que suelen proporcionar una adecuada representación del conocimiento experto, al mismo tiempo que se simplifica notablemente el proceso de computación.

De hecho, la preferencia por las funciones sencillas es, al mismo tiempo que simplificadora, una elección práctica, dado que al estar definiéndose conceptos difusos, la utilización de funciones complejas no aportaría una mayor precisión. Pislaru y Trandabat recomiendan la utilización de funciones triangulares o trapezoidales para la representación de aspectos relacionados con el medio ambiente (Pislaru & Trandabat, 2011, p. 71).

5.3.2.3.3 Construcción de la base de reglas difusas

La mejor manera de determinar las reglas difusas apropiadas es, nuevamente, la de requerir de los expertos la explicación de cómo podría resolverse el problema tratado, mediante el uso de las variables lingüísticas previamente definidas.

5.3.2.3.4 Codificación de los conjuntos difusos, las reglas difusas y los procedimientos de inferencia

Es el paso final, conducente a la construcción del sistema de inferencia difuso; para ello se puede emplear cualquier lenguaje de computación de alto nivel, como por ejemplo C⁺⁺. En nuestro caso hemos aplicado lo que consideramos que resulta mucho más sencillo y al menos igual de preciso, que es la utilización del lenguaje propio de Fuzzy Toolbox, de MatLab y el método de inferencia de Mamdani con funciones triangulares.

5.3.2.3.5 Evaluación y ajuste del sistema

Una vez construido el sistema debemos proceder a su evaluación y a su afinamiento, de modo que se ajuste a las exigencias definidas en el punto 1. Fuzzy Toolbox puede generar imágenes de superficie que ayudarán a analizar el comportamiento del sistema.

En nuestro caso, el procedimiento anterior nos ha llevado al diseño y construcción de un sistema de inferencia difusa compuesto de tres subsistemas; las variables de salida de los dos primeros funcionarán como variables de entrada del tercero.

5.3.2.4 Construcción del modelo: SIDEIA - Subsistema 1

Siguiendo los pasos señalados en último lugar y atendiendo a nuestra propuesta de tratamiento de impactos ambientales, construimos tres subsistemas expertos basados en reglas: uno, al que llamamos Subsistema 1, que proporcionará una medida del valor intrínseco del factor ambiental que recibe el impacto; otro, el Subsistema 2, que proporcionará el valor del impacto considerado sobre el factor ambiental de referencia; posteriormente, un último subsistema, el Subsistema 3, utilizará y combinará con un nuevo conjunto de reglas las salidas obtenidas de los dos anteriores para ofrecer un valor del impacto final, que tendrá en cuenta tanto la importancia del impacto como las características de valor intrínseco del factor ambiental receptor.

Resulta completamente claro que el carácter de *valor intrínseco* es el que alguna cosa posee por sí misma, independientemente de su contribución al valor de otra entidad (Velayos, 1996). De manera más concreta, D. Keller, postula que el valor intrínseco es independiente de la utilidad que pueda representar el mundo “no humano” para fines humanos (Keller, 2008, p. 210).

Así pues, el valor intrínseco es un intangible no cuantificable que, no obstante, debe ser definido por algunas variables que, en conjunto, lo expresen cualitativamente.

Dicho lo anterior, proponemos definir el valor intrínseco de un factor ambiental por sus características de especificidad y sensibilidad⁷⁰, que, a su vez, definimos por medio de tres variables que deberemos considerar en el Subsistema 1; estas variables son:

- *Rareza.*
- *Fragilidad (sensibilidad a los cambios).*
- *Recuperabilidad.*

La variable de salida “Calidad” ofrece una representación del valor intrínseco del factor ambiental considerado, que posteriormente se tendrá en cuenta a la hora de evaluar los impactos.

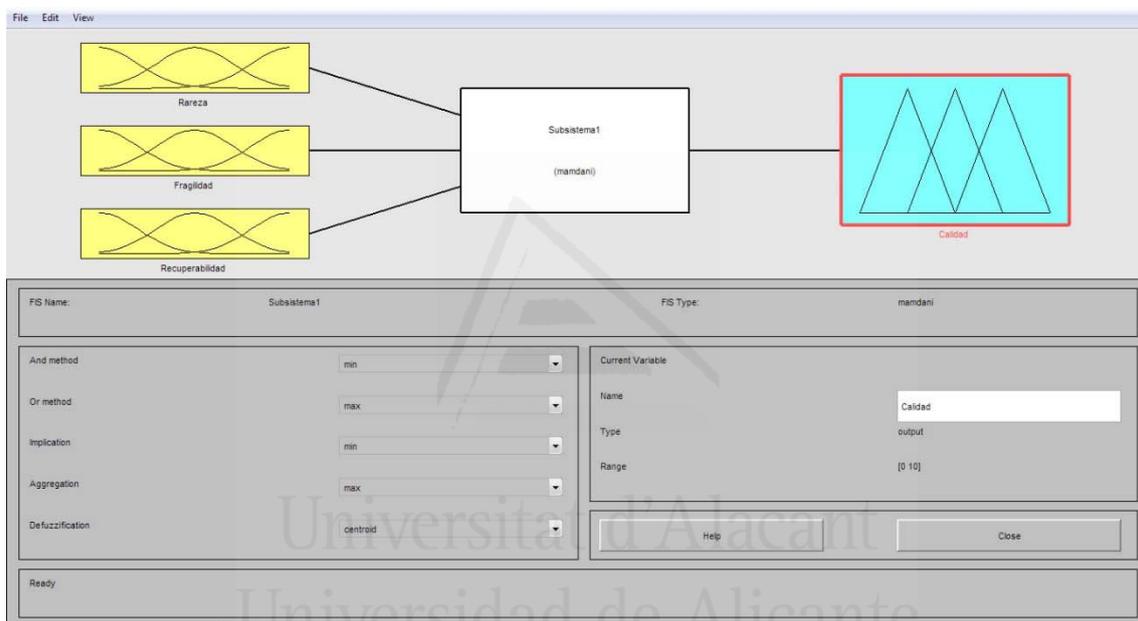


Fig. 52: Pantalla del editor gráfico FIS de MatLab, ilustrando el esquema del Subsistema 1

Para las tres variables seleccionadas (rareza, fragilidad y recuperabilidad) se han definido los intervalos [0,10] y las siguientes funciones triangulares de pertenencia:

⁷⁰ Cuanto más raro y sensible a los cambios sea este factor, tanto mayor será la necesidad de protección del mismo y, por lo tanto, podemos considerarlo como de mayor valor intrínseco.

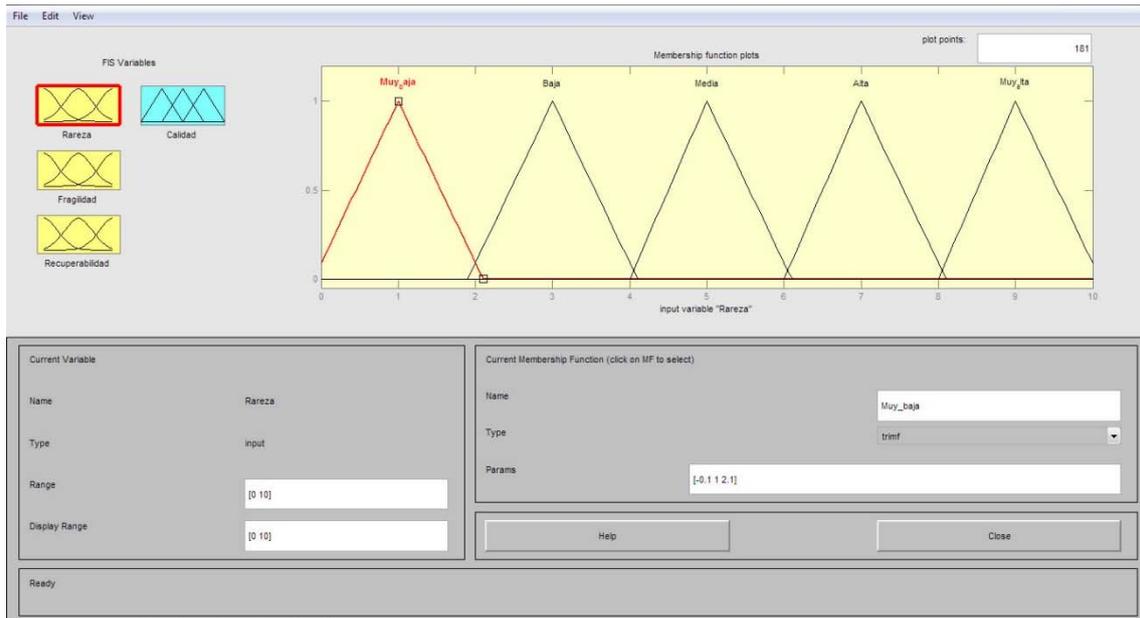


Fig. 53: Representación de la variable “Rareza” del Subsistema 1.

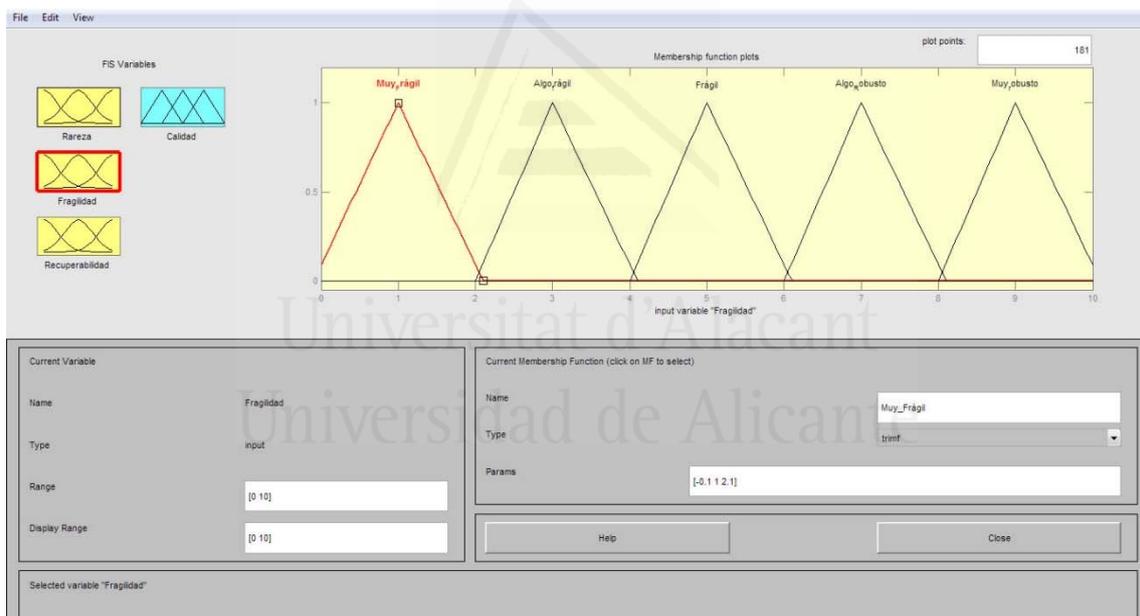


Fig. 54: Representación gráfica de la variable “Fragilidad” del Subsistema 1.

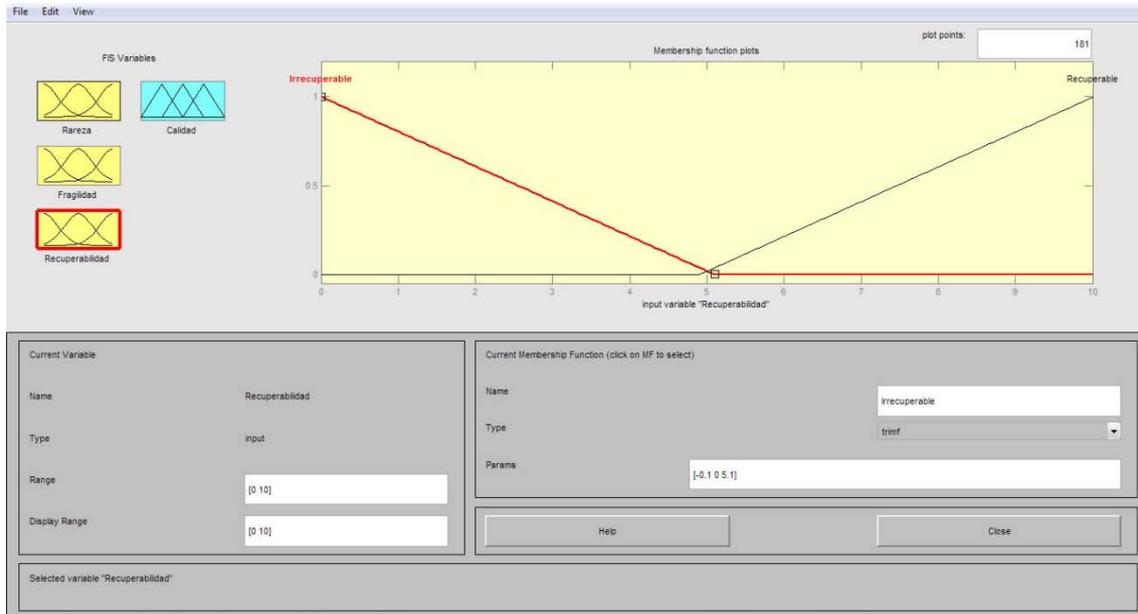


Fig. 55: Representación gráfica de la variable “Recuperabilidad” del Subsistema 1.

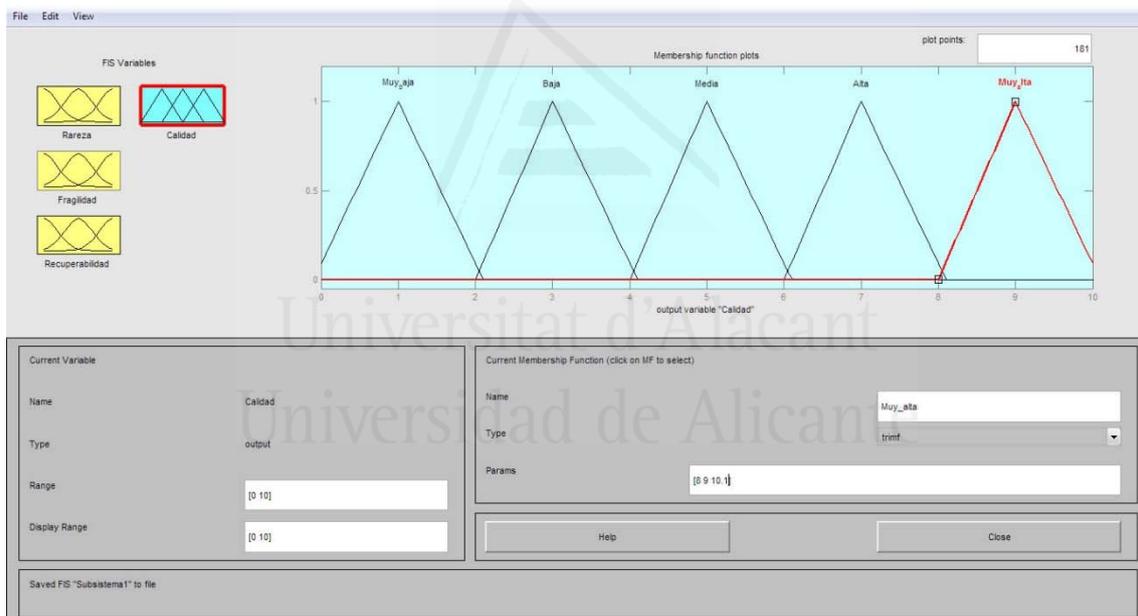


Fig. 56: Representación gráfica de la salida “Importancia” del Subsistema 1.

Para el Subsistema 1 se definió un conjunto de 42 reglas difusas:

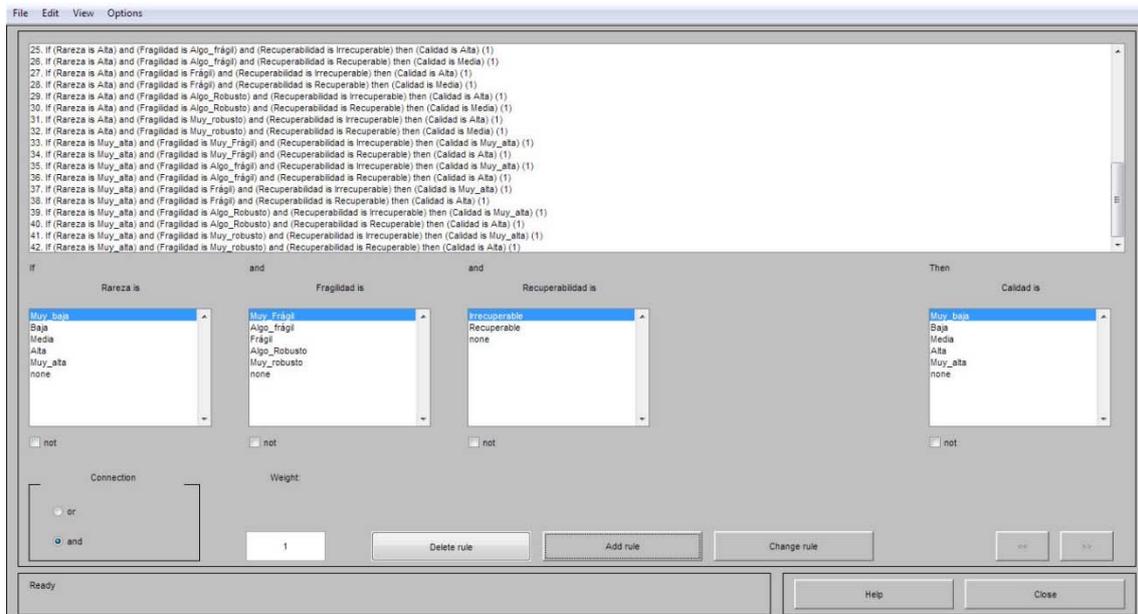


Fig. 57: Pantalla del editor de reglas de Fuzzy Toolbox. Subsistema 1.

Algunas de las reglas implementadas tienen las expresiones siguientes:

Regla 6:

IF (Rareza is Baja) AND (Fragilidad is Algo_Frágil) AND (Recuperabilidad is Recuperable) THEN (Calidad is Muy_baja)

Regla 16:

IF (Rareza is Media) AND (Fragilidad is Algo_frágil) AND (Recuperabilidad is Recuperable) THEN (Calidad is Baja)

Regla 29:

IF (Rareza is Alta) AND (Fragilidad is Algo_robusto) AND (Recuperabilidad is Irrecuperable) THEN (Calidad is Alta)

Regla 39:

IF (Rareza is Muy_alta) AND (Fragilidad is Algo_robusto) AND (Recuperabilidad is Irrecuperable) THEN (Calidad is Muy_alta)

El script del Subsistema 1 queda como sigue:

```
[System]
Name='Subsistema1'
Type='mamdani'
Version=2.0
NumInputs=3
NumOutputs=1
NumRules=42
AndMethod='min'
OrMethod='max'
ImpMethod='min'
AggMethod='max'
DefuzzMethod='centroid'

[Input1]
Name='Rareza'
Range=[0 10]
NumMFs=5
MF1='Muy_baja':trimf,[-0.1 1 2.1]
MF2='Baja':trimf,[1.9 3 4.1]
MF3='Media':trimf,[4 5 6.1]
MF4='Alta':trimf,[6 7 8.1]
MF5='Muy_alta':trimf,[8 9 10.1]

[Input2]
Name='Fragilidad'
Range=[0 10]
NumMFs=5
MF1='Muy_Frágil':trimf,[-0.1 1 2.1]
MF2='Algo_frágil':trimf,[2 3 4.1]
MF3='Frágil':trimf,[4 5 6.1]
MF4='Algo_Robusto':trimf,[6 7 8.1]
MF5='Muy_robusto':trimf,[8 9 10.1]

[Input3]
Name='Recuperabilidad'
Range=[0 10]
NumMFs=2
MF1='Irrecuperable':trimf,[-0.1 0 5.1]
MF2='Recuperable':trimf,[5 10 10]

[Output1]
Name='Calidad'
Range=[0 10]
NumMFs=5
MF1='Muy_baja':trimf,[-0.1 1 2.1]
MF2='Baja':trimf,[2 3 4.1]
MF3='Media':trimf,[4 5 6.1]
MF4='Alta':trimf,[6 7 8.1]
```

MF5='Muy_alta':'trimf',[8 9 10.1]

[Rules]

1 0 0, 1 (1) : 2
5 0 0, 5 (1) : 1
2 1 1, 2 (1) : 1
2 1 2, 1 (1) : 1
2 2 1, 2 (1) : 1
2 2 2, 1 (1) : 1
2 3 1, 2 (1) : 1
2 3 2, 1 (1) : 1
2 4 1, 2 (1) : 1
2 4 2, 1 (1) : 1
2 5 1, 2 (1) : 1
2 5 2, 2 (1) : 1
3 1 1, 3 (1) : 1
3 1 2, 2 (1) : 1
3 2 1, 3 (1) : 1
3 2 2, 2 (1) : 1
3 3 1, 3 (1) : 1
3 3 2, 2 (1) : 1
3 4 1, 3 (1) : 1
3 4 2, 2 (1) : 1
3 5 1, 3 (1) : 1
3 5 2, 2 (1) : 1
4 1 1, 4 (1) : 1
4 1 2, 3 (1) : 1
4 2 1, 4 (1) : 1
4 2 2, 3 (1) : 1
4 3 1, 4 (1) : 1
4 3 2, 3 (1) : 1
4 4 1, 4 (1) : 1
4 4 2, 3 (1) : 1
4 5 1, 4 (1) : 1
4 5 2, 3 (1) : 1
5 1 1, 5 (1) : 1
5 1 2, 4 (1) : 1
5 2 1, 5 (1) : 1
5 2 2, 4 (1) : 1
5 3 1, 5 (1) : 1
5 3 2, 4 (1) : 1
5 4 1, 5 (1) : 1
5 4 2, 4 (1) : 1
5 5 1, 5 (1) : 1
5 5 2, 4 (1) : 1



El visor de reglas presenta gráficamente todo el sistema del proceso de inferencia difusa, desde las entradas hasta las salidas, tanto de manera gráfica como numérica. Cada línea en la pantalla corresponde a una regla y cada columna a una variable de entrada (en

amarillo) o de salida (en azul). Se puede ejecutar el sistema y obtener el valor de “Importancia” del factor ambiental que recibe el impacto, bien introduciendo valores numéricos específicos para las variables en el cajetín de la parte inferior izquierda, o deslizando las líneas rojas verticales situadas sobre las variables de entrada:

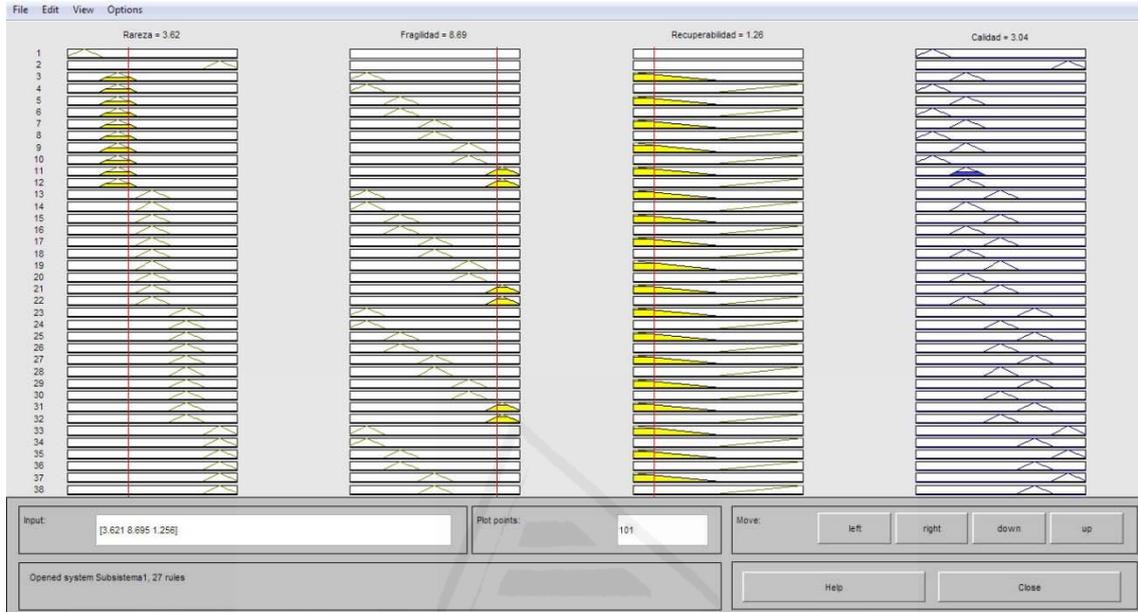


Fig. 58: Visor de reglas y funcionamiento del Subsistema 1.

El visor de superficie permite realizar un análisis visual de la consistencia del sistema:

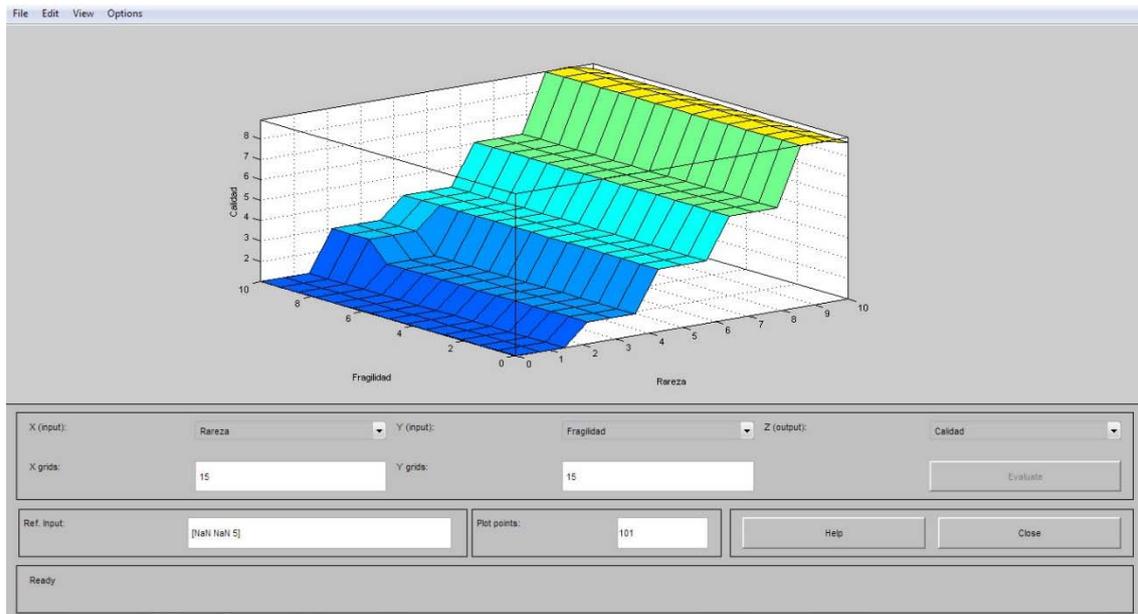


Fig. 59: Visor de superficie del Subsistema 1.

5.3.2.5 Construcción del modelo: SIDEIA - Subsistema 2

El Subsistema 2 atiende a la valoración de la importancia de los impactos ambientales, entendida esta como su “potencia” sobre el factor ambiental que los soporta.

Como hemos visto anteriormente, Conesa define la importancia de un impacto como la suma ponderada de los valores asignados a varios factores:

- *Intensidad (o grado de destrucción del factor).*
- *Extensión (o área de influencia).*
- *Momento (o plazo de manifestación).*
- *Persistencia (o permanencia del efecto).*
- *Reversibilidad (por medios naturales).*
- *Sinergia.*
- *Acumulación.*
- *Efecto (o relación causa-efecto).*
- *Periodicidad.*
- *Recuperabilidad (por medios naturales).*

Dando por válida la relación anterior, en nuestro trabajo hemos procedido a agregar aquellas variables con las que era posible hacerlo (por ejemplo, acumulación y sinergia) y hemos desechado aquellas cuya influencia consideramos de muy escasa relevancia a efectos de definición y evaluación de los impactos (por ejemplo, el momento de manifestación).

Las variables de entrada que consideramos en el Subsistema 2 son:

- *Extensión geográfica.*
- *Intensidad.*
- *Transmisividad*⁷¹.
- *Persistencia.*
- *Acumulación y sinergia.*

La variable de salida nos dará un indicativo de la importancia del impacto.

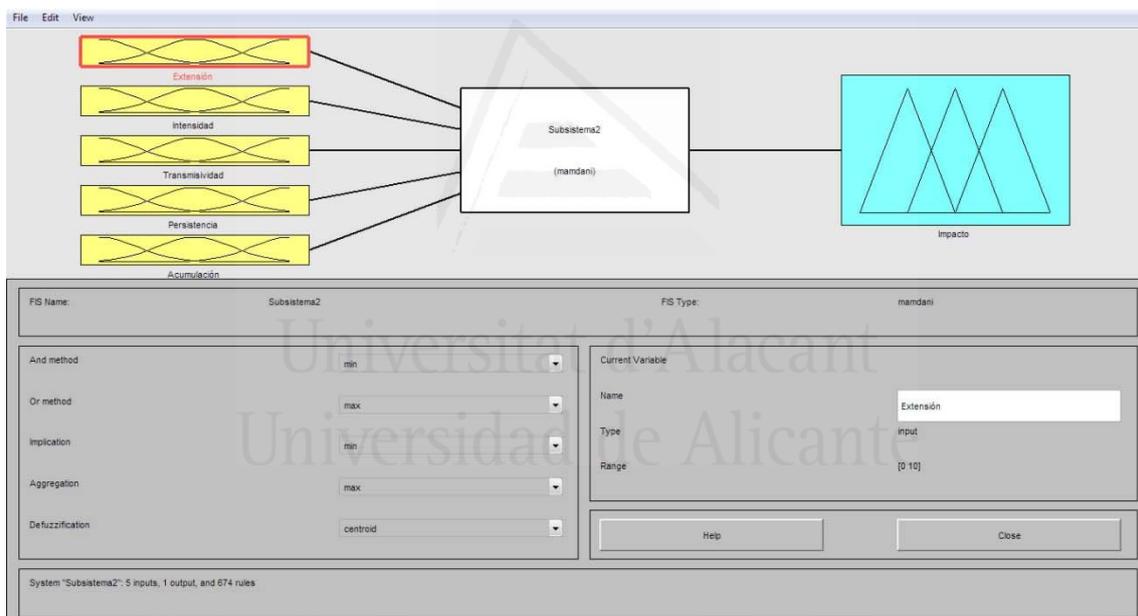


Fig. 60 Pantalla del editor gráfico FIS de MatLab, ilustrando el esquema del Subsistema 2.

⁷¹ Que hemos definido como la capacidad de difusión geográfica del impacto; ej.: la extensión por transporte a mayores áreas de la contaminación atmosférica o acuática.

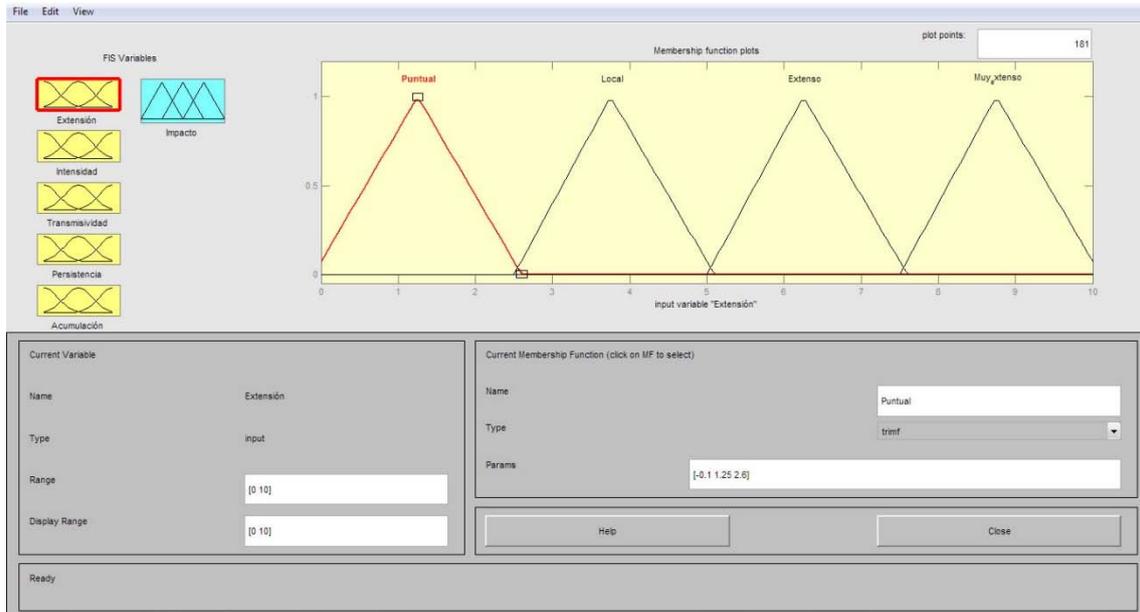


Fig. 61: Representación gráfica de la variable “Extensión” del Subsistema 2.

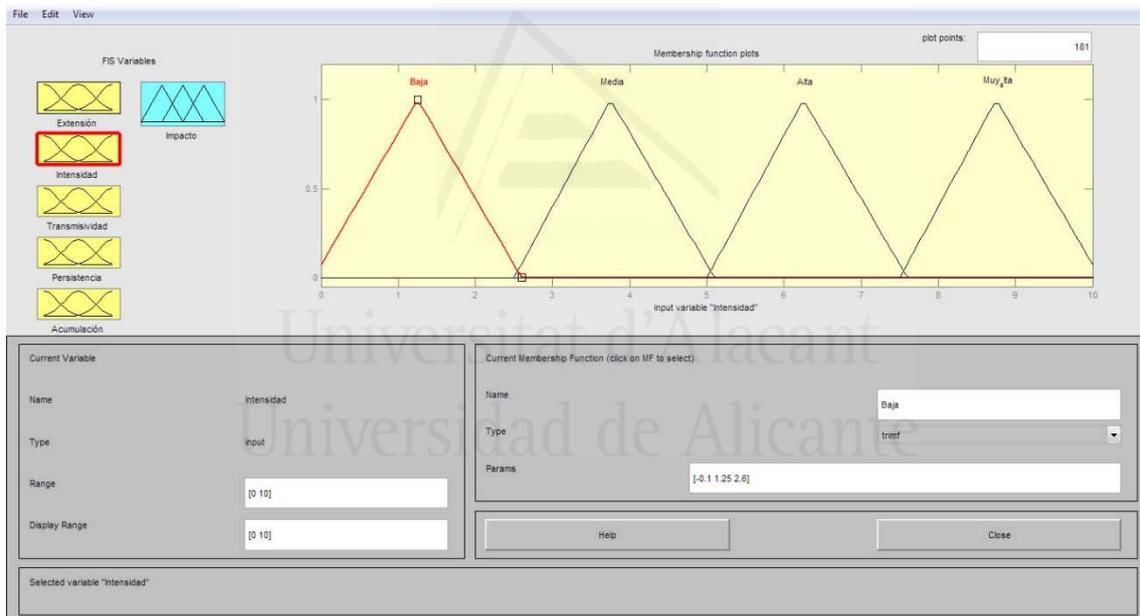


Fig. 62: Representación gráfica de la variable “Intensidad” del Subsistema 2.

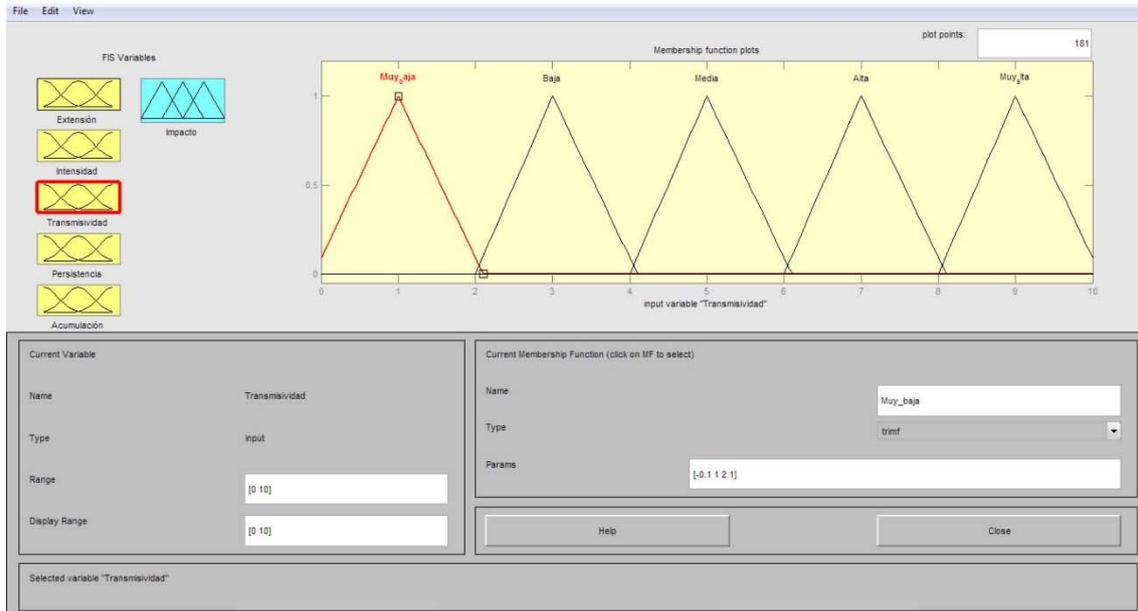


Fig. 63: Representación gráfica de la variable “Transmisividad” del Subsistema 2.

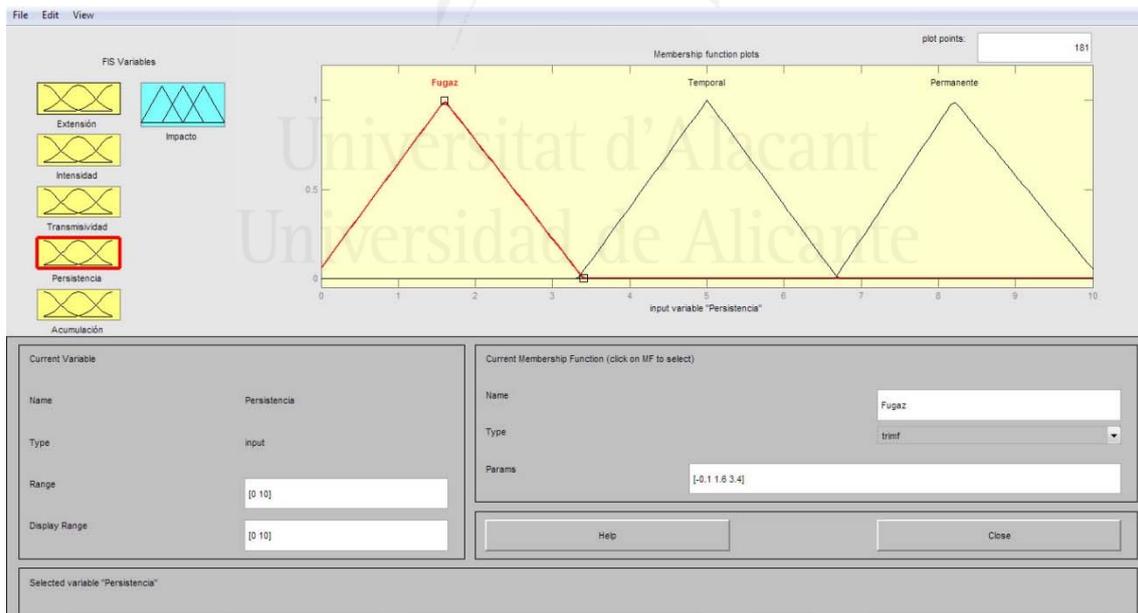


Fig. 64: Representación gráfica de la variable “Persistencia” del Subsistema 2.

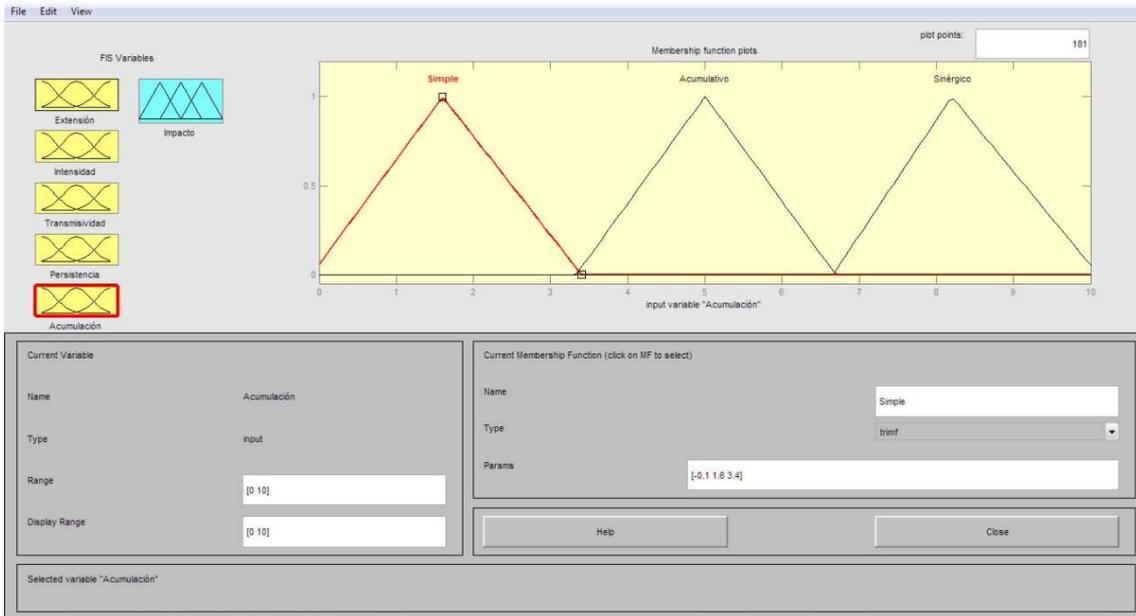


Fig. 65: Representación gráfica de la variable “Acumulación” del Subsistema 2.

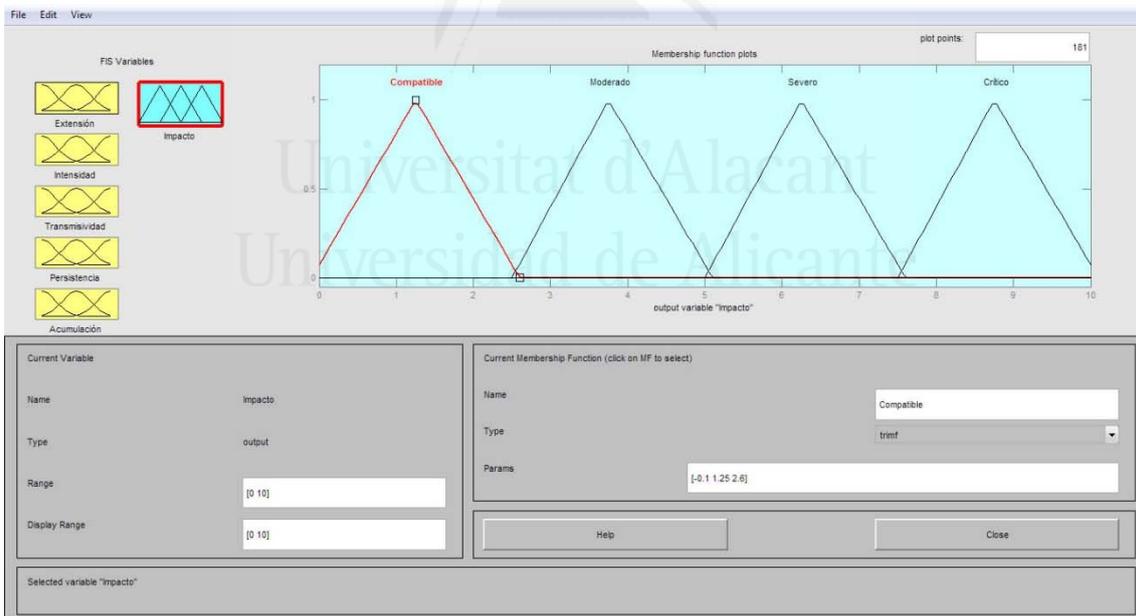


Fig. 66: Representación gráfica de la salida “Impacto” del Subsistema 2.

En el subsistema se implementaron un total de 674 reglas, algunas de las cuales son:

Regla 8:

**IF (Extensión is Puntual) AND (Intensidad is Baja) AND (Transmisividad is Muy_baja) AND (Persistencia is Permanente) AND (Acumulación is Acumulativo)
THEN (Impacto is Moderado)**

Regla 41:

**IF (Extensión is Puntual) AND (Intensidad is Baja) AND (Transmisividad is Muy_alta) AND (Persistencia is Temporal) AND (Acumulación is Acumulativo)
THEN (Impacto is Compatible)**

Regla 134:

**IF (Extensión is Puntual) AND (Intensidad is Alta) AND (Transmisividad is Muy_alta) AND (Persistencia is Permanente) AND (Acumulación is Sinérgico)
THEN (Impacto is Moderado)**

Regla 230:

**IF (Extensión is Local) AND (Intensidad is Media) AND (Transmisividad is Muy_baja) AND (Persistencia is Temporal) AND (Acumulación is Acumulativo)
THEN (Impacto is Moderado)**

Regla 436:

**IF (Extensión is Extenso) AND (Intensidad is Alta) AND (Transmisividad is Muy_baja) AND (Persistencia is Permanente) AND (Acumulación is Acumulativo)
THEN (Impacto is Severo)**

Regla 41:

**IF (Extensión is Muy_extenso) AND (Intensidad is Alta) AND (Transmisividad is Baja) AND (Persistencia is Permanente) AND (Acumulación is Sinérgico) THEN
(Impacto is Crítico)**

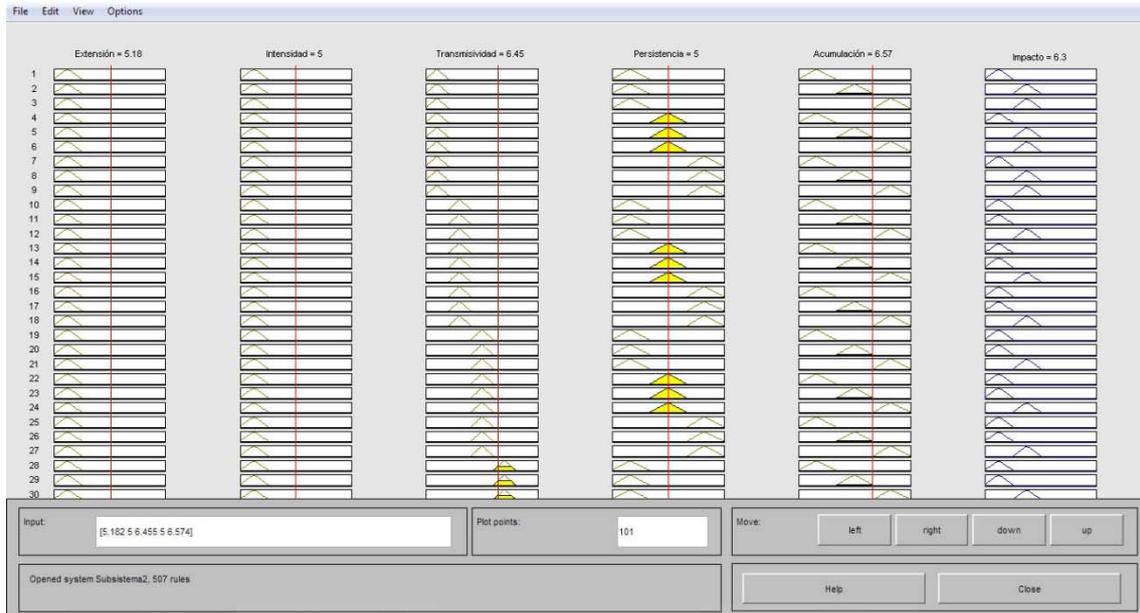


Fig. 67: Visor de reglas y funcionamiento del Subsistema 2.

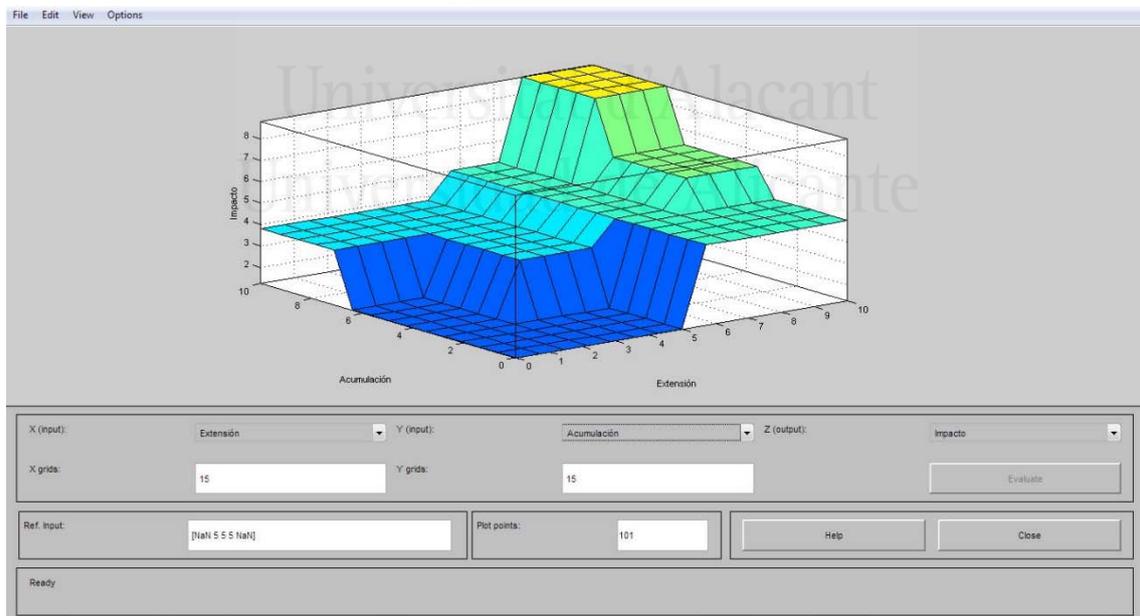


Fig. 68: Visor de superficie del Subsistema 2.

El script del submodelo queda como sigue:

```
[System]
Name='Subsistema2'
Type='mamdani'
Version=2.0
NumInputs=5
NumOutputs=1
NumRules=674
AndMethod='min'
OrMethod='max'
ImpMethod='min'
AggMethod='max'
DefuzzMethod='centroid'

[Input1]
Name='Extensión'
Range=[0 10]
NumMFs=4
MF1='Puntual':trimf,[-0.1 1.25 2.6]
MF2='Local':trimf,[2.5 3.75 5.1]
MF3='Extenso':trimf,[5 6.25 7.6]
MF4='Muy_extenso':trimf,[7.5 8.75 10.1]

[Input2]
Name='Intensidad'
Range=[0 10]
NumMFs=4
MF1='Baja':trimf,[-0.1 1.25 2.6]
MF2='Media':trimf,[2.5 3.75 5.1]
MF3='Alta':trimf,[5 6.25 7.6]
MF4='Muy_alta':trimf,[7.5 8.75 10.1]

[Input3]
Name='Transmisividad'
Range=[0 10]
NumMFs=5
MF1='Muy_baja':trimf,[-0.1 1 2.1]
MF2='Baja':trimf,[2 3 4.1]
MF3='Media':trimf,[4 5 6.1]
MF4='Alta':trimf,[6 7 8.1]
MF5='Muy_alta':trimf,[8 9 10.1]

[Input4]
Name='Persistencia'
Range=[0 10]
NumMFs=3
MF1='Fugaz':trimf,[-0.1 1.6 3.4]
MF2='Temporal':trimf,[3.33 5 6.7]
MF3='Permanente':trimf,[6.66 8.2 10.1]
```

```
[Input5]
Name='Acumulación'
Range=[0 10]
NumMFs=3
MF1='Simple':'trimf',[-0.1 1.6 3.4]
MF2='Acumulativo':'trimf',[3.33 5 6.7]
MF3='Sinérgico':'trimf',[6.66 8.2 10.1]
```

```
[Output1]
Name='Impacto'
Range=[0 10]
NumMFs=4
MF1='Compatible':'trimf',[-0.1 1.25 2.6]
MF2='Moderado':'trimf',[2.5 3.75 5.1]
MF3='Severo':'trimf',[5 6.25 7.6]
MF4='Crítico':'trimf',[7.5 8.75 10.1]
```

```
[Rules]
1 1 1 1 1, 1 (1) : 1
1 1 1 1 2, 2 (1) : 1
1 1 1 1 3, 2 (1) : 1
1 1 1 2 1, 1 (1) : 1
1 1 1 2 2, 2 (1) : 1
1 1 1 2 3, 2 (1) : 1
1 1 1 3 1, 1 (1) : 1
1 1 1 3 2, 2 (1) : 1
```

```
.....
4 4 5 1 3, 4 (1) : 1
4 4 5 2 1, 2 (1) : 1
4 4 5 2 2, 4 (1) : 1
4 4 5 2 3, 4 (1) : 1
4 4 5 3 1, 3 (1) : 1
4 4 5 3 2, 4 (1) : 1
4 4 5 3 3, 4 (1) : 1
```



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

5.3.2.6 Creación del modelo: SIDEIA - Subsistema 3

Por último se elaboró el tercer subsistema, cuyas entradas son las correspondientes salidas de los dos anteriores; la finalidad es la de obtener una valoración de impactos que tenga en cuenta la importancia relativa del factor ambiental que se considera, de modo que puedan hacerse distinciones de casos tales que, de producirse un impacto crítico sobre un factor ambiental de muy escasa relevancia (“baja calidad”), la salida resultante (y, por lo tanto, el valor resultante del impacto a considerar), tenga el valor

de “compatible”. Ello se orienta a evitar errores frecuentes en profesionales noveles⁷² que, en ocasiones y como producto de no haber realizado un proceso de *scoping* en su trabajo previo, intenten evaluar impactos que realmente deberían obviarse (el caso concreto a que nos referimos se ilustra en la fig. 74).

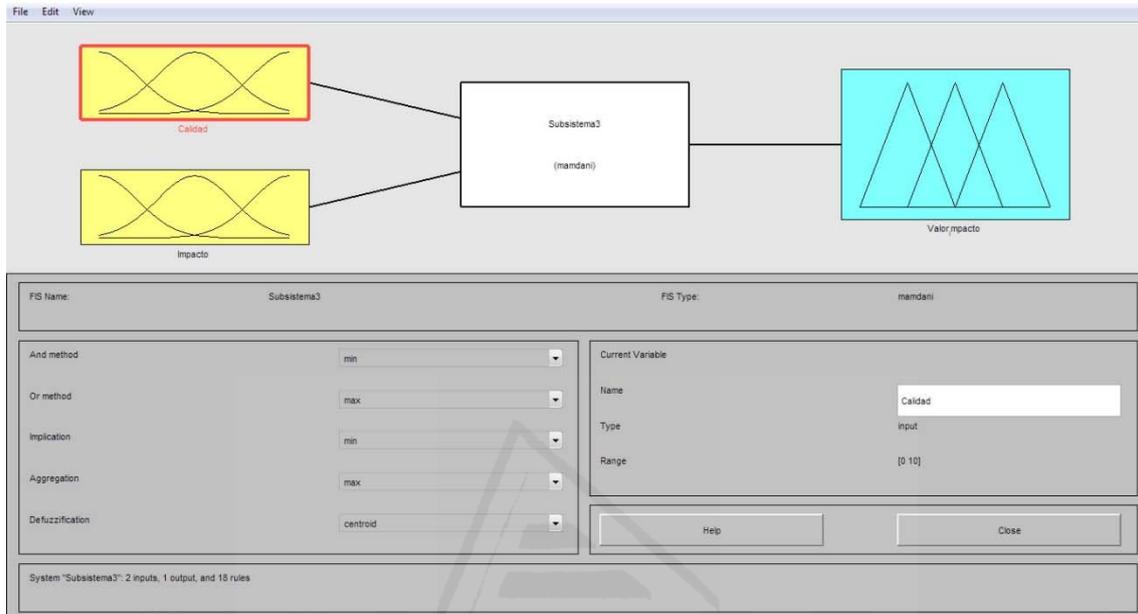


Fig. 69: Pantalla del editor gráfico FIS de MatLab, ilustrando el esquema del Subsistema 3.

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

⁷² O incluso con cierta experiencia, como hemos comprobado en varias ocasiones.

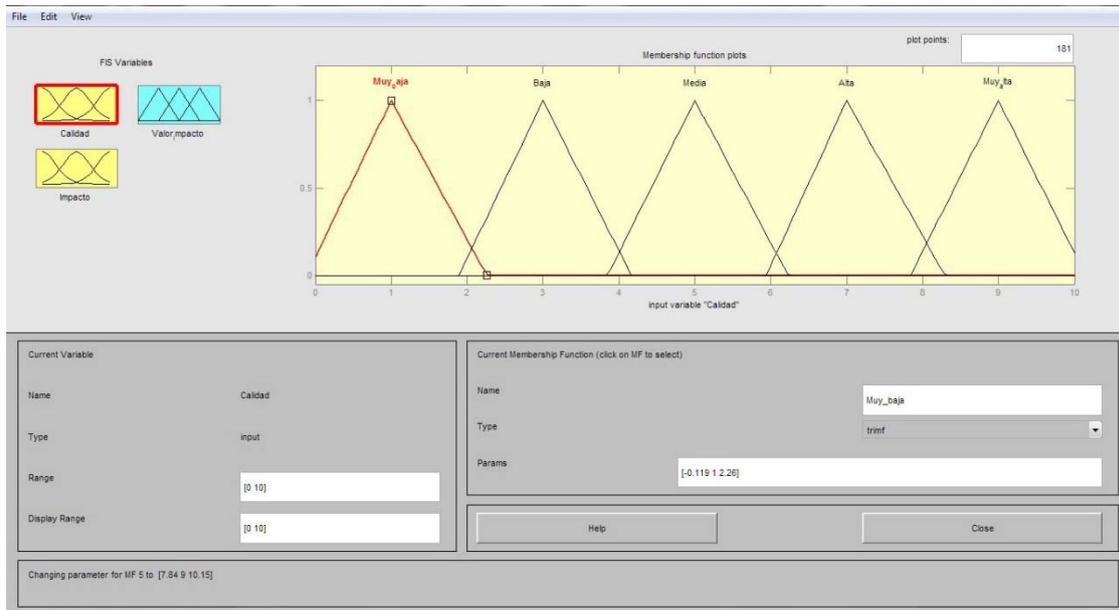


Fig. 70: Representación gráfica de la variable de entrada “Calidad” del Subsistema 3.

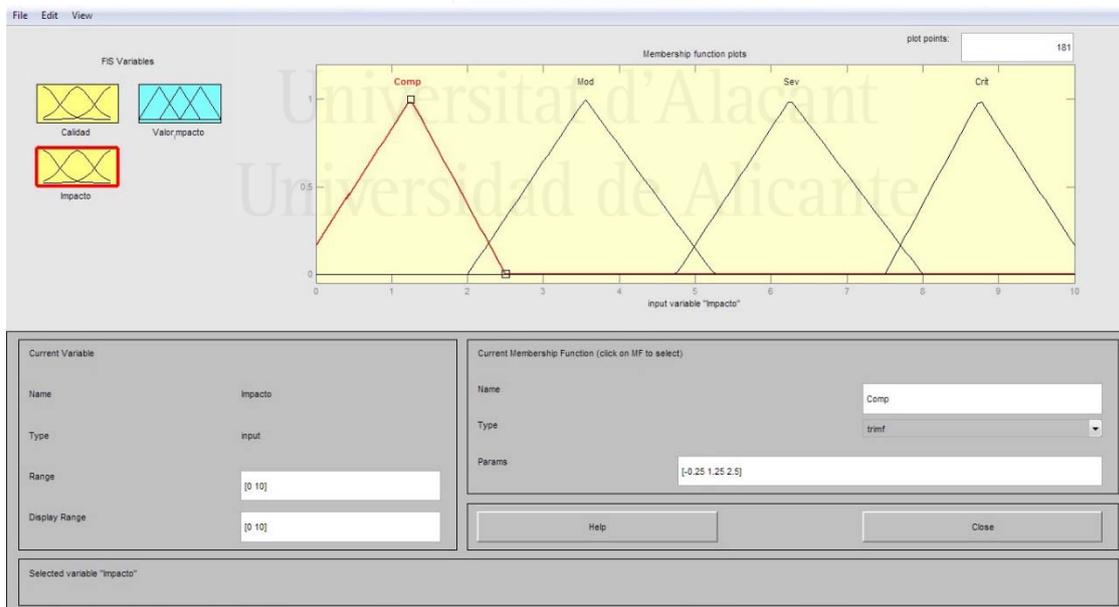


Fig. 71: Representación gráfica de la variable de entrada “Impacto” del Subsistema 3.

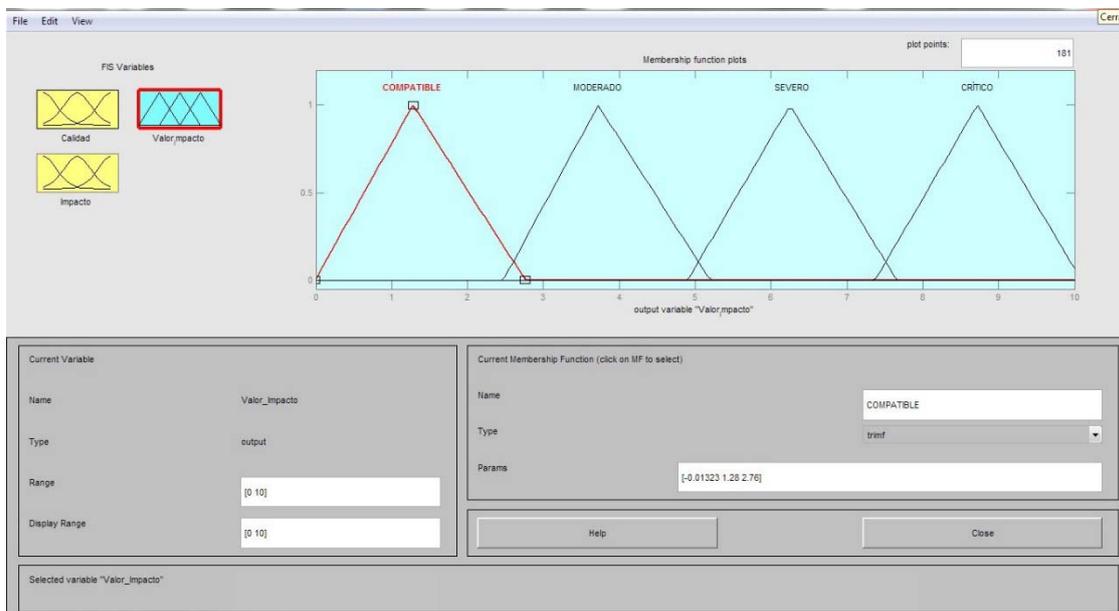


Fig. 72: Representación gráfica de la variable de salida “Valor impacto” del Subsistema 3.

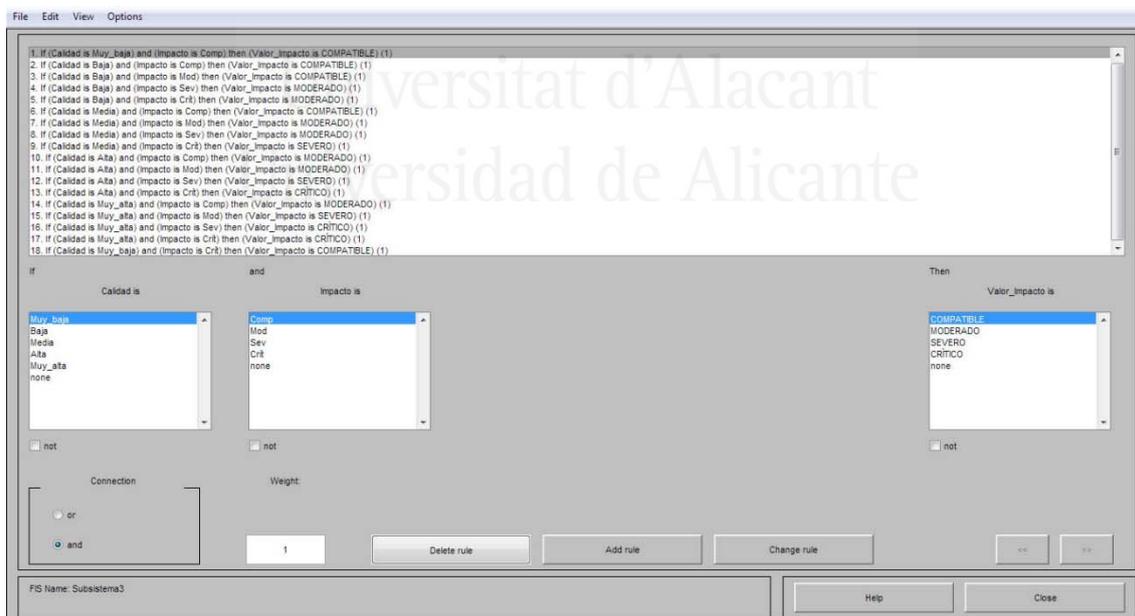


Fig. 73: Ventana del editor de reglas del Subsistema 3.

Para el Subsistema 3 se implementaron un total de 18 reglas, algunas de las cuales son:

Regla 3:

IF (Calidad is Baja) AND (Impacto is Moderado) THEN (Valor_impacto is COMPATIBLE)

Regla 7:

IF (Calidad is Media) AND (Impacto is Moderado) THEN (Valor_impacto is MODERADO)

Regla 12:

IF (Calidad is Alta) AND (Impacto is Severo) THEN (Valor_impacto is SEVERO)

Regla 16:

IF (Calidad is Muy_alta) AND (Impacto is Severo) THEN (Valor_impacto is CRÍTICO)

Regla 18:

IF (Calidad is Muy_baja) AND (Impacto is Crítico) THEN (Valor_impacto is COMPATIBLE)

La Fig. 74 ilustra el caso concreto del valor de un impacto muy elevado sobre un factor ambiental de escaso valor. Consecuentemente, el valor del impacto es muy bajo (“Compatible”):

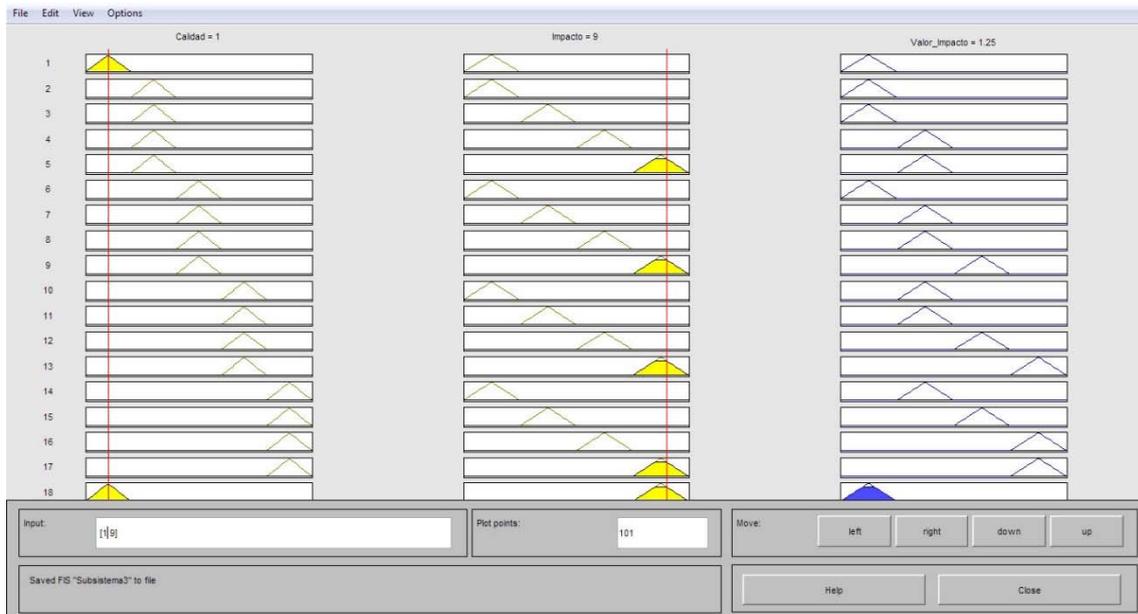


Fig. 74: Ventana de reglas y funcionamiento del Subsistema 3.

La salida ofrece un valor numérico entre 1 y 10, de modo que los valores de los impactos considerados se podrán considerar:

COMPATIBLE: $0 < V < 2.5$

MODERADO: $2.5 < V < 5$

SEVERO: $5 < V < 7.5$

CRÍTICO: $7.5 < V < 10$

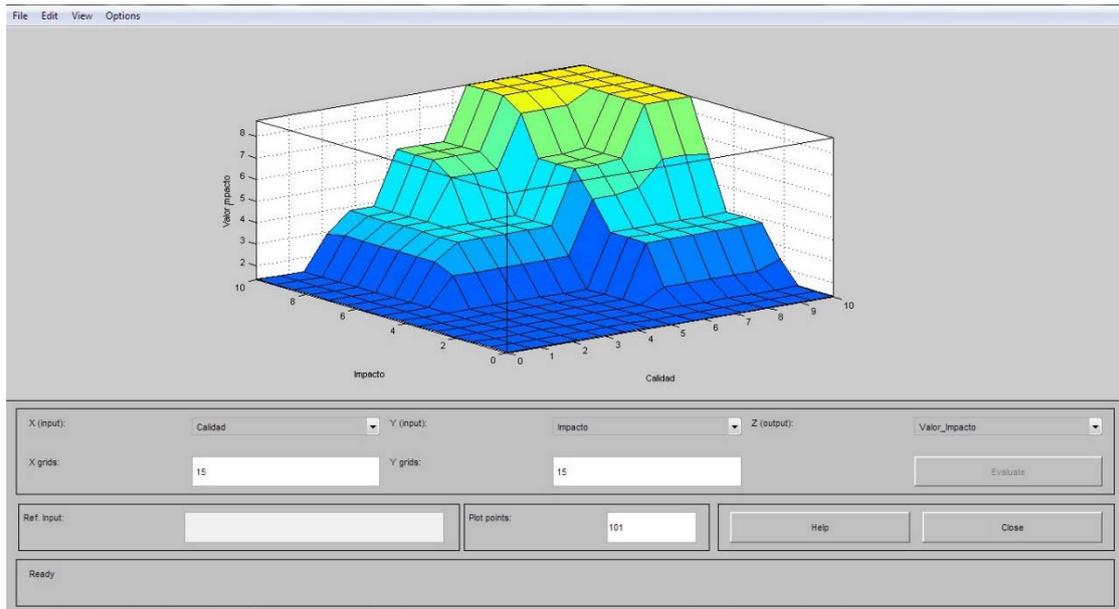


Fig. 75: Visor de superficie del Subsistema 3.

5.3.2.7 Validación del modelo

Tras su construcción, hemos procedido a comprobar la validez del sistema mediante la evaluación de distintos impactos ficticios sobre factores ambientales de distinta consideración y de los cuales conocíamos el valor de manera apriorística.

La consistencia de los subsistemas se aprecia igualmente en la vistas de superficie respectivas.

A pesar de la escasa potencia de nuestros medios técnicos (Laptop Acer ASPIRE 5740G de 32 bits, funcionando bajo Windows 7), SIDEIA ha demostrado su buen funcionamiento, salvo la lentitud ya esperada en el tiempo de computación del Subsistema 2, el que tiene el número de reglas más elevado.

Los resultados obtenidos se han mostrado consistentes con lo esperado en todas las pruebas realizadas.

5.4 Conclusiones y recomendaciones finales

El funcionamiento del sistema de inferencia difusa construido prueba su funcionalidad como un medio apropiado de incorporar las incertidumbres en la evaluación de impactos ambientales, con una consistencia y robustez matemáticas que no poseen las metodologías actualmente más utilizadas entre los profesionales del campo medioambiental, como la de los “números precisos”, o “números crisp”, anteriormente descrita. Proporciona, además, una manera rápida, coherente y eficaz de realizar la evaluación de impactos ambientales.

El modelo se ha diseñado desde una perspectiva no-reduccionista, de tal modo que puede ser utilizado en la evaluación de los impactos ambientales derivados de cualquier tipo de actuación sobre cualquier sistema natural o seminatural.

La adaptabilidad del sistema a los criterios de los expertos involucrados es inmediata, ya que únicamente es necesario añadir o eliminar reglas, o bien modificar algunas de las existentes, a voluntad, en la base de conocimiento. Igualmente, el modelo es ampliable con la sola acción de incorporar los subsistemas que eventualmente fueran considerados necesarios por parte de algunos expertos.

A modo de resumen y sobre la base de las conclusiones obtenidas del presente estudio, podemos decir que resulta obvio que la eventual aplicación de las propuestas aquí expresadas solo será posible si los Gobiernos de España y sus Autonomías asumen sin excusas ni ambages la importancia de la preservación del medio ambiente, tanto para nuestra generación como para las futuras y, en coherencia con ello y con la creciente demanda de la sociedad, se cede al Medio Ambiente el lugar y la carta de identidad propia que en orden a las anteriores consideraciones merece, disponiendo su independencia e igualdad jerárquica con otras instancias (Agricultura, Urbanismo, Industria,...) a las que actualmente está supeditado.

Si lo anterior se consigue, será el primer paso hacia el reconocimiento de la necesidad de implantación de medidas encaminadas a la recuperación del espíritu que dio origen a la implantación de la EIA y su mejor desempeño por la vía de un incremento de la calidad de los documentos que le sirven de apoyo, en particular los EsIA.



ANEXO I

FUNDAMENTOS DE LÓGICA Y ARITMÉTICA DIFUSAS

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

ANEXO 1

FUNDAMENTOS DE LÓGICA Y ARITMÉTICA DIFUSAS

0. PREÁMBULO

Las materias relativas a la lógica y la aritmética difusas se hallan dispersas en una abundante bibliografía; esta, en la mayor parte de los casos, resulta de lenguaje muy especializado y poco accesible para su utilización por científicos que no operan directamente en el campo de estas matemáticas especializadas.

Por esta razón hemos creído conveniente la elaboración de un Anexo en el que se presenten los conceptos fundamentales relevantes para la adecuada comprensión de los Sistemas de Inferencia Difusa y, por consiguiente, de nuestro trabajo; en particular del Capítulo 4, en el que abordamos la construcción de nuestro modelo.

A continuación, pues, se intentan describir de la manera más clara e intuitiva posible los conceptos clave de los elementos que forman el bagaje indispensable de la lógica difusa: los conjuntos difusos y las operaciones entre ellos, así como sus propiedades, lo cual consideramos primordial para comprender algunas de las cuestiones que se desarrollan como propuestas en el presente trabajo.

Aunque, como antes se ha dicho, pretendemos una exposición de estos principios de una manera intuitiva, es obvio que al tratar de una materia como la presente se hace inevitable el uso de un lenguaje lógico-matemático que, no obstante, consideramos completamente accesible a personas no especialmente formadas en estos ámbitos; si bien resultará imprescindible el estar previamente familiarizado con la teoría de conjuntos. Esperamos lograr nuestro propósito.

1. CONJUNTOS DIFUSOS: Definiciones

Conjunto difuso: El concepto de conjunto difuso introduce el carácter de *vaguedad* al eliminar el límite nítido entre elementos pertenecientes y no pertenecientes al grupo, la transición entre los cuales se convierte en *gradual*, en lugar de ser abrupta como en los conjuntos clásicos.

Es importante tener en cuenta que los conjuntos difusos describen conceptos vagos, y que lo hacen con pleno rigor matemático, lo cual es bien diferente de describir vagamente los conceptos.

En palabras de Zadeh, un conjunto difuso es una clase de objetos en un *continuum* de grados de pertenencia (Zadeh, 1965). Un conjunto difuso A , en X , viene caracterizado por una *función de pertenencia* $\mu_A(x)$ que asocia a cada punto en X un número real del intervalo $[0, 1]$ y en el que $\mu_A(x)$ representa el grado de pertenencia de x a A .

En otras palabras: si X es un grupo de objetos, un conjunto difuso A en X , es un conjunto de pares ordenados:

$$A = \{(x, \mu_A(x)) \mid x \in X\}$$

donde $\mu_A(x)$ es la *función de pertenencia* de A , definida como una función de X en el intervalo $[0, 1]$, que indica el grado de pertenencia del elemento al conjunto (Basu, 2005, pp. 40-41).

Para el conjunto clásico:

$$X = \{0, 1\},$$

el conjunto difuso Y es el conjunto que comprende a todos los números reales positivos entre los dos elementos de X ; es decir que, en realidad, Y es un *superconjunto* de X , ya que:

$$Y = [0, 1]$$

Los conjuntos difusos están definidos por *variables lingüísticas* del tipo “alto”, “bajo”, “amarillo”, “bonito”... que, a su vez, vienen definidas por sus funciones de pertenencia al conjunto, encarnadas por *modificadores lingüísticos* del tipo “muy”, “poco”, “más o menos”, “aproximadamente”...

Conjuntos difusos tipo-2

Los llamados *conjuntos difusos de tipo 2* son conjuntos difusos cuyos valores de verdad son, a su vez, conjuntos difusos (Nguyen & Walker, 2006).

Convexidad: Un conjunto difuso A definido en \mathbb{R} es *convexo* si y solo si:

$$\mu_A(\lambda x_1 + (1 - \lambda)x_2) \geq \min[\mu_A(x_1), \mu_A(x_2)]$$

$$\forall x_1, x_2 \in \mathbb{R}, \lambda \in [0, 1]$$

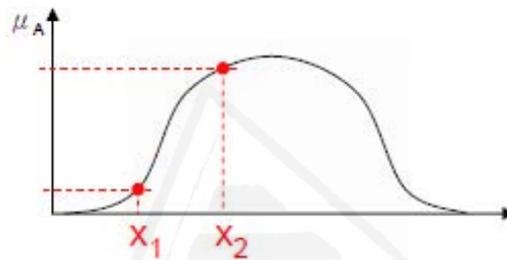


Fig. 76: Conjunto difuso convexo

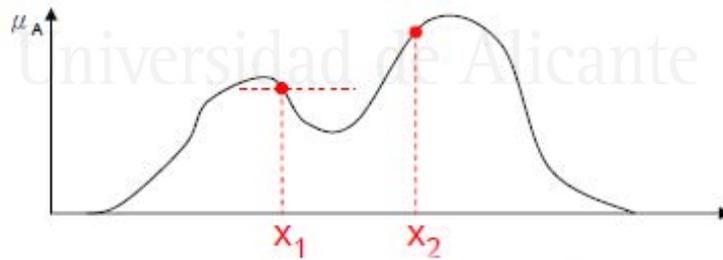


Fig. 77: Conjunto difuso no convexo

Soporte: Soporte S de un conjunto difuso A , es el conjunto *clásico* de elementos cuyo grado de pertenencia es estrictamente mayor que 0:

$$S(A) = \{x \in X \mid \mu_A > 0\}$$

Núcleo: Núcleo N de un conjunto difuso A , es el conjunto *clásico* de elementos cuyo grado de pertenencia es 1:

$$N(A) = \{x \in X \mid \mu_A = 1\}$$

Altura: Altura H de un conjunto difuso es el mayor valor de su función de pertenencia. Un conjunto difuso es *normal* si $H=1$; en otro caso, el conjunto difuso es *subnormal*:

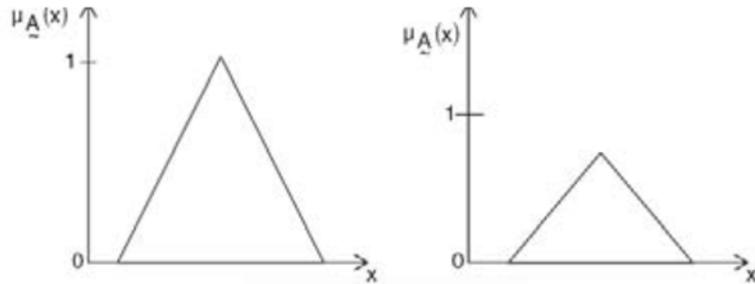


Fig. 78: Conjuntos normal (izquierda) y subnormal (derecha).

α -corte: Dado un conjunto difuso A , se define α -corte de A como el conjunto *clásico* formado por todos los elementos cuyo grado de pertenencia a A es mayor o igual a α :

$${}^{\alpha}A = \{x \in X \mid \mu_A(x) \geq \alpha\}$$

α -corte fuerte: Dado un conjunto difuso A , se define α -corte fuerte de A como el conjunto *clásico* formado por todos los elementos cuyo grado de pertenencia a A es estrictamente mayor que α :

$${}^{\alpha+}A = \{x \in X \mid \mu_A(x) > \alpha\}$$

Si los α -cortes de un conjunto difuso son convexos $\forall \alpha \in (0, 1]$, el conjunto difuso es convexo:

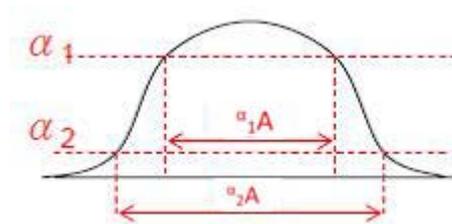


Fig. 79: α -cortes y conjunto difuso convexo.

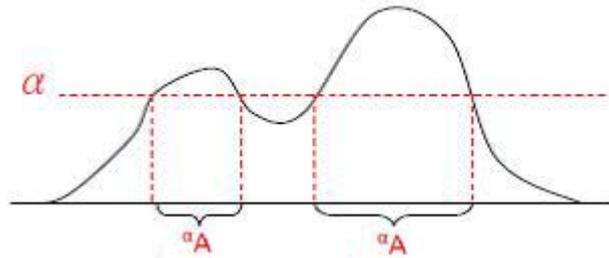


Fig. 80: α -cortes y conjunto difuso no convexo.

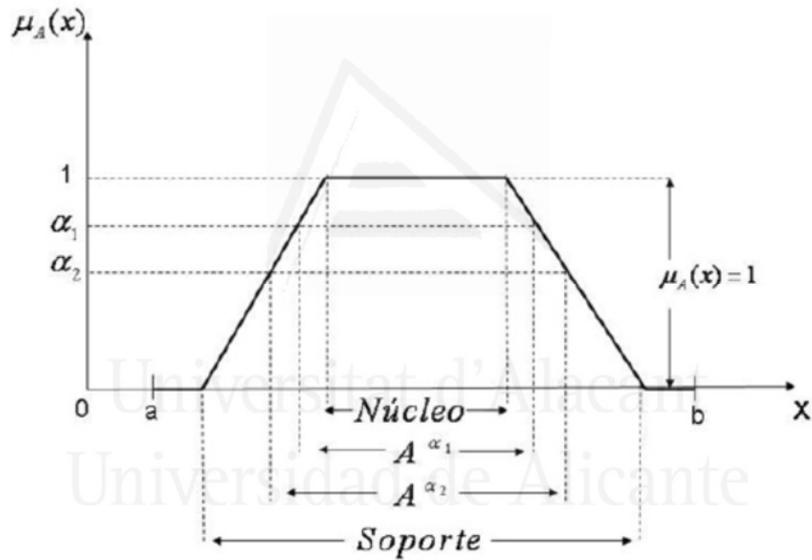


Fig. 81: α -cortes, núcleo y soporte de un conjunto difuso.

Cardinalidad: se conoce como cardinalidad $|A|$ de un conjunto difuso al número de los elementos que lo integran:

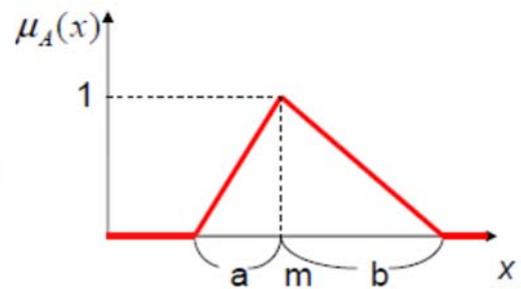
$$|A| = \sum \mu_A(x)$$

Números difusos: Una de las definiciones más claras que hemos encontrado es la aportada por Nasseri: Número difuso es un conjunto difuso definido en \mathbb{R} que satisface las condiciones de normalidad y de convexidad (Nasseri, 2008).

Funciones de pertenencia: Aunque en teoría cualquier función podría definir correctamente conjuntos difusos, debido a la facilidad de su uso en computación y sin olvidar que Zadeh iguala los conceptos de “lógica difusa” y de “computación con palabras” (Zadeh, 1996), las más utilizadas son las triangulares y las trapezoidales:

Función Triangular:

$$\mu(x; a, m, b) = \begin{cases} 0 & \text{si } x \leq a \\ (x - a)/(m - a) & \text{si } a < x \leq m \\ (b - x)/(b - m) & \text{si } m < x \leq b \\ 0 & \text{si } x > b \end{cases}$$



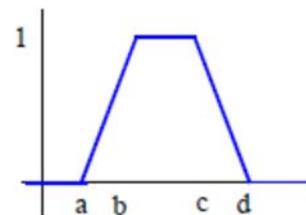
Una expresión alternativa a la anterior, usando el máximo y el mínimo, nos la proporciona (Jang, 1997):

$$\mu(x; a, m, b) = \max\left(\min\left(\frac{x - a}{m - a}, \frac{b - x}{b - m}\right), 0\right)$$

(Jang, 1997)⁷³.

Función Trapezoidal:

$$\mu(x; a, b, c, d) = \begin{cases} 0 & \text{si } x \leq a \\ (x - a)/(b - a) & \text{si } a < x \leq b \\ 1 & \text{si } b < x \leq c \\ (d - x)/(d - c) & \text{si } c < x \leq d \\ 0 & \text{si } x > d \end{cases}$$



⁷³ Modificado.

$$(d - x)/(b - c) \quad \text{si } c < x \leq d$$

$$0 \quad \text{si } x > d$$

Análogamente al caso anterior, tenemos:

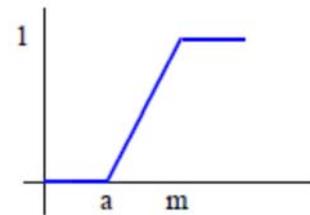
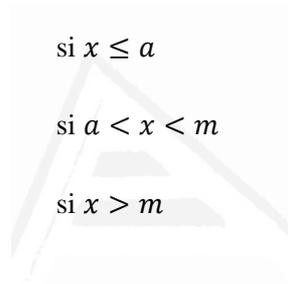
$$\mu(x; ab, c, d) = \max\left(\min\left(\frac{x - a}{b - a}, 1, \frac{d - x}{d - c}\right), 0\right)$$

(Jang, 1997).

Como casos particulares de las funciones trapezoidales se utilizan también:

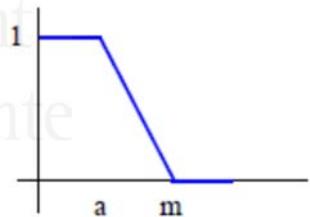
Función Gamma:

$$\mu(x; a, m) = \begin{cases} 0 & \text{si } x \leq a \\ (x - a)/(m - a) & \text{si } a < x < m \\ 1 & \text{si } x > m \end{cases}$$



Función Z:

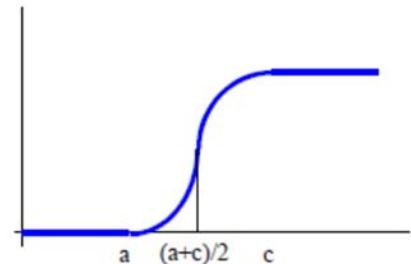
$$\mu(x; a, m) = \begin{cases} 1 & \text{si } x \leq a \\ (x - a)/(m - a) & \text{si } a < x < m \\ 0 & \text{si } x > m \end{cases}$$



Otros tipos de función (que, en realidad se diferencian de las anteriores en que su forma es suave en lugar de abrupta) son las sigmoidales y las gaussianas:

Función Sigmoidal:

$$\mu(x; a, c) = \begin{cases} 0 & \text{si } x \leq a \\ 2 \cdot \left(\frac{x-a}{c-a}\right)^2 & \text{si } a \leq x \leq \frac{a+c}{2} \\ 1 - 2 \cdot \left(\frac{x-a}{c-a}\right)^2 & \text{si } \frac{a+c}{2} \leq x \leq c \\ 0 & \text{si } x \geq c \end{cases}$$



Función Gaussiana:

$$\mu_A(x; c, s, m) = \exp\left(-\frac{1}{2} \left|\frac{x-c}{s}\right|^m\right)$$

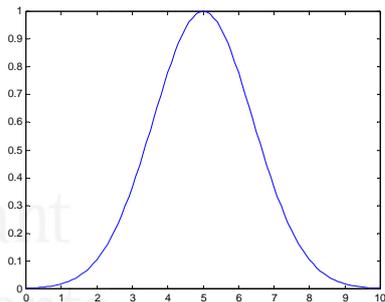
O también:

$$\mu_A(x; c, s, m) = e^{-k(x-c)^2}, k > 0$$

Donde: c = centro

s = anchura

m = factor de emborronamiento o fuzzificación (normalmente, m = 2)



2. OPERACIONES ENTRE CONJUNTOS DIFUSOS: Operaciones lógicas

La lógica difusa es, como ya se ha dicho, un superconjunto de la lógica booleana, a la que comprende; podríamos escribir que $\{0, 1\} \subset [0, 1]$.

Las operaciones lógicas que se pueden efectuar entre conjuntos difusos son las ya conocidas de los conjuntos clásicos (también llamados nítidos o *crisp*): **AND** (\wedge), **OR** (\vee) y **NOT** (\neg). Las tablas de verdad para las operaciones lógicas son:

A	A	A∧B
0	0	0
0	1	0
1	0	0
1	1	1
AND		

A	A	A∨B
0	0	0
0	1	1
1	0	1
1	1	1
OR		

A	¬A
0	1
1	0
NOT	

Cuando se operan conjuntos entre sí, las operaciones anteriores tienen las siguientes equivalencias:

Sean los conjuntos *A* y *B*:

- **AND** = $\min(A, B)$
- **OR** = $\max(A, B)$
- **NOT A** = $1 - A$

La representación gráfica de las operaciones lógicas y la diferencia entre la lógica bivalente y la multivalente se ilustra en la siguiente figura:

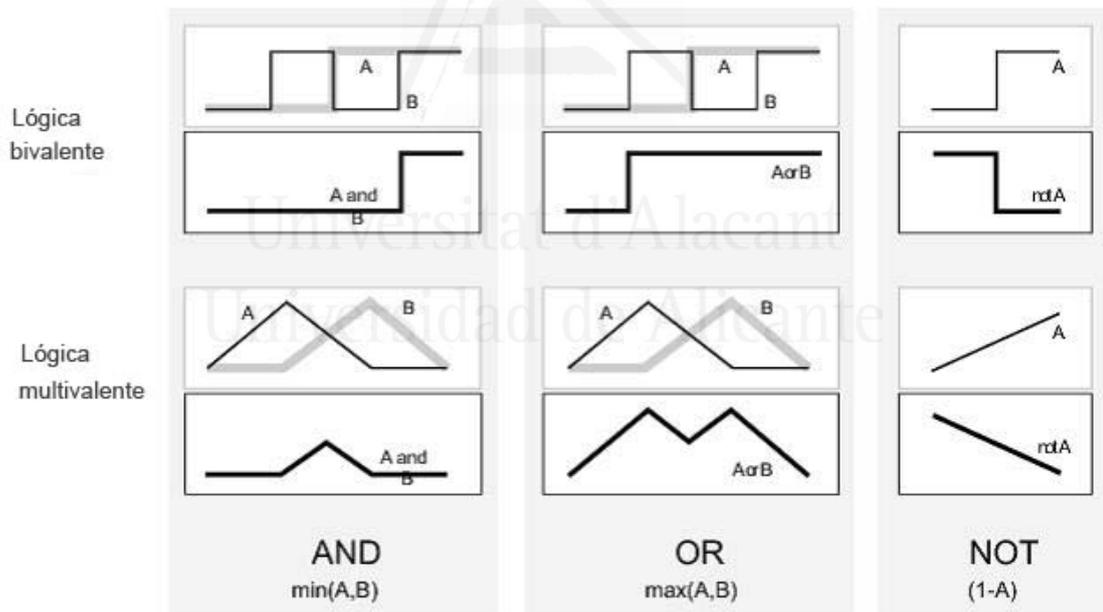


Fig. 83: Diferencias entre las operaciones lógicas clásicas y multivalentes.

Consideramos muy ilustrativo a efectos prácticos incluir aquí un ejemplo tomado de Zimmermann relativo a la compra de una casa (Zimmermann, 1993):

Una familia de cuatro personas desea comprar una casa. Para ellos, un indicador de su nivel de confort es el número de habitaciones de la casa, así como también que la casa sea grande.

El universo de discurso $U = (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10)$ es el conjunto de casas a considerar, según el número de habitaciones; el conjunto difuso “Confortable” se puede describir como un vector \mathbf{c} :

$$\mathbf{c} = [0.2, 0.5, 0.8, 1, 0.7, 0.3, 0, 0, 0, 0]$$

Igualmente, el conjunto difuso “Grande”, puede ser descrito por un vector \mathbf{g} :

$$\mathbf{g} = [0, 0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1, 1, 1, 1]$$

*La intersección (**AND**) de los conjuntos “Confortable” y “Grande” es $\min(\mathbf{c}, \mathbf{g})$:*

$$0, 0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.3, 0, 0, 0, 0$$

La interpretación del resultado es que la mejor elección sería una casa de 5 dormitorios, que presenta el valor máximo (0.6), aunque no es plenamente satisfactoria, ya que su función de pertenencia es menor que 1. La segunda mejor opción sería una casa de 4 habitaciones, con una función de pertenencia de 0.4.

*La unión (**OR**) de los dos conjuntos es $\max(\mathbf{c}, \mathbf{g})$:*

$$0.2, 0.5, 0.8, 1, 0.7, 0.8, 1, 1, 1, 1$$

En este caso, la opción de 4 habitaciones es óptima (grado de pertenencia 1); también lo son las de 7, 8, 9 y 10 habitaciones, porque la casa es grande.

*Si los hijos de la familia están próximos a irse de casa, digamos en el próximo par de años, los padres podrían entonces estar interesados en una casa que fuera Confortable y No-Grande (**NOT**), es decir, $\min(\mathbf{c}, 1-\mathbf{g})$:*

$$0.2, 0.5, 0.8, 0.6, 0.4, 0.2, 0, 0, 0, 0$$

En este caso, una casa con 3 dormitorios sería satisfactoria en grado 0.8.

El ejemplo anterior indica cómo pueden ser utilizados los conjuntos difusos en computación para la ayuda a la toma de decisiones.

2.1. Otros operadores

Intersección (AND lógico) de dos conjuntos difusos (T-norma o Norma Triangular):

$$\mu_{A \cap B}(x) = T(\mu_A(x), \mu_B(x))$$

Representa la multiplicación de $\mu_A(x)$ y $\mu_B(x)$.

El operador **T-norma** es una representación binaria $T(y, z)$, que debe cumplir las siguientes propiedades:

- $T(0,0) = 0$; $T(a,1) = T(1,a) = a$ (límites⁷⁴)
- $T(a,b) \leq T(c,d)$ si $a \leq c$ y $b \leq d$ (monótona⁷⁵)
- $T(a,b) = T(b,a)$ (conmutativa⁷⁶)
- $T(a,T(b,c)) = T(T(a,b),c)$ (asociativa⁷⁷)

⁷⁴ Implica generalización correcta a conjuntos nítidos.

⁷⁵ Una disminución en los valores de pertenencia de los elementos de A o B **NO** puede producir un incremento del valor de pertenencia de $A \cap B$.

⁷⁶ El operador es indiferente al orden de los conjuntos que se operan.

⁷⁷ Permite la intersección de cualquier número de conjuntos, en cualquier orden de agrupación 2 a 2.

Cuando la intersección se realiza entre dos conjuntos difusos convexos, el resultado es también un conjunto difuso convexo:

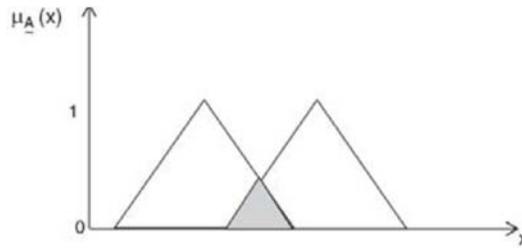


Fig. 84: Conjunto difuso convexo.

Unión (OR lógico) de dos conjuntos difusos (T-conorma):

$$\mu_{A \cup B}(x) = S(\mu_A(x), \mu_B(x))$$

Representa la *suma* de $\mu_A(x)$ y $\mu_B(x)$.

El operador **T-conorma** es una representación binaria $S(y, z)$ que debe cumplir las siguientes propiedades:

- $S(1,1) = 1$; $S(a,0) = S(0,a) = a$ (límites)
- $S(a,b) \leq S(c,d)$, si $a \leq c$ y $b \leq d$ (monótona)
- $S(a,b) = S(b,a)$ (conmutativa)
- $S(a,S(b,c)) = S(S(a,b),c)$ (asociativa)

3. EL PRINCIPIO DE EXTENSIÓN

El llamado Principio de Extensión, definido por Lotfi A. Zadeh (Zadeh, 1975), es una importantísima generalización que proporciona un medio de extender a dominios difusos las expresiones matemáticas de los dominios precisos o “crisp”.

Básicamente, generaliza el mapeo punto a punto usual de una función $f(\cdot)$ a un mapeo entre conjuntos difusos; es decir, que permite extender una relación desde puntos de U hasta subconjuntos difusos de U . Por ejemplo, supongamos que f es una aplicación de U en V , y que A es un subconjunto difuso de U expresado como:

$$A = \mu_1 u_1 + \mu_2 u_2 + \dots + \mu_n u_n$$

El Principio de Extensión establece que:

$$f(A) = f(\mu_1 u_1 + \mu_2 u_2 + \dots + \mu_n u_n)$$

Y por lo tanto, la imagen de A bajo f puede ser deducida de las imágenes de u_1, u_2, \dots, u_n bajo f .

Ejemplo: Supongamos,

$$U = 1 + 2 + 3 + \dots + 10$$

Sea *pequeño* un subconjunto difuso de U , definido por:

$$\text{pequeño} = \frac{1}{1} + \frac{1}{2} + \frac{0.8}{3} + \frac{0.6}{4} + \frac{0.4}{5}$$

Y sea f la elevación al cuadrado. Tendremos:

$$\text{pequeño}^2 = \frac{1}{1} + \frac{1}{4} + \frac{0.8}{9} + \frac{0.6}{16} + \frac{0.4}{25}$$

Si el soporte de A es continuo, entonces:

$$A = \int_U \mu_A(u)/u$$

Que por el Principio de Extensión toma la forma:

$$f(A) = f\left(\int_U \mu_A(u)/u\right) \equiv \int_V \mu_A(u)/f(u)$$

4. RAZONAMIENTO APROXIMADO E INFERENCIA DIFUSA

La regla de inferencia principal de la lógica clásica es la conocida como *modus ponens*, de acuerdo con la cual podemos inferir la verdad de una proposición B a partir de la verdad de A y la implicación $A \Rightarrow B$:

$$A \rightarrow B$$

$$B \rightarrow C$$

$\therefore A \rightarrow C$

No obstante y por lo que respecta al razonamiento humano, la regla del *modus ponens* se utiliza en la mayor parte de los casos de una manera aproximada, no exacta (Zadeh, 1975), en lo que se conoce como *modus ponens generalizado*.

De una manera más gráfica, si en el sistema de lógica clásica tenemos las dos proposiciones siguientes:

A = "el tomate es rojo"

B = "el tomate está maduro"

Entonces, si es cierto que el tomate es rojo, también es cierto que el tomate está maduro.

En el esquema de inferencia clásica, la regla del modus ponens se podría expresar como:

Premisa 1 (hecho)	x es A
Premisa 2 (hecho)	Si x es A, entonces y es B
<hr/>	
Consecuencia (conclusión)	y es B

Como hemos dicho, el modus ponens se suele utilizar en la mayor parte de los procesos de razonamiento humano de una manera aproximada.

Así, con la misma regla de implicación utilizada "si el tomate es rojo, entonces el tomate está maduro", y nosotros conocemos que "el tomate está más o menos rojo", entonces podemos inferir que "el tomate está más o menos maduro":

Premisa 1 (hecho)	x es A'
Premisa 2 (hecho)	Si x es A, entonces y es B
<hr/>	
Consecuencia (conclusión)	y es B'

Según Zadeh, probablemente la mejor forma de caracterizar la lógica difusa es decir que es la lógica del razonamiento aproximado (Zadeh, 1975). El concepto de razonamiento aproximado puede definirse como el proceso de aproximar soluciones a un sistema de ecuaciones con asignación de relaciones que se formula como una regla de inferencia para el que el *modus ponens* de la lógica clásica no es sino un caso especial, y que tiene como principal característica la no-unicidad y no-nitidez de los consecuentes de premisas difusas; más aún, la lógica difusa se caracteriza por tener:

- a) Valores de verdad difusos expresados en términos lingüísticos: “verdadero”, “muy verdadero”, “más o menos verdadero”, etc.
- b) Tablas de verdad imprecisas.
- c) Reglas de inferencia cuya validez es aproximada, no precisa.

La utilización de los conjuntos difusos nos permite aportar significación matemática a proposiciones utilizadas en el lenguaje habitual, como “este animal es ágil”, “esa planta es de crecimiento lento”, etc., empleando además modificadores lingüísticos como “poco”, “mucho”, “demasiado”, “un poco”, “muy”, “casi nada”, etc., de modo que precisamos lo que queremos decir.

El razonamiento aproximado es, pues, un proceso que permite representar el conocimiento expresado en lenguaje natural y razonar con él. Para ello, se transforman las expresiones del lenguaje natural a términos de variables difusas. Un ejemplo ilustrará claramente el concepto: Tomemos la expresión “Este suelo es muy inestable”:

- a) Seleccionamos un símbolo para la variable “suelo”, por ejemplo, S .
- b) Idem para representar el valor de la variable (“muy inestable”), por ejemplo, MI .
- c) La expresión inicial queda como: S es MI .

Este tipo de expresión se conoce como “expresión difusa simple” o “expresión atómica difusa” y su interpretación viene dada por el grado de pertenencia de S al conjunto difuso MI , es decir, $\mu_{MI}(s)$, siendo s un valor cualquiera del universo de discurso, U . O, lo que es lo mismo, la interpretación muestra el grado en que la expresión es satisfecha para un valor específico de S .

Pueden construirse proposiciones más complejas (“expresiones difusas compuestas” o “expresiones difusas moleculares”) mediante el uso adicional de conjunciones copulativas (Y, AND), disyuntivas (O, OR) y/o negaciones (NO, NOT), llamadas *conectores lingüísticos*. El grado de satisfacción de las expresiones difusas es un conjunto difuso, por lo que la interpretación de estas expresiones se hace de acuerdo con las operaciones lógicas equivalentes.

Mediante el uso de reglas de composición es posible formalizar un proceso de inferencia sobre un conjunto de reglas difusas IF-THEN. Este proceso es generalmente conocido como *razonamiento aproximado* o *razonamiento difuso*.

4.1 REGLAS DIFUSAS (Reglas IF-THEN)

Las reglas difusas se construyen con las partículas IF y THEN, de la siguiente forma:

IF [antecedente] THEN [consecuente]

Donde antecedente y consecuente son ambas proposiciones difusas simples o compuestas.

En lógica y razonamiento difusos, los conjuntos difusos representan el papel del sujeto, mientras que las reglas difusas representan el de los verbos:

Conjuntos difusos \longrightarrow "sujetos"
Reglas difusas \longrightarrow "verbos"

4.2 INFERENCIA DIFUSA

La *inferencia difusa* es el procedimiento mediante el cual se representa una entrada determinada en una salida utilizando la lógica difusa, lo cual proporciona una base para la toma de decisiones; implica la definición y uso de funciones de pertenencia, operaciones lógicas y reglas difusas **IF-THEN**.

El proceso de inferencia lógica difusa comprende cinco fases:

- *Difusión de las variables de entrada.*
- *Aplicación de los operadores lógicos (AND, OR,...).*
- *Implicación de los antecedentes a los consecuentes (IF-THEN).*
- *Agregación de los consecuentes a través de las reglas.*
- *Desdifusión.*

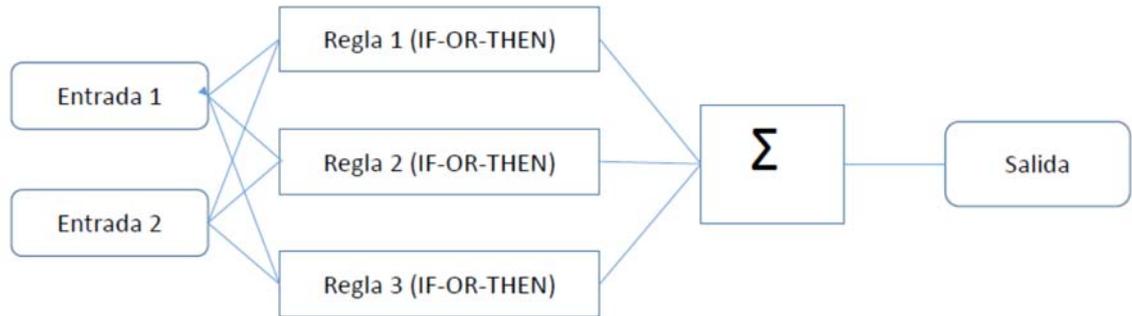


Fig. 85: Sistema de inferencia difusa con dos entradas, tres reglas difusas y una salida. Elaboración propia.

Las entradas a un Sistema de Inferencia Difusa como el que se ilustra en la Fig. 82 son números crisp (no difusos), comprendidos entre los límites de un rango discrecional.

Todas las reglas difusas son evaluadas en paralelo mediante razonamiento difuso. Los resultados obtenidos de las reglas son combinados (“defuzzificados”) y el resultado final de salida es un número crisp.

5. SISTEMAS DE INFERENCIA DIFUSA: TIPOS

5.1. Modelo Mamdani

El modelo del tipo Mamdani fue propuesto por Mamdani y Assilian en 1975 (Mamdani & Assilian, 1975), como un sistema en el que las funciones de pertenencia de salida tras el proceso de agregación representan un conjunto difuso para cada variable; estas salidas necesitarán pasar finalmente por un proceso de desfusión.

Este modelo se introduce como un modo de capturar la información cualitativa disponible en reglas del tipo:

IF x es A **THEN** y es B

donde x e y son variables lingüísticas que toman los valores A y B , siendo estos conjuntos difusos. Genéricamente:

R_1 : **IF** x_1 es A_1^j **AND** x_2 es A_2^j **AND** ... **AND** x_n es A_n^j **THEN** y_i es B_j , $j = 1, 2 \dots M$

donde:

x_i son las variables de entrada $i = 1, 2 \dots n$

A_i^j es el conjunto difuso del antecedente de la regla (entrada)

y es la variable de salida

B_j es el conjunto difuso del consecuente (salida)

M es el número de reglas difusas

La base de reglas $R = \{R_i | i = 1, 2 \dots c\}$ y los conjuntos difusos A y B constituyen la base de conocimiento del modelo. Para que este modelo pueda ser útil es necesario un algoritmo que permita el cálculo de la salida para un valor dado de entrada; este algoritmo es el *mecanismo de inferencia difuso*.

La forma analítica de la regla R es la relación de implicación, definida como:

$$R = \int_{(x,y)} \frac{\mu(x_i, y_i)}{(x_i, y_i)} \longrightarrow \mu(x_i, y_i) = Z$$

Hay varias formas de hallar el valor de la función de pertenencia anterior; en general:

$$\mu(x, y) = \Phi[\mu_A(x), \mu_B(y)]$$

siendo Φ un operador de implicación que toma como entradas las funciones de pertenencia del antecedente y del consecuente de la proposición.

El operador lógico de implicación⁷⁸ utilizado en los sistemas de tipo Mamdani es el mínimo, calculado como:

$$\Phi_c = [\mu_A(x), \mu_B(y)] \equiv \mu_A(x) \wedge \mu_B(y)$$

Los sistemas difusos tipo Mamdani poseen la cualidad de ser *aproximadores universales*⁷⁹ (Liu, 2002), (Kosko, 1994), lo que, unido a la buena interpretabilidad de

⁷⁸ El mecanismo de inferencia viene determinado por dos factores: los operadores de implicación y los de composición. Mientras que el operador de implicación en sistemas de Mamdani es el mínimo, los operadores de composición pueden ser mínimo y máximo.

⁷⁹ Un *aproximador universal* es un sistema que, dado un conjunto de variables de predicción puede dar como salida una estima precisa de alguna de las variables predichas (Dawson & Medler, 2009); es decir, que puede computar el valor de $f(x)$ sobre la base de alguna x o algún conjunto de x . Para que una función de aproximación sea universal, esta debe ser capaz de computar el valor de cualquier función para un grado de precisión arbitrario, al menos en un rango de la función.

sus reglas, los convierte en una poderosa herramienta para el análisis y control de sistemas complejos (Ojeda, 2010).

5.2. Modelo Sugeno

Los sistemas del tipo Sugeno⁸⁰ son muy similares a los de Mamdani; de hecho, los dos primeros pasos del proceso de inferencia (difusión de las entradas y aplicación del operador difuso) son idénticas. La diferencia fundamental es que en los sistemas de tipo Sugeno las funciones de pertenencia de las salidas son siempre lineales o constantes; es decir, que mientras que en el modelo de Mamdani tanto antecedente como consecuente son reglas lingüísticas, en el de Sugeno se utiliza como consecuente una función de las variables de entrada del sistema.

Una regla típica del modelo Sugeno tiene la forma:

$$R_1: \mathbf{IF} \ x_1 \text{ es } A_1^j \ \mathbf{AND} \ x_2 \text{ es } A_2^j \ \mathbf{AND} \ \dots \ \mathbf{AND} \ x_n \text{ es } A_n^j \ \mathbf{THEN} \\ y = f_j(x_1, x_2, \dots, x_n), \ j = 1, 2, \dots, M$$

donde:

$x_i, i = 1, 2, \dots, n$ son las entradas del sistema.

y es la salida inferida por la regla j

A_n^j son los conjuntos difusos del antecedente de la regla j , definidos en el universo de discurso de sus entradas asociadas.

$f_j(x)$ es el consecuente inferido a partir de la regla, dependiente de las entradas del sistema.

Los consecuentes más utilizados en los sistemas tipo TSK son polinomios de grado 0 (constantes) o de grado 1 (lineales); órdenes mayores, o incluso la inclusión de funciones no polinomiales no hacen sino añadir complejidad al sistema y dificultar en gran medida la interpretabilidad de las reglas.

Si la función polinómica es de orden 0, las reglas tienen la forma:

⁸⁰ Conocidos también como TSK, por las iniciales de sus creadores, Takagi, Sugeno y Kang.

R_1 : **IF** x_1 es A_1^j **AND** x_2 es A_2^j **AND** ... **AND** x_n es A_n^j **THEN** $y = w_0^j, j = 1, 2 \dots M$

Si se emplea un consecuente lineal (función polinómica de orden 1), las reglas tienen la forma:

R_1 : **IF** x_1 es A_1^j **AND** x_2 es A_2^j **AND** ... **AND** x_n es A_n^j **THEN**
 $y = w_0^j + w_1^j x_1 + w_2^j x_2 + \dots + w_n^j x_n, j = 1, 2 \dots M$

El nivel de salida de cada regla se multiplica por una constante w_i que representa la fuerza de activación de esa regla.

Por ejemplo, para una regla AND, si la entrada 1 es x y la entrada 2 es y , la fuerza de activación de la regla es:

$$w_i = \text{Método AND}(f_1(x), f_2(y))$$

donde f_1 y f_2 son las funciones de pertenencia de las entradas 1 y 2 respectivamente.

La salida final del sistema es la media ponderada de todas las salidas de las reglas, calculada como:

$$S_F = \frac{\sum_{i=1}^N w_i z_i}{\sum_{i=1}^N w_i}$$

donde N es el número de reglas del sistema.

En los sistemas tipo Sugeno, las reglas actúan de la manera siguiente:

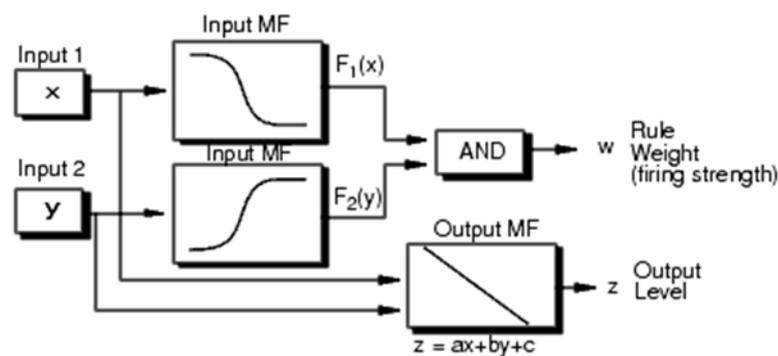


Fig. 86: Modo de funcionamiento de una regla en un sistema de inferencia del tipo Sugeno.

Los sistemas TSK permiten aproximar funciones con un gran nivel de precisión y con un menor número de reglas difusas de las que utilizan los sistemas tipo Mamdani, aunque la interpretabilidad de las reglas empeora sustancialmente.

Los consecuentes de los sistemas TSK son muy difíciles de definir, incluso para los expertos, por lo que se suelen utilizar algoritmos basados en redes neuronales artificiales o algoritmos inspirados en la biología (colonias de hormigas, avispas, abejas, etc.) (Ojeda, 2010, p. 32).

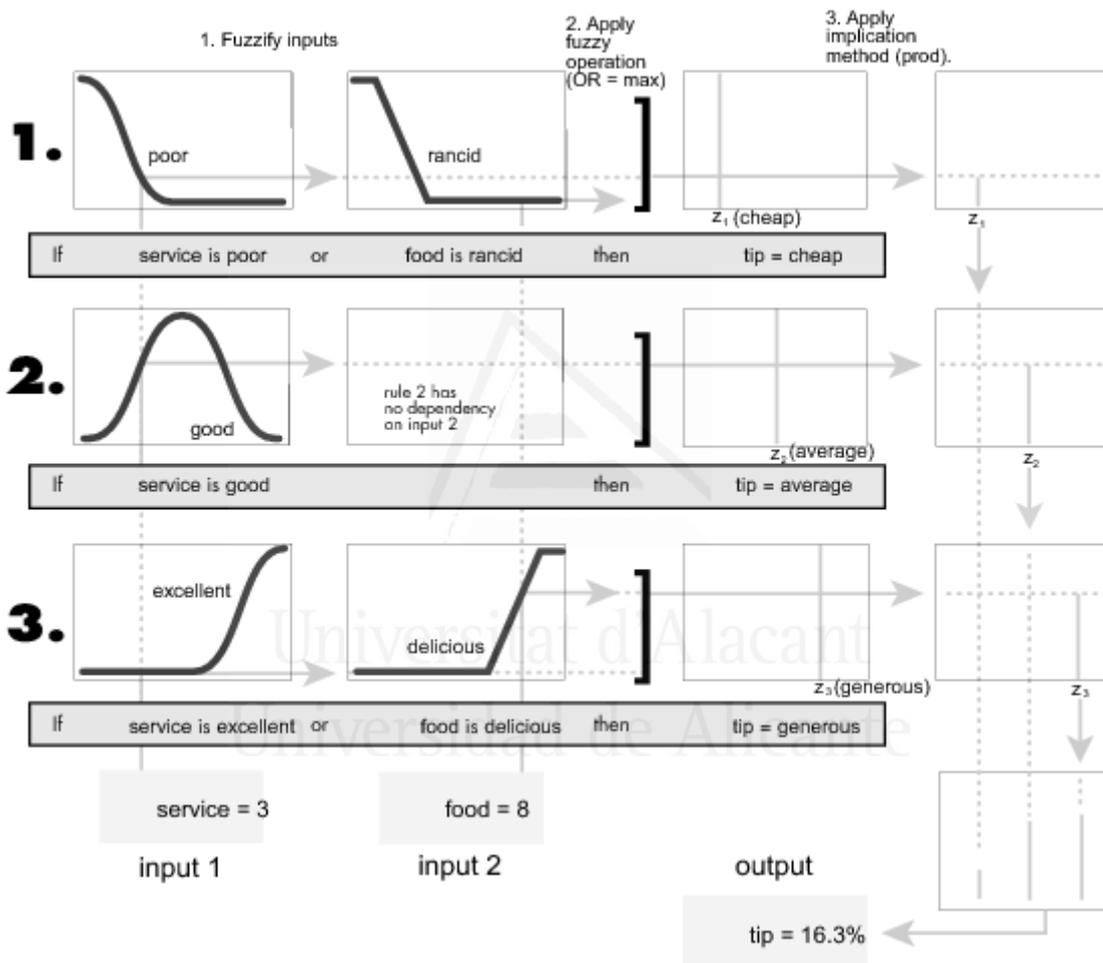


Fig. 87: Esquema de un sistema difuso

5.3. FUNCIONAMIENTO DE LOS MODELOS DE INFERENCIA DIFUSA

5.3.1. Fase 1. Difusión de las entradas

Se determina el grado en que las entradas pertenecen a cada uno de los conjuntos difusos apropiados, por medio de las funciones de pertenencia.

Las *entradas* son siempre valores numéricos precisos limitados al universo de discurso de la variable (por ejemplo, entre 0 y 10).

Los valores nítidos de entrada se convierten en conjuntos difusos.

Las *salidas* son grados difusos de pertenencia en el conjunto de etiquetas lingüísticas, definidas *siempre* en $[0,1]$:

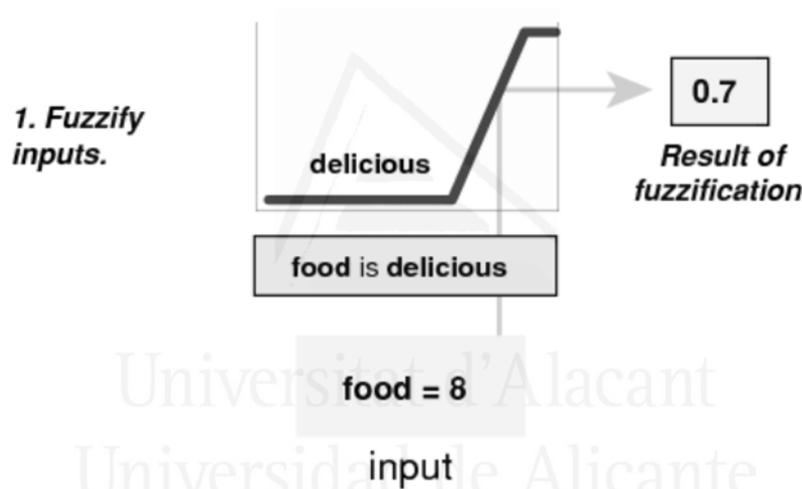


Fig. 88: Desdifusión.

5.3.2. Fase 2. Aplicación de operadores difusos

Una vez las entradas han sido hechas difusas, ya sabemos el grado hasta el que cada parte del antecedente se ve satisfecho por cada regla, representado por un *número*. Este número se aplica a la función de salida.

La *entrada* para un operador lógico está formada por dos o más valores de pertenencia procedentes de las variables de entrada ya difusas; la *salida* es un solo valor de verdad.

En la figura se observa el funcionamiento del operador **OR** (*max*) para evaluar el antecedente de la regla nº 3 (el servicio es excelente y la comida es deliciosa):

Las dos partes del antecedente han obtenido los valores de pertenencia de 0.0 y 0.7 respectivamente. El operador **OR** simplemente selecciona el máximo de los dos valores (0.7):

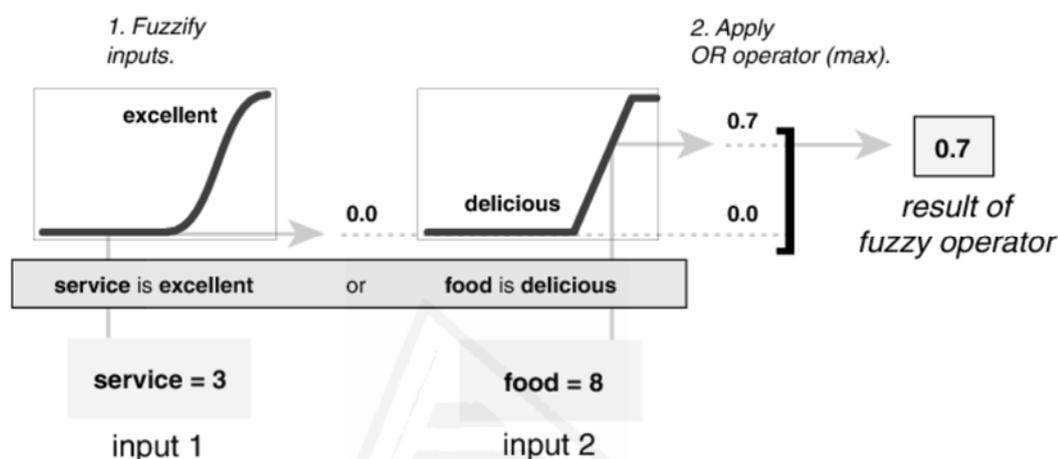


Fig. 89: Resultado del operador difuso.

5.3.3. Fase 3. Aplicación del método de implicación

Antes de aplicar el método de implicación se debe determinar el peso (ponderal) de la regla (un valor entre 0 y 1), el cual se aplica al número dado por el antecedente. *Generalmente, el número es 1, de modo que no afecta en nada al proceso de implicación.* Si se considera conveniente, puede cambiar ese valor.

Tras la ponderación de cada regla, se implementa el proceso de implicación. El *consecuente*, un conjunto difuso representado por una función de pertenencia que pondera de manera adecuada las características lingüísticas que le son atribuidas, se redefine usando una función asociada al antecedente (un número):

La entrada al proceso de implicación es un número proporcionado por el antecedente; la salida es un conjunto difuso.

Normalmente, se utilizan las mismas funciones utilizadas por el método **AND**: *min* (que *trunca la salida* del conjunto difuso) y *prod* (que *escala la salida*):

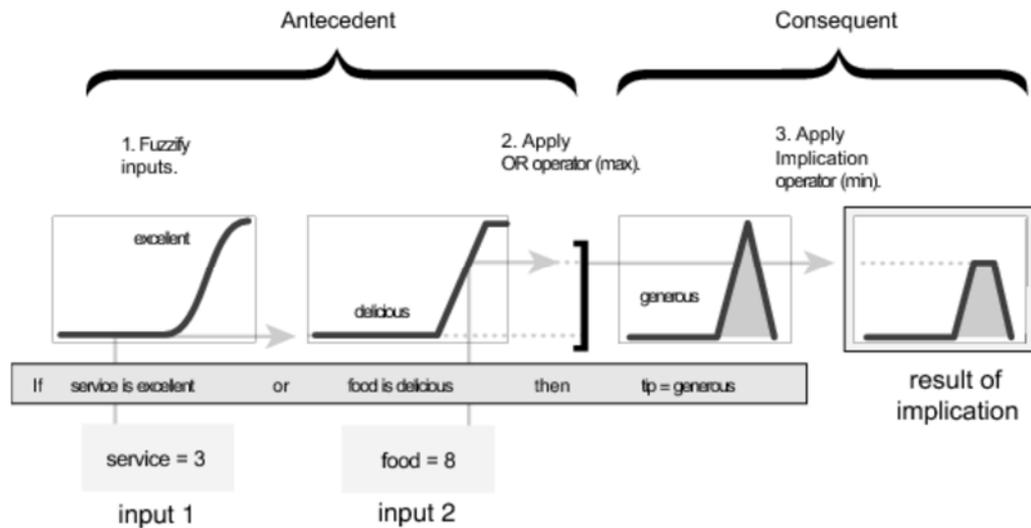


Fig. 90: Resultado del proceso de implicación.

5.3.4. Fase 4. Agregación de las salidas

La **agregación** es el proceso por el que los conjuntos difusos que representan la salida de cada regla difusa son combinados para formar un solo conjunto difuso.

La **entrada** del proceso de agregación es la lista de funciones truncadas o escaladas ofrecidas como salida por el proceso de implicación para cada regla.

La **salida** es un conjunto difuso para cada variable.

Normalmente, la agregación se hace por uno de los métodos siguientes:

- *max* (máximo)
- *probor* (OR probabilístico)
- *sum* (la suma del conjunto de salida de cada regla).

La función de pertenencia del conjunto de salida asigna un valor ponderal para cada salida:

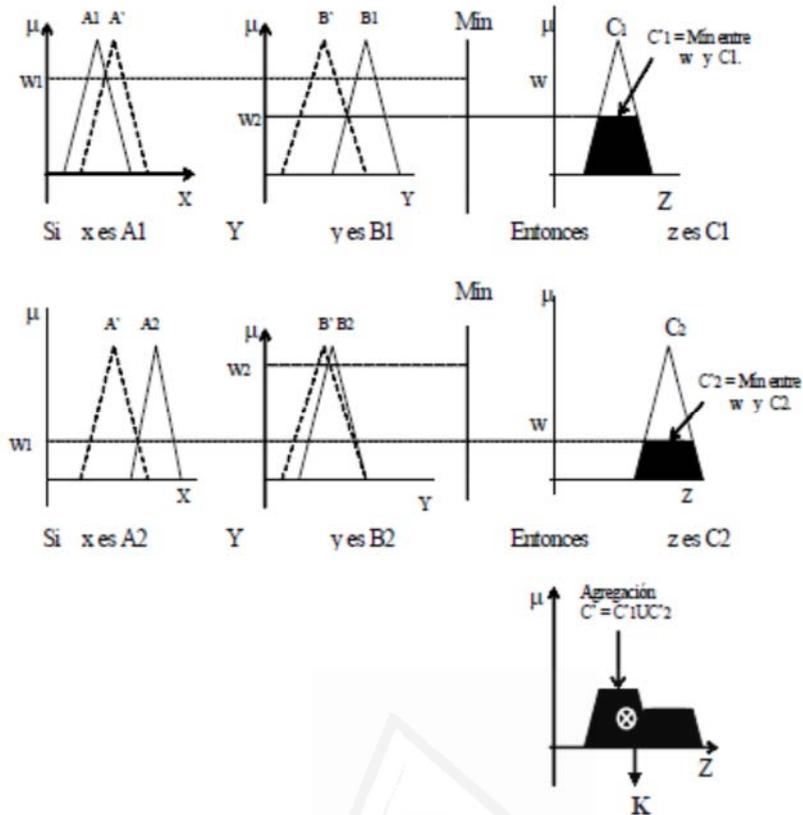


Fig. 91: Agregación de las salidas. Tomado de (Medina Hurtado, 2006).

5.3.5. Fase 5. Desdifusión

La **entrada** del proceso es el conjunto difuso ofrecido por el proceso de *agregación*.

La **salida** es un número real.

El método de desdifusión más empleado es el del *cálculo del centroide*, que designa el centro del área bajo la curva; el método de cálculo es el siguiente:

$$CoA(A) = \frac{\sum_{j=1}^n \mu_c(z_j) \cdot z_j}{\sum_{j=1}^n \mu_c(z_j)}$$

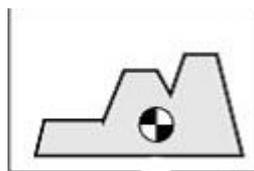


Fig. 92: Representación gráfica del centroide.

6. Estimadores: Kernel

Cuando se manejan datos claramente no lineales, como suele ser muy frecuentemente el caso cuando se manejan parámetros medioambientales, la regresión kernel es una opción que nos puede ayudar a encontrar una función de ajuste que se adapte a los mismos de la mejor manera.

A diferencia de los ajustes de regresión lineal o polinomial, en los que se sospecha una estructura subyacente⁸¹, la regresión kernel no hace ninguna asunción previa en este sentido para estimar la función de regresión que represente el mejor ajuste para los datos que se manejan.

La regresión kernel es una técnica no paramétrica cuyo objetivo es encontrar una relación no lineal entre un par de variables aleatorias.

Los métodos kernel permiten detectar patrones de manera robusta y eficiente a partir de una muestra de datos finita, mediante la inserción de los mismos en un espacio en el que los patrones puedan ser descubiertos como relaciones lineales (Shawe-Taylor & Cristianini, 2004); es decir, que permiten cartografiar los datos en un espacio de mayores dimensiones y así simplificar las labores de clasificación y convertirlos en lineales⁸², como se muestra en la figura 89:

⁸¹ Por ejemplo, una distribución normal.

⁸² Y por lo tanto, con la posibilidad de resolverlas por medio de clasificadores lineales.

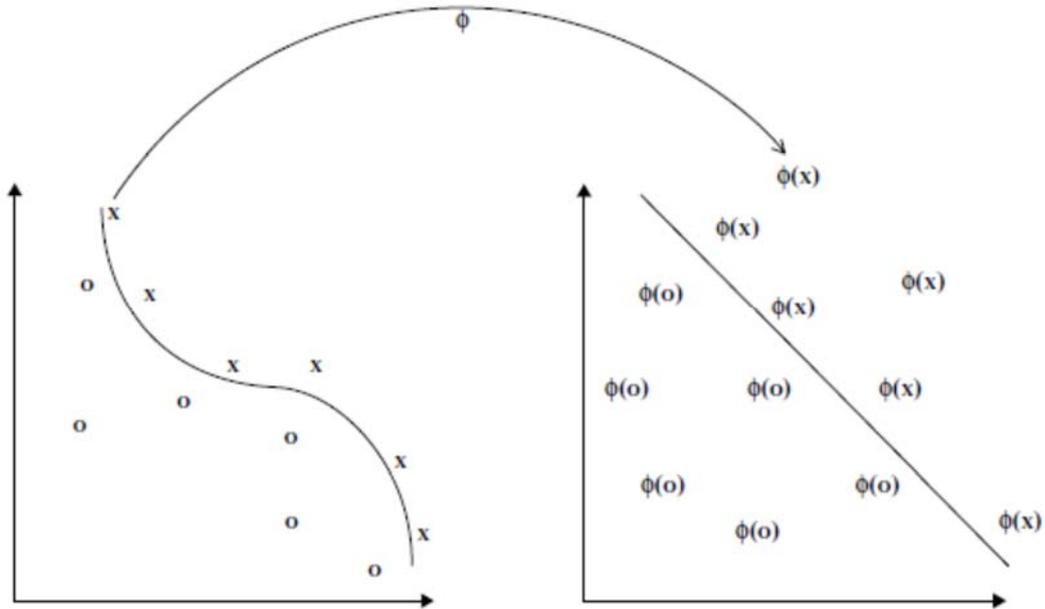


Fig. 93: Representación del método *kernel*. (Tomado de Shawne-Taylor & Cristianini, 2004).

En la Fig. anterior, la función Φ inserta los datos en un espacio cuyas características hacen que el patrón no-lineal aparezca como lineal. El kernel computa los productos internos del espacio de características directamente de las entradas.

Definición básica de kernel (Moser, 2006): Sea X un conjunto no vacío. Una función de valor real $k: X \times X \rightarrow \mathbb{R}$ es un **kernel** si cumple que:

- $k(x, y) = k(y, x), \forall x, y \in X$ (propiedad conmutativa)
- $\sum_{i,j}^n c_i c_j k(x_i, x_j) \geq 0, \forall n \in \mathbb{N}, \forall x_1 \dots x_n \in X$ y $\forall c_1 \dots c_n \in \mathbb{R}$

Uno de los kernel más conocidos es el de Naradaya-Watson; se trata de un procedimiento de interpolación dado por (Leondes, 1998):

$$f_N(x) = \frac{\sum_{i=1}^N Y_i K((x - X_i)/h_N)}{\sum_{i=1}^N K((x - X_i)/h_N)}$$

donde h_N es una secuencia de números positivos que tiende a 0 si $N \rightarrow \infty$ y K (kernel) es una función en \mathbb{R} que cumple que:

$$\lim_{|u| \rightarrow \infty} |u| |K(u)| = 0, \int_{-\infty}^{\infty} |K(u)| du < \infty$$

$$\sup |K(u)| < \infty, \int_{-\infty}^{\infty} K(u) = 1 \quad (u \in \mathbb{R})$$

7. VARIABLES Y ETIQUETAS LINGÜÍSTICAS

En palabras de Zadeh (Zadeh, 1975), una variable lingüística se define como una “*variable cuyos valores son frases expresadas en un lenguaje natural o artificial*”.

En el ámbito humano, la mayor expresión de la capacidad para condensar la información se encuentra en el lenguaje natural. Cada palabra x de un lenguaje natural L puede ser entendida como un subconjunto difuso $M(x)$ de un universo de discurso U , en el que $M(x)$ representa el significado de x .

En este sentido, podemos entender al lenguaje como un sistema de asignación de etiquetas atómicas (palabras) o compuestas (frases y oraciones); de tal modo que si, por ejemplo, el significado del sustantivo *flor* es el subconjunto difuso $M(\textit{flor})$ y el significado del adjetivo *roja* es el subconjunto difuso $M(\textit{roja})$, entonces el significado de la frase *flor roja* viene expresado por $M(\textit{flor}) \cap M(\textit{roja})$.

Una variable lingüística está caracterizada por un quinteto (x, T, U, G, \bar{M}) , donde x es el nombre de la variable; T es el conjunto de nombres de los valores lingüísticos de x ⁸³; U es el universo de discurso; G es una regla sintáctica para generar el nombre X , de valores de x ; y \bar{M} es una regla semántica que asocia a cada X con su significado. Un X particular, es decir, un nombre generado por G , es denominado “*término*” (Zimmerman, 2010):

⁸³ Cada uno de los cuales es una variable difusa, generalmente representada por X , que toma valores en el universo de discurso U , asociado con una variable u .

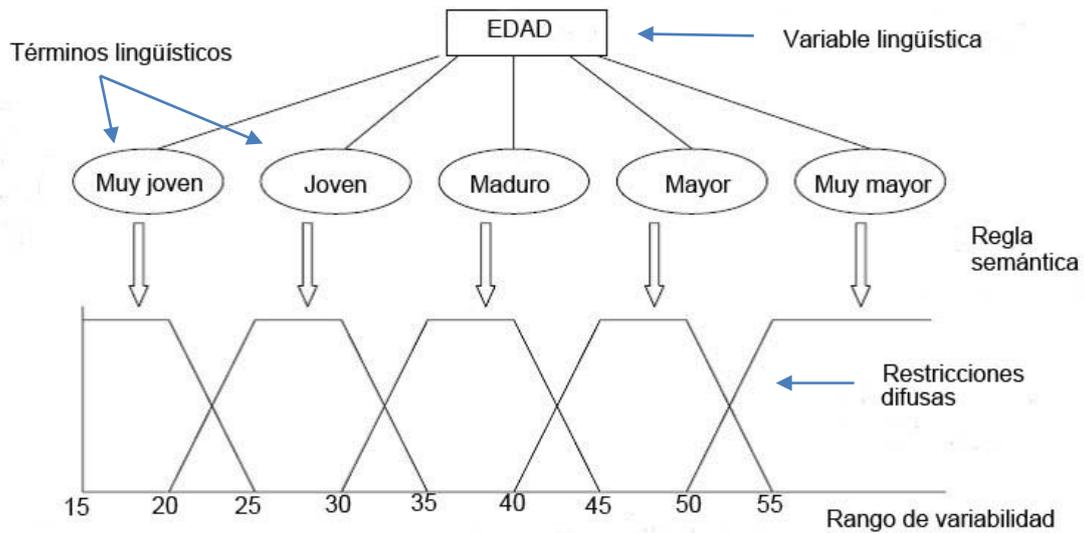


Fig. 94: Representación gráfica de la variable lingüística "Edad". (Elaboración propia).

Las variables lingüísticas toman *variables difusas* como valores.

7.1. Variables difusas

Es un concepto análogo al de variable lingüística que resulta particularmente útil cuando es más importante la precisión que la descripción lingüística.

Son variables de orden inferior a las lingüísticas que toman como valores conjuntos difusos, aunque estos no tienen asociada una descripción lingüística, y vienen definidas por la terna $(X, U, R(X))$, donde X es el nombre de la variable, U es el universo de discurso y $R(X)$ es un subconjunto difuso de U que representa una *restricción difusa* impuesta a X .

8. INTERVALOS DE CONFIANZA, NÚMEROS DIFUSOS Y ARITMÉTICA DIFUSA

8.1. Intervalos de confianza

Se conoce como *segmento* a un intervalo en $\mathbb{R}^{\mathbb{R}}$, cerrado a izquierda y derecha:

$$A = [a_1, a_2], a_1 \leq a_2, a_1, a_2 \in \mathbb{R}$$

Si la única información de que se dispone en relación con una magnitud es que esta es mayor o igual a a_1 y menor o igual que a_2 , se puede decir que el segmento A es el *intervalo de confianza*, cuyas propiedades, $\forall a_1, a_2, b_1, b_2 \in \mathbb{R}$, son:

Adición:

$$[a_1, a_2] \oplus [b_1, b_2] = [a_1 + b_1, a_2 + b_2]$$

Sustracción:

$$[a_1, a_2] \ominus [b_1, b_2] = [a_1 - b_2, a_2 - b_1]$$

Multiplicación: se define en \mathbb{R}^+ y en \mathbb{R} :

$$\forall a_1, a_2, b_1, b_2 \in \mathbb{R}^+: [a_1, a_2] \odot [b_1, b_2] = [a_1 \cdot b_1, a_2 \cdot b_2]$$

$\forall a_1, a_2, b_1, b_2 \in \mathbb{R}$:

$$[a_1, a_2] \odot [b_1, b_2] = [\min(a_1 \cdot b_1, a_1 \cdot b_2, a_2 \cdot b_1, a_2 \cdot b_2), \max(a_1 \cdot b_1, a_1 \cdot b_2, a_2 \cdot b_1, a_2 \cdot b_2)]$$

Multiplicación por un número real:

Sea $A = [a_1, a_2]$:

$$k \cdot A = [\min(k \cdot a_1, k \cdot a_2), \max(k \cdot a_1, k \cdot a_2)]$$

$\forall a_1, a_2, k \in \mathbb{R}$.

Ejemplo: $k = -2$; $A = [-3, 5]$

$$k \cdot A = [\min(-2 \cdot -3), (-2 \cdot 5), \max(-2 \cdot -3), (-2 \cdot 5)] =$$

⁸⁴ Es decir, un subconjunto de \mathbb{R} .

$$= [\min(6, -10), \max(6, -10)] = [-10, 6]$$

Inversa: igualmente, se define en \mathbb{R}^+ y en \mathbb{R} :

$\forall a_1, a_2 \in \mathbb{R}^+$:

$$A^{-1} = \left[\frac{1}{a_2}, \frac{1}{a_1} \right] \quad a_1, a_2 \neq 0$$

$\forall a_1, a_2 \in \mathbb{R}$:

$$A^{-1} = \left[\min\left(\frac{1}{a_1}, \frac{1}{a_2}\right), \max\left(\frac{1}{a_1}, \frac{1}{a_2}\right) \right]$$

División:

$$A \oslash B = A \odot B^{-1}$$

$$[a_1, a_2] \oslash [b_1, b_2] = [a_1, a_2] \odot \left[\frac{1}{b_2}, \frac{1}{b_1} \right] = \left[\frac{a_1}{b_2}, \frac{a_2}{b_1} \right]$$

8.2. Números difusos

Conocido el concepto de *intervalo de confianza*, un *número difuso* es una secuencia finita o infinita de intervalos de confianza que reúne las siguientes propiedades:

1. Cada intervalo de confianza viene afectado por un *valor* $\alpha \in [0, 1]$ llamado *valor de presunción* y que es necesariamente diferente para dos intervalos distintos dados.
2. Los intervalos de confianza deben necesariamente imbricarse unos en otros.
3. Existe un intervalo, y sólo uno, que puede reducirse a un número real único.

Un número difuso A se representa por \underline{A} .

El intervalo de confianza de nivel α se representa por ${}^{\alpha}A$ o por A_{α} y es conocido como α -corte de \underline{A} .

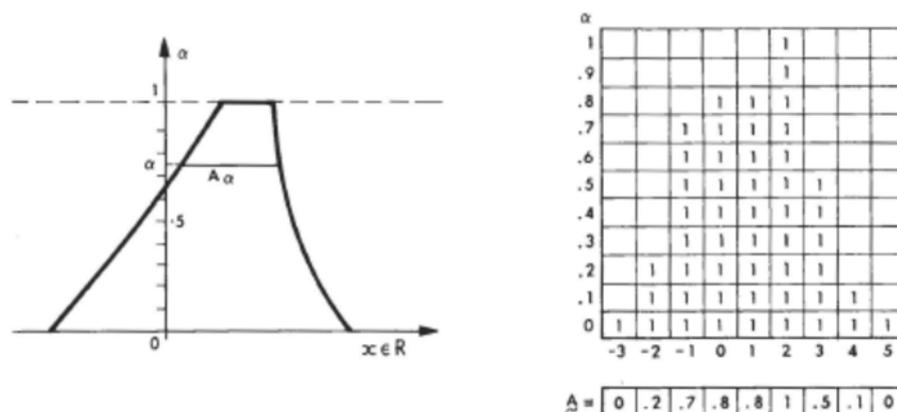


Fig. 95: Representación gráfica de un número difuso tomando 11 α -cortes, $\alpha = 0, 0.1, 0.2, \dots, 0.9, 1$ Tomado de (Kaufmann & Gil Aluja, 1987).

En términos sencillos y citando a Goguen, cualquier subconjunto difuso de \mathbb{R} puede ser considerado como un número difuso (Delgado, et al., 1994, p. 33). En ese sentido, podemos imaginar a un número difuso como un intervalo de números reales en el que cada uno de sus puntos tiene un grado de pertenencia al mismo entre 0 y 1, de modo que cuanto mayor sea ese grado, mayor será la confianza en que el punto pertenezca al número difuso.

Según la definición de Wang et al. (Wang, et al., 2006, p. 920), un número difuso \underline{A} es un subconjunto difuso de la recta real \mathbb{R} que queda perfectamente definido por su función de pertenencia $f_{\underline{A}}(x)$, que generalmente puede definirse como:

$$f_{\underline{A}}(x) = \begin{cases} f_{\underline{A}}^L(x), & a \leq x \leq b \\ \omega, & b \leq x \leq c \\ f_{\underline{A}}^R(x), & c \leq x \leq d \\ 0, & \text{en otro caso} \end{cases}$$

donde $0 < \omega \leq 1$ es una constante, $f_{\underline{A}}^L: [a, b] \rightarrow [0, \omega]$ y $f_{\underline{A}}^R: [c, d] \rightarrow [0, \omega]$ son dos aplicaciones estrictamente monótonas y continuas de \mathbb{R} en el intervalo cerrado $[0, \omega]$.

Si $f_{\bar{A}}(x)$ es lineal por tramos, entonces decimos que \bar{A} es un número difuso *trapezoidal* y se denota por $\bar{A} = (a, b, c, d; \omega)$ o $\bar{A} = (a, b, c, d)$ si $\omega = 1$:

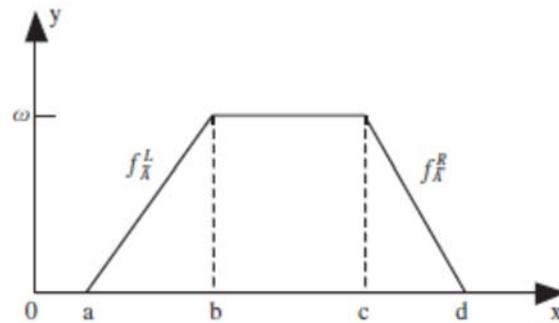


Fig. 96: Número difuso trapezoidal.

Cuando $b \equiv c$, el número difuso trapezoidal queda reducido a un número difuso triangular denotado por $\bar{A} = (a, b, d; \omega)$ o $\bar{A} = (a, b, d)$ si $\omega = 1$.

Para una comprensión más intuitiva podemos representar un número y un intervalo real y sus correspondientes difusos:

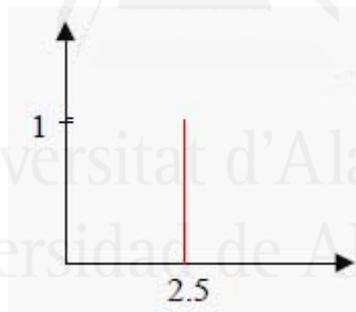


Fig. 97: Representación del número real 2.5

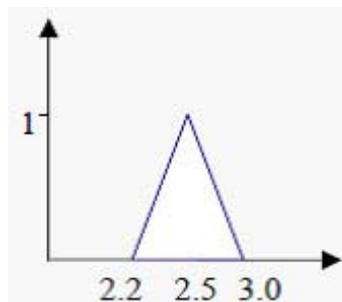


Fig. 98: Representación del número triangular “alrededor de 2.5”

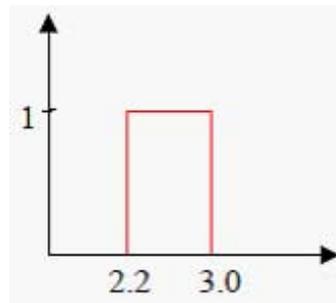


Fig. 99: Representación del intervalo real [2.2,3.0]

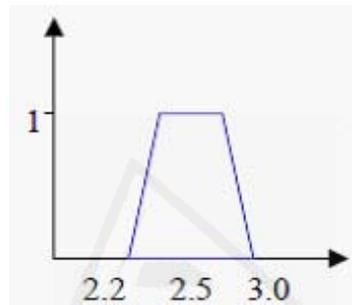


Fig. 100: Representación del intervalo difuso "alrededor de [2.2,3.0]"

Adición:

$$\forall \alpha \in [0,1], \forall a_n, b_n \in \mathbb{R}:$$

$$\text{Sean } \underline{A} = [a_1, a_2]; \underline{B} = [b_1, b_2];$$

$$\underline{A} \oplus \underline{B} = [\alpha \cdot a_1, \alpha \cdot a_2] \oplus [\alpha \cdot b_1, \alpha \cdot b_2] = [(\alpha \cdot a_1 + \alpha \cdot b_1), (\alpha \cdot a_2 + \alpha \cdot b_2)]$$

Sustracción:

$$\text{Sean } \underline{A} = [a_1, a_2]; \underline{B} = [b_1, b_2];$$

$$\underline{A} \ominus \underline{B} = [\alpha \cdot a_1, \alpha \cdot a_2] \ominus [\alpha \cdot b_1, \alpha \cdot b_2] = [(\alpha \cdot a_1 + \alpha \cdot b_1), (\alpha \cdot a_2 + \alpha \cdot b_2)]$$

Multipliación:

$$\forall a_1, a_2, b_1, b_2 \in \mathbb{R}:$$

Sean $\underline{A} = [a_1, a_2]$; $\underline{B} = [b_1, b_2]$;

$$\underline{A} \odot \underline{B} = [\min(\alpha \cdot a_1 \cdot \alpha \cdot b_1, \alpha \cdot a_1 \cdot \alpha \cdot b_2, \alpha \cdot a_2 \cdot \alpha \cdot b_1, \alpha \cdot a_2 \cdot \alpha \cdot b_2), \max(\alpha \cdot a_1 \cdot \alpha \cdot b_1, \alpha \cdot a_1 \cdot \alpha \cdot b_2, \alpha \cdot a_2 \cdot \alpha \cdot b_1, \alpha \cdot a_2 \cdot \alpha \cdot b_2)]$$

$\forall a_1, a_2, b_1, b_2 \in \mathbb{R}^+$:

$$\underline{A} \odot \underline{B} = [\alpha \cdot a_1, \alpha \cdot a_2] \odot [\alpha \cdot b_1, \alpha \cdot b_2] = [\alpha \cdot a_1 \cdot \alpha \cdot b_1, \alpha \cdot a_2 \cdot \alpha \cdot b_2]$$

División:

Se considera como la multiplicación del primero por el inverso del segundo.

$\forall a_1, a_2, b_1, b_2 \in \mathbb{R}$:

Sean $\underline{A} = [a_1, a_2]$; $\underline{B} = [b_1, b_2]$;

$$\begin{aligned} \underline{A} \oslash \underline{B} &= \underline{A} \odot \underline{B}^{-1} \\ &= \left[\min\left(\frac{\alpha \cdot a_1}{\alpha \cdot b_1}, \frac{\alpha \cdot a_1}{\alpha \cdot b_2}, \frac{\alpha \cdot a_2}{\alpha \cdot b_1}, \frac{\alpha \cdot a_2}{\alpha \cdot b_2}\right), \max\left(\frac{\alpha \cdot a_1}{\alpha \cdot b_1}, \frac{\alpha \cdot a_1}{\alpha \cdot b_2}, \frac{\alpha \cdot a_2}{\alpha \cdot b_1}, \frac{\alpha \cdot a_2}{\alpha \cdot b_2}\right) \right] \end{aligned}$$

$\forall a_1, a_2, b_1, b_2 \in \mathbb{R}^+$:

$$\underline{A} \oslash \underline{B} = \left[\frac{\alpha \cdot a_1}{\alpha \cdot b_2}, \frac{\alpha \cdot a_2}{\alpha \cdot b_1} \right]$$

Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Referencias

- Abaza, H., Bisset, R. & Sadler, B., 2004. *Environmental Impact Assessment and Strategic Environmental Assessment: Towards an Integrated Approach*. 1ª ed. Geneva: United Nations Environment Programme.
- Ahteensuu, M., 2007. Defending the Precautionary Principle against three criticisms. *TRAMES*, Volumen IV, pp. 366-381.
- Alola, A., Tunay, M. & Alola, V., 2013. Analysis of Possibility Theory for Reasoning under Uncertainty. *International Journal of Statistics and Probability*, 2(2), pp. 12-23.
- Anguita, J., 2013. *Algunas consideraciones teórico-metodológicas en las Evaluaciones de Impacto Ambiental formuladas para áreas que se pretenden incorporar al uso urbano. El caso del "Paseo de la Costa" en la ciudad de Neuquén*, s.l.: No publicado.
- Aramă, M. y otros, 2010. Advantages of new ecological impact and risk assessment models. *UPB Scientific Bulletin Series D*, 72(3), pp. 213-222.
- Arévalo, J. & Díaz, I., 1997. *Avances en la Evaluación de Impacto Ambiental y Ecoauditoría*. Madrid, Trotta, pp. 69-83.
- Aristóteles, 1963. *De Interpretatione*. 2002 ed. New York: Oxford University Press.
- Aristóteles, -350. *Metafísica*. En: s.l.:s.n.
- Atienza, J. y otros, 2012. *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (Versión 3.0)*, Madrid: SEO/Birdlife.
- Baba, A., 2003. Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) method for the Tuzla geothermal plant. En: *Geothermal Environmental Impact Assessment with Special Reference to the Tuzla Geothermal Area, Çanakkale, Turkey*. Reykjavik: The United Nations University Geothermal Training Programme, pp. 104-107.
- Baby, S., 2011. Assessing and Evaluating Anthropogenic Activities Causing Rapid Evolution in the Coastal Morphological Landscape Changes (CMLC) of Kuwait Using RIAM. *Environment and Natural Resources Research*, 1(1), pp. 152-170.
- Bahri, A., Chakhar, S. & Naija, Y., 2005. *Implementing Imperfect Information in Fuzzy Databases*. Hammamet, Tunisia, s.n.
- Barford, M., no consta año. *The Analytical Hierarchy Process*, s.l.: No publicado.

- Barzilai, J. & Golany, B., 1994. AHP Rank Reversal, Normalization and Aggregation Rules. *INFOR*, 32(2), pp. 57-64.
- Basu, S., 2005. Classical Sets and Non-Classical Sets: A Review. *Resonance*, pp. 38-48.
- Beattie, R., 1995. Everything you already know about EIA (but don't often admit). *Environmental Impact Assessment Review*, p. 110.
- Belton, V. & Stewart, T., 2002. *Multi Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Bindhu, B., Manilal, K. & Vishnumaya, K., 2013. *Application of Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) Method for the Feasibility Study of a Mobility Hub in Kottayam*. Kerala, India, s.n.
- Black, M., 1937. Vagueness: An Exercise in Logical Analysis. *Philosophy of Science*, 4(4), pp. 427-455.
- Bruntland, G., 1987. *Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development*, s.l.: UN Documents.
- Buckley, C., 2013. Silver Lining in China's Smog as It Puts Focus on Emissions. *The New York Times*, 31 Agosto.
- Builes Jaramillo, L. & Lotero Vélez, L., 2012. *Análisis y variabilidad de la consistencia en un proceso jerárquico de toma de decisiones ambientales*. Río de Janeiro, s.n.
- Büyükyazıcı, M. & Sucu, M., 2003. The Analytic Hierarchy and Analytic Network Processes. *Hacettepe Journal of Mathematics and Statistics*, Volumen 32, pp. 65-73.
- Canter, L., 1998. *Manual de evaluación de impacto ambiental: técnicas para la elaboración de estudios de impacto*. s.l.: McGraw-Hill.
- Canter, L. & Sadler, B., 1997. *A Tool Kit for Effective EIA Practice. Review of Methods and Perspectives on Their Applications*, Oklahoma: s.n.
- Cantonnet, M. & Aldasoro, J., 2012. Diferencias en la normativa sobre gestión de residuos en las Comunidades Autónomas en España. *Actualidad Jurídica Ambiental*.
- Caribbean Development Bank (CDB) and Caribbean Community Secretariat (CARICOM), 2004. *Sourcebook on the Integration of Natural Hazards into the Environmental Impact Assessment Process*. Barbados: s.n.
- Casermeiro, M. & Cerdán, R., 2011. *Políticas territoriales y desarrollo regional ante la crisis mundial*. Barcelona, s.n.
- Cerrillo, A., 2009. Brokers del aire limpio. *LaVanguardia.com*, 08 Mayo.

- China Blue. 2005. [Película] Dirigido por M. Peled. s.l.: Teddy Bear Films.
- Comisión Europea, 2003. *Informe de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo sobre la aplicación y eficacia de la Directiva de EIA*, s.l.: s.n.
- Conesa Fernández-Vítora, V., 1997. *Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental*. 3ª ed. Madrid: Mundi-Prensa.
- Conesa, V., 1993. *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. Madrid: Mundi Prensa.
- Conesa, V., 1997. *Auditorías Medioambientales. Guía Metodológica (2ª ed.)*. Madrid: Mundi Prensa.
- Consejo Económico y Social de España, 2012. *Desarrollo autonómico, competitividad y cohesión social. Medio Ambiente*, Madrid: Departamento de Publicaciones del CES.
- Correa, P., 2012. Copiar y pegar: Estudios de impacto ambiental de baja calidad generan críticas. *Diario Uchile*, 20 julio.
- Crawford, G. & Williams, C., 1985. *The Analysis of Subjective Judgement Matrices*, Santa Monica, CA: The Rand Corporation.
- Danish Ministry of the Environment, 2006. *Vejledning om miljøvurdering af planer og programmer (Orientaciones para la evaluación ambiental de Planes y Programas)*, København: s.n.
- Dawson, D. & Medler, D., 2009. Universal Function Approximator. En: *Dictionary of Cognitive Science*. Alberta: s.n.
- De Araújo, P., Moura, E. & Haie, N., 2005. *Application of RIAM to the Environmental Impact Assessment of Hydroelectric Installations*. Guimarães, Portugal, s.n.
- De Jongh, P., 1988. Uncertainty in EIA. En: P. Wathern, ed. *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice*. London: Unwin Hyman, pp. 62-84.
- De Siqueira, A. & De Mello, R., 2006. A decision support method for environmental impact assessment using a fuzzy logic approach. *Ecological Economics*, Volumen 58, pp. 170-181.
- De Tomás, J., 2013. *Estudios de Impacto Ambiental. Manual práctico para su elaboración..* Alicante: Publicaciones de la Universidad de Alicante.
- Dee, N., Baker, J., Drobny, K. & Fahringer, D., 1972. *Environmental Evaluation System for Water Resource Planning*, Columbus: s.n.
- Delgado, M., Verdegay, J. & Vila, M., 1994. Fuzzy Numbers, Definitions and Properties. *Mathware & Soft Computing*, Volumen 1, pp. 31-43.

- Demicco, R. & Klir, G., 2004. *Fuzzy Logic in Geology*. San Diego(CA): Elsevier Science.
- Demirel, T., Demirel, N. & Kahraman, C., 2008. Fuzzy Analytic Hierarchy Process and Its Application. En: C. Kahraman, ed. *Fuzzy Multi-Criteria Decision Making. Theory and Applications with Recent Developments*. Istanbul: Springer, pp. 53-84.
- Donnelly, A. & Jones, M., 2000. *The development of environmental indicators and other methods for the provision of information as required under the EU Strategic Environmental Assessment (SEA) Directive*, Johnsnton Castle, Wexford, Ireland: An Ghníomhaireacht um Chaomhnú Comhshaoi (The Irish Environmental Protection Agency).
- Donnelly, A., Jones, M., O'Mahony, T. & Byrne, G., 2007. Selecting environmental indicator for use in strategic environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, Issue 27, pp. 161-175.
- Duarte, O., 2000. *Técnicas Difusas en la Evaluación del Impacto Ambiental*, s.l.: s.n.
- Dubois, D. & Prade, H., 2000. *Fundamentals of Fuzzy Sets*. New York: Springer.
- Dubois, D. & Prade, H., 2011. *Possibility Theory and its Applications: Where Do we Stand?*, Toulouse, France: s.n.
- Einstein, A., 1921. *Geometry and Experience*. s.l., s.n.
- Eirexas, F., 2009. La calidad de los Estudios de Impacto Ambiental. En: *Evaluación del Impacto Ambiental: Evolución normativo-jurisprudencial, cuestiones procedimentales y aplicación sectorial*. Barcelona: Atelier, pp. 109-118.
- El refugio del oro*. 2012. [Película] s.l.: Antena 3 TV.
- El-Naqa, A., 2005. Environmental impact assessment using rapid impact assessment matrix (RIAM) for Russeifa landfill, Jordan. *Environmental Geology*, Volumen 47, pp. 632-639.
- Elpatagonico, R., 2012. *www.elpatagonico.net*. [En línea] Available at: <http://www.elpatagonico.net/nota/177408/>
- Enea, M. & Salemi, G., 2001. Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling*, pp. 1, 2.
- Español, I., 2001. *Curso Internacional de Gestión Ambiental*. Rocha: PROBIDES.
- Espinoza, G., 2007. *Gestión y Fundamentos de Evaluación de Impacto Ambiental*. Santiago de Chile: Banco Interamericano de Desarrollo (BID).
- Esquivel, R., Félix, G. & Bello, R., 2014. Evaluación del impacto de la capacitación con lógica difusa. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 22(1), pp. 41-52.

- European Communities, 2001. *Guidance on EIA. EIS Review*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- FAOSTAT, 2014. *Agri-Environmental Indicators*, s.l.: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fisher, B., 2006. Fuzzy approaches to environmental decisions: application to air quality. *Environmental Science and Policy*, Volumen 9, pp. 22-31.
- Forcada, E., 2000. *El Impacto Ambiental en la Agricultura: Metodologías y Procedimientos*, Málaga: Analistas Económicos de Andalucía.
- Forman, E. & Selly, M., 2001. *Decision By Objectives: How to Convince Others That You Are Right*. Hackensack, NJ: World Scientific Publishing Company Inc..
- Funtowicz, S., Martínez-Alier, J. & Munda, G., 1999. *Information tools for environmental policy under conditions of complexity*, Luxembourg: European Communities.
- Gamboa, C., 2012. *Servindi.org*. [En línea]
Available at: <http://servindi.org/actualidad/71853>
- Gao, J., Kørnø, L. & Christensen, P., 2010. *Comparative study of SEA experiences between EU and China: the use of indicators*. Brussels, s.n.
- García Leyton, L., 2004. *Aplicación del Análisis Multicriterio en la Evaluación de Impactos Ambientales*. s.l.:Tesis doctoral.
- Ghaedramati, R. & Ardejani, F., 2012. Environmental impact assessment of coal washing plant. *Journal of Mining & Environment*, 3(2), pp. 69-77.
- Gilbuena, R. y otros, 2013. *Environmental impact assessment of structural flood mitigation measures in Metro Manila, Philippines using an analytical evidential reasoning approach*. Koblenz, Deutschland, s.n., pp. 195-210.
- Glaría, G. & Ceñal, M., 1996. Los Estudios de Impacto Ambiental en relación al procedimiento de evaluación. Objetivos, evolución y control de calidad. *Informes de la Construcción*, 47(441-442).
- Glasson, J., Therivel, R. & Chadwi, A., 2005. *Introduction to Environmental Impact Assessment*. 3rd ed. London - New York: Rutledge.
- Gödel, K., 1931. Über formal unentscheidbare Sätze der Principia Mathematica und verwandter Systeme. *Monatshefte für Mathematik und Physik*, Volumen 37, p. 173–198.
- Goklany, I., 2001. *The Precautionary Principle. A critical appraisal of environmental risk assessment*. Washington: The Cato Institute.

- Gómez Orea, D., 2002. *Evaluación de Impacto Ambiental*. 2ª ed. Madrid: Mundi Prensa.
- Gray, I. & Edwards-Jones, G., 1999. A review of the quality of environmental impact assessments in the Scottish forest sector. *Forestry*, 72(1).
- Gustavsson, L., 2011. *A Study of Understandings and Handling of Uncertainty in Environmental Impact Assessment*, Norwich: s.n.
- Gutiérrez, C., 1999. El Teorema de Incompletitud de Gödel (Versión para no iniciados). *Cubo, A Mathematical Journal*, Volumen 1, pp. 68-75.
- Hawthorne, R., 1989. Hallmark events as an excuse for autocracy in urban planning: a case history of Sydney's Monorail. En: G. Syme, B. Shaw, D. Fenton & W. Mueller, edits. *The Planning and Evaluation of Hallmark Events*. s.l.:Aldershot, pp. 154-171.
- Heisenberg, W., 1925. Über quantentheoretische Umdeutung kinematischer und mechanischer Beziehungen. *Zeitschrift für Physics*, Volumen 33, pp. 879-893.
- Heisenberg, W., 1927. Über den anschaulichen Inhalt der quantumtheoretischen Kinematik und Mechanik. *Zeitschrift für Physik*, 23 marzo, Volumen 43, pp. 172-198.
- Hoveidi, H. y otros, 2013. Industrial Waste Management with Application of RIAM Environmental Assessment: A Case Study on Toos Industrial State, Mashhad. *Iranica Journal of Energy & Environment*, 4(2), pp. 142-149.
- Hunt, J., 2000. *Mathematics and Environmental Problems. Methodologies and future developments*. Sheffield, UK, s.n.
- Irimia, G., Muntean, L. & Malschi, D., 2011. Environmental Impact Assessment of Tailing Dumps (Case Study: Lupeni Coal Mine, Jiului Valley). *ProEnvironment*, Volumen 4, pp. 27-35.
- Ishizaka, A. & Labib, A., 2009. Analytic Hierarchy Process and Expert Choice: Benefits and Limitations. *Insight*, 22(4), pp. 201-220.
- Jang, J.-S., 1997. Fuzzy Rules and Fuzzy Reasoning. En: *Neuro Fuzzy and Soft Computing. A Computational Approach to Learning and Machine Intelligence*. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall, pp. 47-72.
- Jang, J.-S., 1997. Fuzzy Sets. En: *Neuro-Fuzzy and Soft Computing. A Computational Approach to Learning and Machine Intelligence*. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall, pp. 13-42.
- Jordan, A. & O'Riordan, T., 1999. The precautionary principle in contemporary environmental policy and politics. En: *Protecting public health and the environment: implementing the precautionary principle*. Washington: Island Press, pp. 15-35.
- Kant, I., 1787. *Kritik der Reinen Vernunft*. 2 ed. Königsberg: s.n.

- Kaufmann, A. & Gil Aluja, J., 1987. *Técnicas operativas de gestión para el tratamiento de la incertidumbre*. Barcelona: Hispano Europea.
- Keller, D., 2008. Deep Ecology. En: J. Callicott & R. Frodeman, edits. *Encyclopedia of Environmental Ethics and Philosophy*. Detroit: Macmillan Reference, pp. 206-211.
- Khoshnevisan, B., Rafiee, S., Omid, M. & Mousazadeh, H., 2013. Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system. *Journal of Cleaner Production*, Volumen 30, pp. 1-10.
- Kiker, G. y otros, 2005. Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1(2), pp. 95-108.
- Klir, G., 2006. *Uncertainty and Information. Foundations of Generalized Information Theory*. 1st ed. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Konstantinovna, E., 2011. *A framework for Coherent Decision-Making in Environmental Impact Assessments in the Energy Sector of South Africa*, Pretoria, South Africa: s.n.
- Kosko, B., 1994. Fuzzy Systems as Universal Approximators. *IEEE Transactions on Computers*, 43(11), pp. 1329-1333.
- Kosko, B., 1994. *Fuzzy Thinking*. London: Flamingo.
- Kou, G., Ergu, D., Peng, Y. & Shi, Y., 2013. *Data Processing for the AHP/ANP*. New York: Springer.
- La Rovere, E., 2001. *Instrumento de Planejamento e Gestão Ambiental para a Amazônia, Cerrado e Pantanal. Demandas e Propostas: Metodologia de Avaliação de Impacto Ambiental*, Brasília: IBAMA.
- Lavell, A., 2007. *Del concepto de riesgo y su gestión a los parámetros para la acción*., Lima, Perú: s.n.
- Lee, C., 1990. Fuzzy Logic in Control Systems: Fuzzy Logic Controllers-I. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 20(2), pp. 404-435.
- Lee, C., 2000. Fuzzy Logic in Control Systems: Fuzzy Logic Controllers-II. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, Volumen 20, pp. 419-433.
- Lee, N. & Colley, R., 1992. *Reviewing the quality of Environmental Statements (2nd edition)*, Manchester: s.n.
- Lee, N., Colley, R., Bonde, J. & Simpson, J., 1999. *Reviewing the Quality of Environmental Statements and Environmental Appraisals*, Manchester: s.n.

Lemons, J., 1996. *Scientific Uncertainty and Environmental Problem Solving*. Cambridge, MA: Blackwell Science Inc..

Leondes, C., 1998. *Fuzzy Logic and Expert Systems Applications*. s.l.:Academic Press.

Leopold, A., 1949. *A Sand County Almanac: And Sketches Here and There*. New York: Oxford University Press.

Leopold, L., Clarke, F., Hanshaw, B. & Balsley, J., 1971. *A Procedure for Evaluating Environmental Impact*, Washington: US Geological Survey.

Leung, C., 2003. *An evaluation of the effectiveness of environmental impact assessment in Hong Kong with special reference to ecological impacts*, s.l.: s.n.

Liu, K. & Lai, J., 2007. *An Integration of Quantitative and Qualitative Decision Support for Environmental Impact Assessment*. Bangkok, s.n.

Liu, P., 2002. Mamdani fuzzy system: Universal approximator to a class of random processes. *IEEE Transactions on Fuzzy Systems*, 10(6), pp. 756-766.

Li, W., Xie, Y. & Hao, F., 2014. Applying an improved rapid impact assessment matrix method to strategic environmental assessment of urban planning in China. *Environmental Impact Assessment Review*, Volumen 46, pp. 13-24.

Łukasiewicz, J., 1910. O zasadzie sprzeczności u Arystotelesa. Studium krytyczne (On the Principle of Contradiction in Aristotle. A Critical Study). *Polska Akademia Umiejętności*.

Mamdani, E. & Assilian, S., 1975. An Experiment in Linguistic Synthesis with a Fuzzy Logic Controller. *International Journal of Man-Machine Studies*, 7(1), pp. 1-13.

Mancosu, P., Zach, R. & Badesa, C., 2004. *The Development of Mathematical Logic from Russell to Tarski: 1900–1935*. New York and Oxford: Oxford University Press.

Mariscal, M., García, S., Lavios, J. & Sánchez, R., 2005. *Implantación de Sistemas de Prevención de Riesgos en PYMES, acordes con OHSAS 18001*. Gijón, s.n.

Márquez, H., 1999. Métodos matemáticos para la evaluación de factores de riesgo para el patrimonio arqueológico: Una aplicación GIS del método de Jerarquías Analíticas de T.L. Saaty. *SPAL. Revista de Prehistoria y Arqueología de la Universidad de Sevilla*, Issue 8, p. 22.

Martel, G. & Lackey, R., 1977. *A Computerized Method for Abstracting and Evaluating Environmental Impact Statements*, Blacksburg, VI: Virginia Water Resources Research Center.

Martín Cantarino, C., 1999. *El Estudio de Impacto Ambiental*. Alicante: Publicaciones de la Universidad de Alicante.

- Martínez, J. y otros, 2003. La Evaluación de Impacto Ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeloa*, pp. 85-102.
- Marttunen, M. & Hämmäläinen, R., 1995. Decision analysis interviews in environmental impact assessment. *European Journal of Operational Research*, Issue 87, pp. 551-563.
- Matarrita, R., 2006. Costos del los Estudios de Impacto Ambiental: ¿Una barrera competitiva?. *La Serie*, Volumen 6. Evaluación del impacto ambiental para Centroamérica, pp. 37-50.
- Medina Hurtado, S., 2006. Estado de la cuestión acerca del uso de la lógica difusa en problemas financieros. *Cuad. Adm. Bogotá*, 19(32), pp. 195-223.
- Mendes, J. & Motizuki, W., 2001. Urban Quality of Life Evaluation Scenarios: The Case of Sao Carlos in Brazil. *Council of Tall Buildings and Urban Habitat*, Volumen 2, pp. 13-23.
- Millet, I. & Saaty, T., 2000. On the Relativity of Relative Measures. Accommodating both Rank Preservation and Rank Reversals in the AHP. *European Journal of Operational Research*, 121(1), pp. 205-212.
- Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas, CEOE y CEPYME, 2011. *Las cargas administrativas soportadas por las empresas españolas: Estudio de la Autorización Ambiental Integrada*, s.l.: s.n.
- Moisil, I., 2010. Validation and Uncertainty in Analysis Decision Support. En: UNESCO-EOLSS, ed. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. s.l.:s.n.
- Montalvo, Y. & Luque, J., 2009. *Guía de Evaluación de Riesgos Ambientales*. 1ª ed. Lima: Ministerio de Medio Ambiente.
- Moreno Velo, F., 2002. *Un entorno de desarrollo para sistemas de inferencia complejos basados en lógica difusa*, Sevilla: s.n.
- Moser, B., 2006. On Representing and Generating Kernels by Fuzzy Equivalence Relations. *Journal of Machine Learning Research*, Volumen 7, pp. 2603-2620.
- Mrzygłód, B., Stanisława, K.-N., Anna, A. & Jarosław, D., 2004. *Knowledge Representation and Reasoning in Fuzzy Logic as Applied to the Process of Hot-Dip Galvanising*. Kraków: Ministry of Science and Higher Education. Project KBN 3 T08C 061 26.
- Mulhivill, P., 2003. Expanding the scoping community. *Environmental Impact Assessment Review*, pp. 39-49.
- Munier, N., 2004. *Multicriteria Environmental Assessment: A Practical Guide*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Munn, R., 1979. *Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures*. Chichester and New York: Wiley.

Nasiri, F. & Huang, G., 2008. A fuzzy decision aid model for environmental performance assessment in waste recycling. *Environmental Modelling & Software*, Issue 23, pp. 677-689.

Nasseri, H., 2008. Fuzzy Numbers: Positive and Nonnegative. *International Mathematical Forum*, 3(36), pp. 1777-1780.

Negnevitsky, M., 2005. *Artificial Intelligence. A Guide to Intelligent Systems*. 2nd ed. Harlow, Edinburgh, UK: Addison Wesley (Pearson Education).

Nguyen, H. & Walker, E., 2006. *A First Course in Fuzzy Logic*. 3ª ed. Boca Ratón, FL: Chapman & Hall.

Nikolaidis, E. y otros, 2004. Comparison of Probability and Possibility for Design Against Catastrophic Failure Under Uncertainty. *Journal of Mechanical Design*, Volumen 126, pp. 386-394.

OECD, 2003. *OECD Environmental Indicators. Development, Measurement and Use*, Paris: OECD Directorate.

Ojeda, B., 2010. *Aplicación a la extracción de conocimiento aplicada a datos mediante agrupamientos y sistemas difusos*, Madrid: s.n.

Olaziregui, I. & Azkoaga, I., 2006. *Manual para la implantación de un Plan de PRL en la Empresa*. 2ª ed. Cruces-Barakaldo(Bizkaia): s.n.

Omann, I., 2000. *How can Multi-criteria Decision Analysis contribute to environmental policy making? A case study on macro-sustainability in Germany*. Wien, s.n.

Pachacama Méndez, R., 2013. *Propuesta de un modelo analítico en red en la gestión de problemas ambientales de las áreas protegidas. Caso de estudio: Parque Nacional Cotopaxi*. Sangolquí: s.n.

Pacheco, A., Nóbrega, C. & Mendes, A., 2008. Environmental Evaluation Model for Water Planning. Study Case: Piabanha Hydrographic Basin. *Revista Eletrônica do PRODEMA*, 6, 2(1), p. 12.

Parker, J., 1998. The Precautionary Principle. En: A. Press, ed. *Encyclopedia of applied ethics*. San Diego: s.n., pp. 633-641.

Pastakia, C. & Jensen, A., 1998. The rapid impact assessment matrix (RIAM) for EIA. *Environmental Impact assessment Review*, 18(5), pp. 461-482.

- Pavón, J., 2011. *Modelo Parasitario Chino de Expansión Económica*. [En línea]
Available at: <http://www.youtube.com/watch?v=zbbhNGNLDrg>
[Último acceso: 20 Marzo 2014].
- Payraudeau, S. & van der Werf, H., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Issue 107, pp. 1-19.
- Perevochtchikova, M., 2013. La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y Política Pública*, 22(2), pp. 283-312.
- Pislaru, M. & Trandabat, A., 2011. *Decision suport tool based on neuro-fuzzy environmental approach*. Singapore, IACSIT Press, pp. 68-73.
- Pislaru, M. & Trandabat, A., 2012. *Assessment of Company Environmental Impact using Fuzzy Logic*. Singapore, IACSIT Press.
- Pislaru, M. & Trandabat, A., 2012. Fuzzy Based Environmental System Approach for Impact Assessment - Case Studies. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, Volumen 6, pp. 1136-1141.
- Pislaru, M., Trandabat, A. & Avasilcai, S., 2011. *Environmental Assessment for Sustainability Determination based on Fuzzy Logic Model*. Singapore, IACSIT Press.
- Pislaru, M., Trandabat, A., Schreiner, C. & Spiridonica, A., 2010. *Fuzzy Model for Sustainability Assurance Related to Environmental Protection*. Suceava, Romania, s.n., pp. 116-118.
- Radcliff, A. & Edward-Jones, G., 1995. The quality of the environmental assessment process: a case study on clinical waste incinerators in the UK. *Project Appraisal*, 10(1), pp. 31-38.
- Rahmani, B. & Rafezi, H., 2010. *Solving Fuzzy Logic Problems with MATLAB*. s.l.:No publicado.
- Ramanathan, R., 2001. A note on the use of the analytic hierarchy process for environmental impact assessment. *Journal of Environmental Management*, Issue 63, pp. 27-35.
- Raymond, K. & Coates, A., 2001. *Guidance on EIA. Screening*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Raymond, K. & Coates, A., 2001. *Guidance on EIA: Scoping*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- REPSOL, 2013. *La Bolsa del CO2*, s.l.: Dirección de Medios de Comunicación.
- Rivas Rodríguez, L. y otros, 2011. Identificación y evaluación de los impactos ambientales en las zonas de plataforma marino costera I, II y III. Zonas de Gestión I y II.. *Serie Oceanológica*, Volumen 8, pp. 1-12.

- Ruiz, F., Barón, F., Sánchez, E. & Parras, L., 2005. *Bioestadística: Métodos y Aplicaciones*. Málaga: U.D. Bioestadística. Facultad de Medicina. Universidad de Málaga.
- Saaty, R., 2003. *Decision Making in Complex Environments*. Pittsburgh, PA: Creative Decisions Foundation.
- Saaty, T., 1990. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. *European Journal of Operational Research*, Volumen 48, pp. 9-26.
- Saaty, T., 1996. *The Analytic Hierarchy Process*. Pittsburgh: RWS Publications.
- Saaty, T., 1999. *Fundamentals of the Analytic Network Process*. Kobe, s.n.
- Saaty, T., 2001. *Decision Making with the Analytic Network Process (ANP) and its "Super Decisions" Software: The National Missile Defense (NMD) Example*. Berne, Switzerland, s.n., pp. 365-382.
- Saaty, T., 2001. *The Analytic Network Process. Decision Making with interdependence*. Pittsburgh: s.n.
- Saaty, T., 2001. The Seven Pillars of the Analytic Hierarchy Process. En: F. Hillier, ed. *Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process*. New York: Springer US, pp. 27-46.
- Saaty, T., 2005. The Analytic Hierarchy and Analytic Network Processes for the Measurement of Intangible Criteria and for Decision-Making. En: G. & E. Figueroa, ed. *Multiple Criteria Decision Analysis. State of the Art Surveys*. Boston: Springer Sciences, pp. 345-407.
- Saaty, T., 2008. Decision Making with the Analytic Hierarchy Process. *International Journal of Services Sciences*, 1(1), pp. 83-98.
- Saaty, T., 2008. The Analytic Network Process. *Iranian Journal of Operations Research*, 1(1), pp. 1-27.
- Saaty, T., 2009. Applications of Analytic Network Process in Entertainment. *Iranian Journal of Operations Research*, 1(2), pp. 41-55.
- Saaty, T. & Sodenkamp, M., 2010. The Analytic Hierarchy and Analytic Network Measurement Processes: The Measurement of Intangibles. En: Z. & Pardalos, ed. *Handbook of Multicriteria Analysis*. New York: Springer, pp. 91-166.
- Saaty, T. & Vargas, L., 2006. *Decision Making with the Analytic Hierarchy Process*. New York: Springer.
- Sadler, B., 1996. *Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve Performance*, s.l.: Ministry of Supply and Services, Canada.

Sadler, B. & McCabe, M., 2002. *Environmental Impact Assessment Training Resource Manual (2nd edition)*. Geneva: United Nations Environment Programme (UNEP).

Salo, A. & Hämäläinen, P., 2010. Preference Programming. Multicriteria Weighting Models under Incomplete Information. En: C. Zopounidis & P. Pardalos, edits. *Handbook of Multicriteria Analysis*. New York: Springer, pp. 167-187.

Saloranta, T., 2001. Post-Normal Science and the Global Climate Change Issue. *Climatic Change*, Volumen 50, pp. 395-404.

SCOPE, Scientific Committee on Problems of the Environment, 1980. *Environmental Risk Assessment*. Toronto: John Wiley & Sons.

Sekitani, K. & Takahashi, I., 2001. A unified model and analysis for AHP and ANP. *Journal of the Operations Research Society of Japan*, 44(1), pp. 67-89.

Shafie, F., Omar, D. & Karuppanan, S., 2013. *Environmental Health Impact Assessment and Urban Planning*. Hanoi, Vietnam, Procedia - Social and Behavioral Sciences, p. 82 – 91.

Shawe-Taylor, J. & Cristianini, J., 2004. *Kernel Methods for Pattern Analysis*. New York: Cambridge University Press.

Shepard, R., 2005. *Quantifying Environmental Impact Assessment Using Fuzzy Logic*. 1st ed. New York: Springer.

Shin, Y. & Lee, S., 2013. Note on an Approach to Preventing Rank Reversals With Addition or Deletion of an Alternative in Analytic Hierarchy Process. *US-China Education Review A*, 3(1), pp. 66-72.

Silvert, W., 1997. Ecological Impact Classification with Fuzzy Sets. *Ecological Modelling*, Volumen 96, pp. 1-10.

Slotterback, C., 2009. Scoping implementation in National Environmental Policy Act processes in US transportation agencies. *Transportation Research Part D*, Volumen 14, pp. 83-90.

Smithson, M., 1989. *Ignorance and Uncertainty: Emerging Paradigms*. New York: Springer-Verlag.

Smyth, C., 2005. *A review of environmental impact statements and their utility for surface coal mine reclamation in Alberta and British Columbia*. Alberta, Canada, s.n.

Snell, T. & Cowell, R., 2006. Scoping in environmental impact assessment: Balancing precaution and efficiency?. *Environmental Impact Assessment Review*, pp. 359-376.

Spangenberg, J. & Bonniot, O., 1998. *Sustainability Indicators. A Compass on the Road Towards Sustainability*, Wuppertal: s.n.

- Spiridonica, A. & Pislaru, M., 2010. *The use of Fuzzy Modelling Regarding the Assurance of Environmental Protection*. Suceava, Romania, s.n., pp. 69-72.
- Sugeno, T., 1977. Fuzzy Measures and Fuzzy Intervals: A Survey. En: M. Gupta, G. Saridis & B. Gaines, edits. *Fuzzy Automata and Decision Processes*. Amsterdam, NL: Elsevier (North-Holland), pp. 89-102.
- Sundara Kumar, K. y otros, 2013. Evaluation of Environmental Sustainability of Landfill Sites using Rapid Impact Assessment Matrix Method. *International Journal of Engineering and Advanced Technology*, 2(6), pp. 369-376.
- Sunstein, C., 2003. *Beyond the Precautionary Principle*, s.l.: No publicado.
- Sunstein, C., 2005. *Laws of Fear: Beyond the Precautionary Principle*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Tennoy, A., Kvaerner, J. & Gjerstad, K., 2006. Uncertainty in Environmental Impact Assessment predictions: the need for better communication and more transparency. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 24(1), pp. 45-56.
- The Johnson Foundation, 1998. *Wingspread Conference on the Precautionary Principle*. Wingspread, s.n.
- Thissen, W. & Agusdinata, D., 2008. *Handling deep uncertainties in impact assessment*. Perth, s.n.
- Triantaphyllou, E., 2001. Two New Cases of Rank Reversals when the AHP and Some of its Additive Variants are Used that do not Occur with the Multiplicative AHP. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, Issue 10, pp. 11-25.
- Turner, D. & Hartzell, L., 2004. The lack of clarity in precautionary principle. *Environmental Values*, pp. 449-460.
- UNCED Secretariat, 1982. *United Nations Conference on Environment and Development*. Río de Janeiro, s.n.
- Vaidya, O. & Kumar, S., 2006. Analytic Hierarchy Process: an overview of applications. *European Journal of Operational Research*, Issue 169, pp. 1-29.
- Valladares, P., 2012. Aplicación de técnicas difusas en las metodologías matriciales de la evaluación de impacto ambiental. *Revista de Aporte Santiaguino*.
- Vatau, D., Surianu, F., Olariu, F. & Frigură-Iliasa, F., 2011. *Power Facilities Environmental Impact. Neuro-Fuzzy Methods Approach*. s.l., s.n.

- Velarde, J., 1996. Pensamiento difuso, pero no confuso: De Aristóteles a Zadeh y vuelta.. *Psicothema*, 8(2), pp. 435-444.
- Velayos, C., 1996. *La dimensión moral del ambiente natural: ¿Necesitamos una nueva ética?*. Granada: Comares.
- Von Schomberg, R., 2006. The Precautionary Principle and its normative challenges. En: *Implementing the Precautionary Principle: Perspectives and Prospects*. Cheltenham and Northampton: Edward Elgar Publishing, pp. 33-52.
- VV.AA., 1997. *Considering cumulative effects under the National Environmental Policy Act*, Washington: Council of Environmental Quality. Executive Office of the President.
- VV.AA., 2004. *The Precautionary Principle: protecting public health, the environment and the future for our children*. Copenhagen: Martuzzi et Tickner (eds.) - World Health Organization Office for Europe.
- VV.AA., 2005. *Guidebook on environmental impact assessment for in situ leach mining projects*. Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA).
- VV.AA., 2007. *The Urban Environment*, London: Crown.
- VV.AA., 2012. *Getting to Green: A Sourcebook of Pollution Management, Policy Tools for Growth and Competitiveness*. Washington: The World Bank.
- VV.AA., 2014. *Diccionario de la Real Academia Española*. 22 ed. s.l.:s.n.
- Walker, W., Lempert, R. & Kwakkel, J., 2012. *Deep Uncertainty*, Delft: s.n.
- Wang, Y. & Luo, Y., 2009. On rank reversal in decision analysis. *Mathematical and Computer Modelling*, Issue 49, pp. 1221-1229.
- Wang, Y., Yang, J. & Xu, D., 2006. Environmental impact assessment using the evidential reasoning approach. *European Journal of Operational Research*, Volumen 174, pp. 1885-1913.
- Wang, Y., Yang, J., Xu, D. & Chin, K., 2006. On the centroids of fuzzy numbers. *Fuzzy Sets and Systems*, Issue 157, pp. 919-926.
- Wierman, M., 2010. *An Introduction to the Mathematics of Uncertainty*. 1 ed. Omaha (NE, USA): Creighton University.
- Wijnmalen, D., 2007. *On Getting Meaningful "BOCR" Results with ANP's Super Decisions Software*. Viña del Mar, Chile, s.n.
- Wilkins, H., 2003. The need for subjectivity in EIA: discourse as a tool for sustainable development. *Environmental Impact Assessment Review*, pp. 401-414.

- Wrightson, I. y otros, 2008. *Environmental Risk Assessment*, London: s.n.
- Wynne, B., 1992. Uncertainty and environmental learning. Reconceiving science and policy in the preventive paradigm. *Global Environmental Change*, pp. 111-127.
- Yáñez, C., 2007. La Evaluación Ambiental de los Planes y Programas en la normativa. *Revista Jurídica de la Comunidad de Madrid*, 11 Enero.p. 12.
- Yatsalo, B. y otros, 2007. Application of Multicriteria Decision Analysis Tools to Two Contaminated Sediment Case Studies. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(2), pp. 223-233.
- Zadeh, L., 1965. Fuzzy Sets. *Information and Control*, Issue 8, pp. 338-353.
- Zadeh, L., 1973. Outline of a New Approach to the Analysis of Complex Systems and Decision Processes. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 3(1), pp. 28-44.
- Zadeh, L., 1975. Fuzzy Logic and Approximate Reasoning (In Memory of Grigore Moisil). *Synthese*, Issue 30, pp. 407-428.
- Zadeh, L., 1975. The Concept of a Linguistic Variable and its Application to Approximate Reasoning-I. *Information Sciences*, Volumen 8, pp. 199-249.
- Zadeh, L., 1975. The Concept of a Linguistic Variable and its Application to Approximate Reasoning-III. *Information Sciences*, Volumen 9, pp. 43-80.
- Zadeh, L., 1978. Fuzzy Sets as a basis for a Theory of Possibility. *Fuzzy Sets and Systems*, Volumen 1, pp. 3-28.
- Zadeh, L., 1983. Commonsense and Fuzzy Logic. *Computer*, Oct..16(10).
- Zadeh, L., 1989. Knowledge Representation in Fuzzy Logic. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*, 1(1), pp. 89-100.
- Zadeh, L., 1994. Soft Computing and Fuzzy Logic. *IEEE Software*, 11(6), pp. 48-56.
- Zadeh, L., 1996. Fuzzy Logic=Computing with Words. *IEEE Transactions on Fuzzy Systems*, 4(2), pp. 103-111.
- Zadeh, L., 1996. Possibility Theory and Soft Data Analysis. En: *Fuzzy Sets, Fuzzy Logic and Fuzzy Systems: Selected Papers by Lotfi A. Zadeh*. River Edge, NJ, USA: World Scientific Publishing Co. Inc., pp. 481-541.
- Zimmerman, H., 2010. Fuzzy set theory. *WIREs Computational Statistics*, Volumen 1, pp. 317-332.
- Zimmermann, H., 1993. *Fuzzy Set Theory and its Applications*. 2ª ed. Boston: Kluwer.