



Universidad de Granada

E. T. S. de Ingenierías Informática y de
Telecomunicación

Departamento de Ciencias de la Computación e I. A.

**Ontologías para la Evaluación de
Impacto Ambiental de las
actividades humanas**

Tesis Doctoral

Julián Garrido Sánchez

Director: Dr. Ignacio Requena Ramos

Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: Julián Garrido Sánchez
D.L.: GR 1073-2012
ISBN: 978-84-695-1073-5



Universidad de Granada

E. T. S. de Ingenierías Informática y de
Telecomunicación

Departamento de Ciencias de la Computación e I. A.

**Ontologies for Environmental
Impact Assessment in different
human activities**

PhD Dissertation

Julián Garrido Sánchez

Advisor: Ignacio Requena Ramos

La memoria “Ontologías para la Evaluación de Impacto Ambiental de las actividades humanas”, que presenta D. Julián Garrido Sánchez para optar al grado de Doctor en Informática, ha sido realizada en el departamento de Ciencias de la Computación e Inteligencia Artificial de la Universidad de Granada, bajo la dirección del Dr. D. Ignacio Requena Ramos, Profesor del departamento de Ciencias de la Computación e Inteligencia Artificial de la Universidad de Granada.

Granada, Septiembre de 2011.

Ignacio Requena Ramos

Julián Garrido Sánchez

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer al Departamento de Ciencias de la Computación y a sus integrantes la acogida y la formación recibida durante estos años. De igual forma, quiero expresar mis agradecimientos a las instituciones que son responsables del desarrollo de este trabajo, la Universidad de Granada y la Junta de Andalucía.

Esta memoria no sería posible en ningún caso sin la entrega y dedicación de mi director de tesis, Ignacio Requena, a quien por encima de todo quiero agradecerle su calidez como persona.

Le debo mucho a Fernando Berzal, mi tutor durante el “Proyecto de Fin de Carrera”, por ser quien me introdujo en este mundillo y en consecuencia, responsable en parte de estos buenos años. También quiero agradecer a Juan Carlos Cubero y a Nicolás Marín la oportunidad que me concedieron de colaborar en la organización del seminario del Master durante estos años.

Mis agradecimientos también a Montserrat Zamorano y a Ángel Ramos por su colaboración en el desarrollo de este trabajo.

No puedo olvidar a mis compañeros y amigos del despacho 16, del despacho DB2, y en general a todos los becarios con los que he disfrutado de grandes momentos.

Por supuesto, esta tesis tampoco sería posible sin el apoyo incondicional de mi familia y de M^a Ángeles. Gracias a todos por estar ahí.

Índice general

Índice general	i
Introducción	1
1 Herramientas y Antecedentes	7
1.1 Ontologías	11
1.1.1 Principales componentes de una ontología	13
1.1.2 Criterios de diseño de ontologías	16
1.1.3 Problemas de las ontologías	18
1.1.4 Tipos de ontologías	19
1.1.5 Lenguajes de ontologías	20
1.1.6 Herramientas para desarrollar ontologías	28
1.1.7 Guías de desarrollo de una ontología	30
1.1.8 Particionamiento	32
1.1.9 Ontologías breves	33
1.2 Evaluación de Impacto Ambiental	39
1.2.1 Herramientas de preservación y sostenibilidad	40
1.2.2 Metodologías de EIA	42
1.2.3 Dificultades inherentes a la evaluación ambiental	47
1.2.4 Las técnicas difusas y su uso en la evaluación ambiental	49
1.2.5 Metodología EVIAVE	53
1.3 Evaluación de Riesgo Ambiental	75
1.3.1 Referencias normativas	77
1.3.2 Metodología de evaluación de riesgo: UNE 150008	82

2	Una propuesta de Ontología para la EIA	85
2.1	Diseño de la Ontología para EIA	89
2.1.1	Diseño preliminar	92
2.1.2	ImpactingActions	94
2.1.3	IndustrialActivities-IPPC	98
2.1.4	Impact	100
2.1.5	PreventiveAction	104
2.1.6	IndicatorsAndMeasureUnits	105
2.1.7	ImpactedElement	109
2.1.8	ImpactAssessment	114
2.1.9	ContaminantElement	117
2.1.10	Properties	119
2.1.11	GeneralConcepts	121
2.1.12	Relaciones entre conceptos	124
2.1.13	Integración con otras ontologías	129
2.1.14	Evaluación, documentación y mantenimiento	131
2.2	Procedimiento para Consensuar el Contenido de la Ontología .	133
2.2.1	Creación de la aplicación	137
3	Ontologías Breves	141
3.1	Ontología Breve	145
3.2	Proceso de Extracción de Ontologías Breves	149
3.2.1	Algoritmo	151
3.2.2	Representación en grafo	156
3.2.3	Ejemplo	157
3.2.4	Dominio y rango de los roles	161
3.3	Constructor de Ontologías Breves	171
3.3.1	Metodología de trabajo adicional	177
3.4	Aplicación a la Evaluación de Impacto Ambiental	183
3.4.1	Modelo de conocimiento	184
3.4.2	Aplicación ambiental	184
4	Evaluación del Riesgo Ambiental	191

4.1	Metodología ERIAVE	195
4.1.1	Elementos del medio	195
4.1.2	VARIABLES del vertedero	197
4.1.3	Descriptores ambientales	200
4.1.4	Valor ambiental	203
4.1.5	Probabilidad de contaminación de los elementos del medio	204
4.1.6	Definición de los índices de riesgo	207
4.2	Herramienta ERIAVE	211
4.3	Evaluación de Riesgo Ambiental Basada en Contexto	217
4.3.1	Arquitectura y desarrollo	218
4.3.2	Base de conocimiento	221
4.3.3	Construcción de metodologías basadas en contexto	222
4.3.4	Evaluación de una actividad	225
5	Conclusiones y trabajos futuros	227
6	Summary	237
6.1	Introduction	239
6.2	Proposal of Ontology for Environmental Impact Assessment	245
6.2.1	Introduction	245
6.2.2	Development methodology	247
6.2.3	Ontology design	251
6.2.4	Evaluation, documentation and maintenance	261
6.2.5	Web application for consulting and contributions	262
6.3	Brief Ontologies	265
6.3.1	Introduction	265
6.3.2	Antecedents	266
6.3.3	Brief ontology	267
6.3.4	Brief ontology extracting process	270
6.3.5	Brief ontology builder	278
6.3.6	Case study: Environmental Impact Assessment	283
6.4	Environmental Risk Assessment	289

6.4.1	Introduction and Antecedents	289
6.4.2	A methodology based on UNE 150008	292
6.4.3	Generic application for ERA	300
6.4.4	Building context-based methodologies	303
6.5	Conclusions	307
	Bibliografía	313

Índice de figuras

1	Conjuntos difusos y etiquetas lingüísticas para la variable edad . . .	51
2	Sistema de Computación con Palabras basado en Aritmética Difusa	52
3	Punto de partida y utilización de la ontología.	90
4	Modelo inicial de la ontología	94
5	Acciones que producen impactos.	95
6	Actividades industriales (IPPC).	99
7	Impactos ambientales.	101
8	Acciones preventivas.	104
9	Elementos del medio susceptibles de impacto.	109
10	Jerarquía del agua.	114
11	Elementos contaminantes.	118
12	Propiedades	120
13	Conceptos generales.	122
14	Aplicación web para la explorar la ontología..	136
15	Esquema de generación y funcionamiento de la aplicación web . . .	138
16	Representación gráfica de la ontología del ejemplo.	158
17	Ontologías breves de la ontología de la figura 16.	159
18	Arquitectura del constructor de ontologías breves.	172
19	Captura de pantalla de BRONER.	173
20	Ventanas para la selección de las propiedades relevantes.	174
21	Ventana para la selección de la ontología	176
22	Metodología incremental de BRONER.	178

23	Esquema de la ontología.	185
24	Ontología breve para la EIA en vertederos y balsas de lixiviados. .	187
25	Definición del concepto <i>leachatePond</i> en la ontología original . . .	189
26	Definición del concepto <i>leachatePond</i> en la ontología breve	189
27	Índice de riesgo global	196
28	Red en zona de excepción	205
29	Metodología como red	212
30	Ver el caso como una red	214
31	Esquema del sistema y arquitectura general.	219
32	Procedimiento para la construcción de la red que implementa el modelo descrito por una ontología breve.	223
33	Main concepts and relationships.	252
34	Part of the impact hierarchy.	254
35	Part of the impacting actions hierarchy.	256
36	Water hierarchy.	260
37	Generation process of the web application.	263
38	Ontology representation.	276
39	Brief ontologies of Figure 38.	277
40	Brief ontology builder architecture.	279
41	Brief ontology builder screen capture.	281
42	Incremental methodology for BRONER.	282
43	Brief ontology for EIA in landfills and leachate ponds.	286
44	EA graphical model.	294
45	Architecture.	301
46	Tree-based methodology construction process.	304

Índice de tablas

1	Características de las lógicas descriptivas	24
2	Metodologías para la identificación y valoración de impactos ambientales	43
3	Clasificación de los tipos de masas de agua	54
4	Clasificación de los usos del agua superficial	55
5	Clasificación de la calidad del agua superficial	56
6	Clasificación de los usos del agua subterránea	56
7	Clasificación de la calidad de las aguas subterráneas	57
8	Clasificación de la calidad del aire	57
9	Clasificación de los usos del suelo	58
10	Clasificación del tipo de vegetación	58
11	Clasificación de la cobertura vegetal	59
12	Clasificación del asentamiento de la masa de residuos	59
13	Clasificación y condición de la cobertura diaria	60
14	Clasificación y condición de la cobertura final	61
15	Clasificación y condición de la compactación	61
16	Clasificación y condición del control de gases	62
17	Clasificación y condición del control de lixiviados	62
18	Clasificación y condición de la distancia del punto de vertido a infraestructuras	63
19	Clasificación y condición de la distancia a masas de agua superficiales	64
20	Clasificación y condición de la distancia a núcleos poblados	64
21	Clasificación y condición de la edad del vertedero	65

22	Clasificación y condición de la erosión	65
23	Clasificación y condición del estado de los caminos internos	66
24	Clasificación y condición de las fallas	66
25	Clasificación y condición de la impermeabilización del punto de vertido	67
26	Clasificación y condición de la morfología a cauces superficiales	67
27	Clasificación y condición de la pluviometría	68
28	Clasificación y condición para los puntos situados en áreas inundables	69
29	Clasificación y condición del riesgo sísmico	69
30	Clasificación y condición de la seguridad	69
31	Clasificación y condición del sistema de drenaje superficial	70
32	Clasificación y condición de los taludes del vertedero	70
33	Clasificación y condición del tamaño del vertedero	71
34	Clasificación y condición del tipo de residuo	71
35	Clasificación y condición del viento	72
36	Clasificación y condición de visibilidad	72
37	Clasificación y condición de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas	73
38	Actividades contempladas en la ley 26/2007.	80
38	Actividades contempladas en la ley 26/2007 (Cont.).	81
39	Relación de acciones que producen impacto y su descripción.	97
40	Relación de actividades de la IPPC y su descripción.	100
41	Relación de impactos y su descripción.	103
42	Relación de acciones preventivas y su descripción.	105
43	Relación de indicadores y unidades de medida y su descripción.	106
43	Relación de indicadores y unidades de medida y su descripción (Cont.).	107
43	Relación de indicadores y unidades de medida y su descripción (Cont.).	108
44	Relación de elementos del medio susceptibles de impacto y su descripción.	111

45	Factor ambiental Aguas.	113
46	Relación de elementos contaminantes y su descripción.	118
47	Relación de propiedades.	120
48	Relaciones de conceptos generales y su descripción.	123
49	Sintaxis y semántica de <i>SHOIN(D)</i>	146
50	Variables que afectan a los diferentes elementos del medio	198
51	Descriptores ambientales para cada elemento del medio	201
52	Syntax and semantics of <i>SHOIN(D)</i>	269
53	Relational matrix of landfill variables and environmental factors.	296
54	Environmental descriptors for each environmental factor	297

Índice de algoritmos

1	Creación de una ontología breve partiendo de una ontología de base.	154
2	Creación recursiva de la jerarquía de conceptos de la ontología breve.	154
3	Evaluación de si una expresión de concepto es válida.	156
4	Asignación del dominio de un rol de una ontología breve, alternativa 3.	165
5	Asignación del dominio de un rol de una ontología breve, alternativa 4.	166
6	Convertir una expresión eliminando los conceptos que no están presentes en la ontología breve.	167
7	Generalizar una expresión buscando los conceptos que subsumen a los que no están presentes en la ontología breve.	169
8	Combinación de ontologías breves	179
9	Combinación de las propiedades de las ontologías breves	179
10	Combinación de los conceptos de las ontologías breves	180
11	Combinación de los individuos de las ontologías breves	181

Introducción

Existe un gran cantidad de legislación a nivel europeo, nacional y regional sobre la protección del medio ambiente. Un ejemplo es la directiva europea 2008/1/CE relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (IPPC) que fija las obligaciones que deben cumplir las actividades industriales y agrícolas con un elevado potencial de contaminación. El objetivo de esta norma es evitar o minimizar las emisiones contaminantes a la atmósfera, las aguas y los suelos, al igual que los residuos procedentes de instalaciones industriales y agrarias para alcanzar un nivel elevado de protección del medio ambiente. Además, hace especial hincapié en los vertidos y gestión de residuos.

Otro claro ejemplo es la directiva 2004/35/CE en relación a la prevención y reparación de daños ambientales donde se define la responsabilidad ambiental como una aplicación del principio de “quien contamina paga”. Este concepto se aplica cuando sea posible establecer una relación de causalidad entre el daño y la actividad que se trate. En dicha directiva, se destaca también la necesidad de crear mercados e instrumentos de garantía financiera para poder hacer frente a las responsabilidades.

La directiva IPPC supone la obligatoriedad de obtener autorizaciones para poder ejercer la actividad antes de su puesta en funcionamiento. Por esta razón, la evaluación de impacto ambiental (EIA) es uno de los procesos que deben llevarse a cabo para una correcta toma de decisiones.

Por otro lado, la directiva 2004/35/CE implica la necesidad de predecir el riesgo ambiental (ERA) de las actividades en funcionamiento. Por ejemplo las aseguradoras necesitan fijar los criterios para establecer su prima de riesgo mientras que las administraciones requieren mecanismos para decidir la

tolerancia de una determinada área a ciertas actividades industriales, según la contaminación que conllevan. De igual forma, las administraciones también necesitan mecanismos de seguimiento y control de la evolución de las actividades.

La EIA y la ERA son completamente diferentes en cuanto al concepto que las define pero muy similares en la práctica debido a que los elementos que se utilizan para realizar ambas evaluaciones son los mismos o parecidos en muchas ocasiones. Esto se debe a que la principal diferencia es que la EIA se realiza mediante predicciones de como y en que medida se verá afectado el medio por una actividad que todavía no está en funcionamiento, mientras que la ERA utiliza los mismos elementos pero con valores reales, ya que se aplica a actividades en funcionamiento.

Existe una gran variedad de metodologías de EIA en las que la terminología difiere dependiendo de quien la haya realizado. No solo porque se utilicen términos diferentes, sino porque utilizando el mismo término pueden llegar a referirse a conceptos diferentes. Este problema es tratado, en ciencias de la computación, con técnicas de representación de conocimiento.

La solución adoptada para este problema consiste en la utilización de ontologías, que son representaciones explícitas de una conceptualización. Una ontología incluye en general, los conceptos relativos a un dominio específico, las relaciones existentes entre ellos y su definición axiomática. Por tanto, una ontología para la EIA permitirá formar una estructura de conocimiento coherente, compatible con terceros y que permita representar la información y conocimiento inherente a las diferentes actividades.

Otra de las razones de ser de una ontología es el hecho de que puede compartirse y utilizarse para establecer un “vocabulario” entre dos entidades diferentes. Por esta razón, las ontologías deben recoger formalizaciones consensuadas.

En este sentido, el primer objetivo que se plantea es la creación de una ontología para la EIA que permita estructurar la terminología utilizada en la EIA. En primer lugar, se ha de realizar una búsqueda de ontologías existentes que contengan términos comunes con la EIA y que puedan reutilizarse o tomarse como punto de partida. A continuación, se ha de realizar una recopilación

de conceptos y términos mediante una labor de búsqueda y documentación basada principalmente en normas, legislación y bibliografía existente.

Ésta recopilación de conceptos debe permitir el diseño de la ontología de la EIA, es decir, la forma en la que se organizan y agrupan los conceptos, junto con las propiedades que los relacionan. Por otro lado, en esta fase también se incluyen las definiciones en lenguaje natural de los conceptos. Estas definiciones son de gran importancia porque uno de los objetivos de la ontología es que sea punto de referencia y consulta para la creación de metodologías de EIA. De este modo, consultando la ontología se podrá tener acceso a la información necesaria para poder elaborar una primera aproximación de forma rápida.

Para cumplir este objetivo es necesario que el contenido de la ontología sea coherente y suficientemente general como para que sea aceptado por distintos expertos de las ciencias ambientales. Para conseguir este propósito, la ontología será sometida a evaluación por diferentes expertos de las distintas universidades.

Lógicamente, en la era actual de las tecnologías de la información, se va a desarrollar una aplicación web donde la ontología puede ser consultada y donde se habilitan mecanismos para realizar sugerencias, críticas y comentarios sobre el contenido y la estructura de la ontología. La motivación de esta aplicación web es la de realizar una evaluación más profunda y obtener un mayor grado de consenso.

El estudio bibliográfico de las metodologías más usadas en la EIA para diferentes actividades humanas es clave a la hora de realizar el diseño de la ontología porque permite el estudio de las relaciones entre conceptos más importantes en dichas metodologías. Si es posible usar estas relaciones en las definiciones formales de los conceptos, entonces la ontología también podrá utilizarse como herramienta para compartir conocimiento entre agentes software y para permitir reutilizar el conocimiento sobre el dominio y hacer explícitas afirmaciones sobre él.

La información contenida en la ontología es muy grande y la mayoría de las veces no se necesita completa porque la EIA únicamente se refiere a una actividad, a una metodología o incluso a parte de ellas. En este sentido,

obtener parte de la ontología, en la línea de las llamadas ontologías breves, adquiere gran importancia. El uso cada vez más extendido de dispositivos remotos (móviles, PDAs, ...) también se agrega a este aspecto.

Así, se considera también un objetivo el desarrollo de un método para obtener ontologías breves parecidas a partir de la ontología global de la EIA.

En definitiva, la ontología puede ser utilizada como base de conocimiento de un sistema inteligente para la evaluación del impacto ambiental, y también del riesgo ambiental porque supone un lenguaje común y permite que la representación de toda la información y conocimiento, manejándose de forma coherente y con la misma estructura. Dicho sistema inteligente podrá utilizarse para la evaluación de diferentes actividades humanas si la ontología contiene el conocimiento necesario.

De hecho, el tercer objetivo que se plantea es la creación de una metodología y una herramienta capaz de llevar a cabo la ERA en vertederos. Posteriormente, este objetivo evoluciona a uno más ambicioso mediante la generalización de la metodología y la herramienta para que sean capaces de realizar la ERA para cualquier actividad humana.

La ERA para vertederos será planteada como una metodología que obtiene un índice de riesgo lingüístico y difuso para cada factor ambiental contemplado debido a la imprecisión y subjetividad de los datos que se manejan habitualmente en la EIA y la ERA.

La generalización mencionada requiere básicamente la identificación de tres partes: a) el contexto o actividad que es evaluada, b) la parte que se mantiene invariante respecto a dicha actividad y c) la parte que depende de la actividad que se está evaluando.

Los índices de riesgo se calcularán en función de una medida para valorar el daño o consecuencias sobre un determinado factor ambiental que se consideran invariantes respecto a la actividad evaluada y la probabilidad de contaminación que vendrá dada por la actividad que esté ejerciendo la presión ambiental.

Por lo tanto, la metodología y el sistema inteligente para la ERA en cualquier actividad debe ser capaz de diferenciar la forma en la que tiene que realizarse el cálculo de la probabilidad de contaminación en función de la

actividad humana (contexto). Esta información puede obtenerse de la ontología de la EIA que contiene conocimiento sobre las actividades de la IPPC y otras actividades humanas. El resultado final será un sistema inteligente basado en conocimiento de acuerdo al proceso de obtención de ontologías breves señalado.

En definitiva, se definen tres objetivos importantes que se desarrollan en la presente memoria:

1. La creación de una ontología que modele y recoja la terminología de la EIA para facilitar la creación de metodologías.
2. El desarrollo y diseño de los procedimientos para la obtención de ontologías breves.
3. La elaboración de una metodología y herramienta que permita realizar la ERA de cualquier actividad.

La presente memoria se organiza como sigue:

En el capítulo 1, la exposición resumida de herramientas y antecedentes para el desarrollo de los objetivos.

Los capítulos 2, 3 y 4 desarrollan cada uno de los tres objetivos planteados y que constituyen las aportaciones de la presente memoria. El capítulo 2 contiene el diseño de la ontología y la descripción de los mecanismos implementados para su revisión y evaluación. El capítulo 3 define formalmente las ontologías breves, describe el proceso de extracción y la herramienta que las genera. En este capítulo también se presenta un caso de uso para la EIA. El capítulo 4 describe la metodología y herramienta para la ERA en vertederos junto con su generalización para la ERA basada en contexto.

El capítulo 5 contiene las conclusiones y algunos problemas abiertos relacionados con la ampliación de la ontología, la mejora de los procedimientos para crear las ontologías breves y la valoración económica del riesgo.

En el capítulo 6 se presenta un resumen en Inglés con las principales aportaciones de la tesis.

Finalmente, se presenta la bibliografía utilizada.

CAPÍTULO **1**

Herramientas y Antecedentes

En este capítulo se presenta un resumen de las herramientas, antecedentes y preliminares desarrolladas anteriormente y que se han considerado para alcanzar los objetivos propuestos en esta memoria.

En primer lugar, conceptos relativos a las ontologías tales como: los componentes que la forman, criterios para su diseño, problemas frecuentes que se plantean en torno a ellas, los diferentes tipos de ontologías y los lenguajes que se pueden utilizar para su representación, las herramientas que facilitan su desarrollo, una metodología su diseño, implementación y mantenimiento, y finalmente referencias concretas al particionamiento y modularización de ontologías.

Se recuerda el concepto de ontología breve o redireccionable y los antecedentes existente.

Es necesaria también la introducción de conceptos relacionados con la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) puesto que es el tema principal en torno al que gira la memoria. Por ello, se presenta la EIA como una herramienta para preservar el estado del medio que previene incluso la implantación de ciertas actividades si los impactos son intolerables.

De igual forma, se describe el paralelismo entre la EIA y la Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA). Los factores que intervienen en ambas son prácticamente los mismos, pero difieren en el momento en el que se aplican. La EIA es previa a la implantación de las actividades y la ERA se realiza durante el desarrollo de la actividad. También se hace especial hincapié en la metodología de evaluación de riesgo descrita en la UNE 150008.

1.1 Ontologías

Dependiendo del contexto en el que se usen, las ontologías proporcionan una forma de compartir el conocimiento utilizando un vocabulario común, permiten el etiquetado semántico o el intercambio de conocimiento, dan un protocolo de comunicación, posibilitan la reutilización de conocimiento o permiten descripciones semánticas, lógicas y formales. Estas cualidades hacen que las ontologías sean una buena herramienta para proporcionar interoperabilidad entre distintos sistemas.

Las ontologías han sido importadas de su uso habitual en filosofía al entorno de las ciencias de la computación. Tim Bernes-Lee describió el futuro de la Web (Web Semántica) como una extensión de la Web con información entendible para las máquinas y servicios automáticos que extiendan las actuales posibilidades. La representación explícita de la semántica en datos, programas, páginas y otros recursos Web, permiten una Web basada en conocimiento, que proporciona un nuevo nivel cualitativo de servicio [77].

Las ontologías son la tecnología base actual para la Web Semántica, ya que proporcionan el entendimiento en ciertos dominios cuando se produce la comunicación entre personas y aplicaciones. Las ontologías son estructuras formales que permiten compartir y reutilizar el conocimiento [77].

Las ontologías se han extendido a campos como la ingeniería del conocimiento, inteligencia artificial y ciencias de la computación, procesamiento del lenguaje natural [22], representación del conocimiento [33], sistemas de información cooperativos, comercio electrónico [84], bioinformática, diseño e integración de bases de datos [169], integración inteligente de información, recuperación de información [32] y gestión del conocimiento [144].

De [97] y [102] se pueden extraer algunas definiciones de ontología:

- Una ontología define los términos básicos y relaciones que forman el vocabulario de un área, así como las reglas para combinar términos y relaciones para definir extensiones del vocabulario.
- Una ontología es una especificación formal de una conceptualización compartida, donde conceptualización se refiere a un modelo abstracto de alguna entidad en el mundo que identifica los conceptos relevantes de esa entidad, de modo que estos serán explícitamente definidos en un lenguaje entendible por una máquina [100].
- Una ontología es una teoría cuyas entidades pueden existir en la “mente” de un agente (entidad software con cierta autonomía y capaz de comunicarse con otros agentes para realizar una tarea de manera reactiva o proactiva).
- Una teoría lógica que da una explicación explícita y parcial de una conceptualización.
- Una ontología proporciona el significado para describir explícitamente la conceptualización del conocimiento representado en una base de conocimiento.
- Una ontología es una estructura de términos jerárquica para describir un dominio que puede ser usado como esqueleto para una base de conocimiento.

Cabe destacar la definición de ontología realizada en [47], por su claridad, como un cuerpo de conocimiento formalmente representado que está basado en la conceptualización de objetos, conceptos y otras entidades que existen en el área de interés, junto con las relaciones que los unen. Entonces, una ontología es una representación explícita de una conceptualización.

En la práctica una ontología define también un vocabulario con el que consultas y axiomas son intercambiados entre agentes [100]. Define un vocabulario de términos y relaciones para modelar el dominio de interés [77] y unificar el marco de trabajo para resolver algunos problemas [162].

En definitiva, una ontología trata de especificar los términos y conceptos de la semántica que aborda para facilitar su uso homogéneo, el intercambio de información o la automatización en el manejo de la información.

Cuando las ontologías se usan para el intercambio de propósitos entre los agentes, la ontología tiene un carácter dual: la ontología es un prerrequisito para el consenso o la ontología es el resultado del consenso.

Las ontologías pueden ser modeladas con diferentes técnicas y lenguajes. Puede usarse un lenguaje altamente informal si se usa el lenguaje natural, un lenguaje semi-informal si se usa lenguaje natural estructurado y con restricciones, un lenguaje semi-formal si está expresada en un lenguaje artificial y formalmente definido o un lenguaje estrictamente formal, que proporciona términos definidos con una semántica formal, teoremas y demostraciones de propiedades como validez y completitud.

Las ontologías pueden ser utilizadas para modelar conocimiento pero también para almacenar información. La principal diferencia con las bases de datos tradicionales es que la información almacenada tiene semántica asociada, por lo que se puede realizarse inferencia y razonamiento con ella.

Las ontologías y el etiquetado semántico basado en ontologías pueden ser usados ([105]) en:

- Comercio electrónico, donde la facilidad de comunicación entre agentes de compra y venta es dada por el uso de un vocabulario común para describir bienes y servicios [82].
- Búsquedas, donde se pueden realizar los procesos de búsqueda en base a los contenidos semánticos, aunque las frases y palabras a partir de las cuales se hace la búsqueda sean sintácticamente diferentes [156].
- Servicios Web y grid, donde las descripciones semánticas de los servicios pueden ayudar a la localización de los servicios adecuados [54].
- Ingeniería, gestión e integración de conocimiento [113].
- Como una base de conocimiento para una aplicación [88].

1.1.1 Principales componentes de una ontología

Teniendo en cuenta que hay varias técnicas para el modelado de ontologías, existen diferentes componentes en función de la técnica usada [102]. Se distingue entre ontologías construidas con las siguientes técnicas:

- Frames y lógica de primer orden.
- Lógicas descriptivas.
- Técnicas de ingeniería del software.
- Técnicas de bases de datos.

Se explican a continuación los componentes de las ontologías construidas con cada técnica.

Ontologías con frames y lógica de primer orden

Clases: representan los conceptos. Las clases se organizan normalmente en taxonomías, en las que pueden aplicarse mecanismos de herencia. En algunos casos también pueden definirse metaclases, que son clases cuyas instancias son clases.

Relaciones: son asociaciones entre conceptos del dominio. Generalmente se trata de relaciones binarias en las que se especifica el dominio y el rango de la relación, pero la relación también puede ser n-aria.

Funciones: son un caso especial de relación, en la que el enésimo elemento de la relación es único para los $n-1$ elementos precedentes, calculando una expresión en función de los $n-1$ elementos precedentes.

Axiomas: Se usa para representar conocimiento cierto que no puede ser representado con los otros componentes, para inferir nuevo conocimiento y para validar la consistencia del conocimiento almacenado.

Instancias: representan elementos individuales de una ontología, objetos particulares de una clase, como puede ser Juan para la clase Persona.

Ontologías con lógicas descriptivas

Conceptos: pueden ser primitivos si se definen mediante condiciones necesarias o definidos si se definen mediante condiciones necesarias o suficientes que deben ser cumplidas por todos los individuos del concepto. Son equivalentes a las clases.

Roles: pueden ser primitivos o derivados, aunque algunas técnicas basadas en lógica descriptiva no permiten derivados debido a los problemas planteados en el razonamiento. Describen relaciones binarias entre conceptos y también permiten la descripción de propiedades de conceptos.

Individuos: representan instancias de conceptos y los valores de sus roles (propiedades).

Ontologías con técnicas de ingeniería del software

Las ontologías también pueden definirse con técnicas de ingeniería del software. Un ejemplo de técnica que se usa para modelar ontologías es UML¹ (Unified Modeling Language), que es un lenguaje muy extendido y de fácil uso. UML es un lenguaje que permite modelar, construir y documentar los elementos que forman un sistema software orientado a objetos [126].

Para poder representar las ontologías con UML es necesario enriquecer el modelo con OCL (Object Constraint Language). OCL es un lenguaje declarativo para describir reglas que aplicar a un modelo UML. Se utiliza como lenguaje de consulta, para especificar restricciones, precondiciones y postcondiciones de las operaciones o predicados que deben cumplirse [168].

Clases: son representadas mediante cajas en las que se especifican el nombre, los atributos y las operaciones de la clase (las operaciones no son usadas). La taxonomía de clases se especifica mediante las relaciones de generalización entre las clases.

Relaciones: son expresadas mediante asociaciones UML entre clases, en las que se puede especificar la cardinalidad. Si se quiere expresar una relación n-aria, no puede hacerse directamente, es necesario hacerlo con una clase intermedia.

Axiomas: son equivalentes a los axiomas de los frames y la lógica de primer orden. Se expresan mediante OCL.

Ontologías con técnicas de bases de datos

En este caso se plantea el uso de diagramas de entidad relación para modelar ontologías, que pueden ser traducidos posteriormente a SQL (Structured Query Language).

Clases: se representan con entidades. La taxonomía de las clases se puede expresar mediante las relaciones de generalización.

¹<http://www.omg.org/spec/UML/2.0/>

Atributos: se puede especificar los atributos y su tipo para cada entidad.

Relaciones ad hoc: las relaciones entre las clases de ontologías se especifican mediante relaciones entre las entidades, pudiendo especificar las cardinalidades.

Axiomas: pueden ser especificados mediante restricciones de integridad.

Instancias: se pueden obtener mediante la sentencia insert de SQL. Pero SQL no es apropiado para expresar restricciones formales de forma declarativa.

En concreto, en [40] se diseña e implementa una aplicación para traducir los modelos representados mediante ontologías en OWL (Ontology Web Language) a una base de datos relacional. En este enfoque, los conceptos, relaciones, axiomas e instancias son representados como filas de la base de datos diseñada. Aunque este enfoque tiene aún limitaciones por la falta de razonadores compatibles, permite el uso, la creación de nuevos elementos y la recuperación de información con independencia de la representación en OWL.

1.1.2 Criterios de diseño de ontologías

Cuando se decide como representar algo en una ontología, se toma una decisión de diseño. En la actualidad no hay un estándar seguido para el desarrollo, pero se puede hacer en base a unos criterios objetivos para ontologías cuyo propósito es compartir conocimiento y la interoperabilidad entre programas. A continuación se describen algunos criterios y principios útiles para el diseño de ontologías [100, 97, 96]:

- *Claridad:* la definición debe ser objetiva e independiente del contexto social y computacional. Si es posible debe hacerse una definición completa mediante axiomas, ya sea sólo con condiciones necesarias o suficientes, o preferiblemente con condiciones necesarias y suficientes. Igualmente, debe ser documentada con lenguaje natural.
- *Coherencia:* la ontología debe ser coherente, de manera que la inferencia sea consistente con las definiciones. Los axiomas deben ser lógicamente consistentes.

- *Extensibilidad*: una ontología debe ser diseñada para anticiparse al uso de su vocabulario, es decir, debería poder definir nuevos términos para usos especializados basados en el vocabulario existente, sin que ello requiera la revisión de las definiciones existentes.
- *Sesgo de codificación mínima*: la conceptualización debe ser especificada a un nivel de conocimiento tal que no dependa del nivel de codificación. Se tiene una codificación sesgada cuando las decisiones se toman sólo en base a la notación o implementación. El sesgo producido por la codificación debe minimizarse.
- *Mínima asignación ontológica*: una ontología debe requerir la asignación ontológica mínima suficiente para soportar el conocimiento pretendido que comparten las actividades.
- *Completitud*: una definición expresada en términos de condiciones necesarias y suficientes es preferible a una con una definición parcial, expresada a partir de condiciones necesarias o suficientes.
- *Máxima extensibilidad*: nuevos términos más generales o especializados deben poder añadirse a la ontología sin que ello requiera la revisión de los términos existentes.
- *Principio de distinción*: la definición de conceptos disjuntos hace que no puedan tener instancias en común.
- *Diversificación de jerarquías* para aprovechar los mecanismos de herencia múltiple.
- *Modularidad*: minimiza el acoplamiento entre módulos.
- Minimización de la semántica entre conceptos hermanos, lo que significa que los conceptos similares son agrupados y representados usando las mismas primitivas.
- *La definición de conocimiento exhaustivo*: cuando se define un concepto indicando exhaustivamente los conceptos en los que se descompone.
- *Estandarización de nombres*: seguir unas pautas de nombrado, de modo que conceptos similares se nombren de forma parecida y sea más fácil entender la ontología

1.1.3 Problemas de las ontologías

En la práctica las ontologías tienen una serie de problemas ([110, 111]) a lo largo de todo su ciclo de vida, ya sea en el momento del desarrollo, cuando va a reutilizarse, combinarse o emparejarse con otra. Algunos de los principales problemas son comentados a continuación:

El primer caso descrito es la sobrecarga de la relación Es-Un, que tiene como principales consecuencias la confusión del sentido de la relación, la sobregeneralización, las taxonomías de roles y la confusión de la relación “es un tipo de” con los roles.

Las respuestas de los expertos a veces son inapropiadas, puesto que cuando se le pide una información a un experto del dominio, éste puede responder incorrectamente, bien porque no ha entendido correctamente la pregunta, o bien porque no comprende o no conoce las implicaciones que tiene su respuesta en la ontología.

Uno de los problemas para la reusabilidad de las ontologías radica en el nivel de detalle o granularidad, que suele venir determinado por el problema que se trate. Esto hace que diferentes ontologías de un mismo dominio sean incompatibles, debido a la sobregeneralización o incluso a que lo que en una son conceptos en otra son propiedades.

Existen muchos tipos de relaciones de dependencia, incluyendo niveles de realidad, entre el todo, las partes y su ambiente. Esto hace que sea necesario modelar una gran cantidad de relaciones para obtener una representación precisa.

Una de las grandes aportaciones que los investigadores proponen y ven como una ventaja es el poder eliminar la información irrelevante. Pero esto se convierte en un inconveniente cuando hay muchos modelos de información y conocimiento, y cuando se tiene que tener en cuenta a todos ellos para poder comprender el mundo real totalmente.

A menudo hay que tratar con términos ambiguos que tienen varios significados. En la aplicación de las ontologías, el principal problema que se plantea es la heterogeneidad semántica. Las mismas cosas están definidas de formas diferentes. Cada sistema o agente puede tener su propio esquema semántico para el mismo universo de discurso. Esto hace que cuando quieren

comunicarse deben alinear sus esquemas. En consecuencia, se busca la integración de los dominios de aplicación que permita la interoperabilidad de los sistemas [47].

1.1.4 Tipos de ontologías

Atendiendo a distintos criterios, se pueden obtener diversas clasificaciones no exhaustivas de las ontologías. En concreto, en función del nivel de generalidad [77, 96] se tienen distintos tipos de ontologías que ocupan distintos roles en el proceso de construcción de los sistemas basados en conocimiento. A continuación se describen los principales tipos en función del nivel de generalidad:

- *Ontologías de dominio*: capturan el conocimiento válido para un dominio concreto.
- *Ontologías de metadatos*: proporcionan un vocabulario para describir el contenido de los recursos de información online, como Dublin Core [153].
- *Ontologías de ámbito general*: pretenden alcanzar el conocimiento sobre el mundo, proporcionando conceptos básicos, como tiempo, espacio, etc.
- *Ontologías figurativas*: no pertenecen a ningún dominio particular. Proporcionan entidades figurativas sin especificar lo que debería ser representado. Contienen las primitivas de representación usadas para formalizar el conocimiento. Un ejemplo de ontología figurativa es Frame Ontology [100], donde se definen conceptos como frames, slots y slot de restricción.
- *Ontología de aplicación*: contiene el conocimiento necesario para modelar una aplicación concreta.
- *Ontologías de método y tarea*. Las ontologías de tarea proporcionan términos específicos para una tarea concreta y las ontologías de métodos proporcionan los términos específicos de los métodos para resolver un problema.

Atendiendo a su riqueza o a su estructura interna la clasificación sería la siguiente [97]:

- *Vocabulario controlado*: lista finita de términos.
- *Glosario*: lista de términos cuyos significados están expresados en lenguaje natural.
- *Tesauro*: proporciona una semántica adicional, dando una relación de sinonimia, pero sin especificar jerarquía alguna.
- *Jerarquía Es-Un informal*: su jerarquía no es estrictamente de subclases o relación Es-Un.
- *Jerarquía Es-Un formal*: mantiene una jerarquía de subclases estricta, lo que permite manejar herencia.
- *Jerarquías Es-Un formal que incluyen instancias*: se puede crear instancias para las clases.
- *Frames*: la ontología incluye clases y sus propiedades, que pueden ser heredadas por clases de más bajo nivel en la taxonomía.
- *Ontologías con restricciones de valor*: pueden tener restricciones para los valores que se les asocian a las propiedades.
- *Ontologías que expresan restricciones lógicas formales*: pueden especificar restricciones (generalmente con lógica de primer orden) entre términos usando lenguajes de ontologías para su descripción.

1.1.5 Lenguajes de ontologías

En esta sección se estudian los lenguajes más representativos que permiten la elaboración de ontologías. Las ontologías son teorías formales sobre un cierto dominio de discurso y además requieren un lenguaje lógico formal para expresarlas.

A principios de los noventa, las ontologías eran construidas principalmente usando técnicas de modelado de IA basadas en frames o lógica de primer orden (Cyc y Ontolingua). Posteriormente han surgido otras técnicas de representación del conocimiento basadas en técnicas de lógicas descriptivas que

han sido usadas para construir ontologías y nuevos lenguajes de descripción lógica como OIL, DAM+OIL o OWL [102].

Antes de codificar una ontología, es aconsejable plantearse las necesidades que se tienen en términos de expresividad y razonamiento, y qué lenguajes satisfacen estos requerimientos, ya que las características de los distintos paradigmas son muy distintas [97].

Existe una gran variedad de lenguajes para desarrollar ontologías, así que a continuación se describen brevemente los principales: CycL, KIF, Ontolingua, Frame Logic, las lógicas descriptivas, SHOE, XOL, XOL, RDF(S), OIL, DAML+OIL, OWL y microformatos.

CycL

Tanto CycL como KIF son representativos de los lenguajes de la lógica de predicados de primer orden enriquecida.

CycL tiene el propósito de especificar una gran ontología que proporcione inteligencia a los computadores. Aunque no se ha logrado ese objetivo, proporciona una de las mayores ontologías formalizadas. Es un lenguaje formal cuya sintaxis se deriva del cálculo de predicados de primer orden. Sin embargo, extiende la lógica de primer orden mediante el uso de conceptos de segundo orden. Los predicados son tratados como constantes en las expresiones. El vocabulario de CycL está formado por términos (constantes semánticas, términos no atómicos, variables, números, cadenas, etc.) y sentencias cerradas (sin variables libres) formadas con términos. El conjunto de sentencias forma el conocimiento base.

KIF (Knowledge Interchange Format)

KIF es un lenguaje diseñado para el intercambio de conocimiento entre sistemas heterogéneos (creados por distintas personas, con distintos lenguajes, etc.). De modo que los sistemas pueden interactuar con sus usuarios de la forma más apropiada para sus aplicaciones. A pesar de haberse concebido como un lenguaje de intercambio, KIF puede usarse también para expresar e intercambiar ontologías. Las siguientes características son esenciales:

1. El lenguaje tiene una semántica declarativa.
2. El lenguaje es lógicamente comprensivo y en general hace posible la expresión de sentencias lógicas arbitrarias.
3. El lenguaje proporciona un medio para la representación del conocimiento, lo que permite al usuario tomar decisiones de representación del conocimiento e introducir nuevas construcciones para representar el conocimiento si modificar el lenguaje.

KIF y CycL tienen características en común. Están orientados a la lógica de predicados y extienden la lógica de primer orden, al igual que permiten reificación de fórmulas como términos usados en otras fórmulas.

Ontolingua

Ontolingua y Frame Logic son representativos de las aproximaciones basadas en frames. Ambos están basados en frames corporativos y modelan entidades en lógica de primer orden, pero aplican estrategias muy distintas para ello. Sus entidades centrales son las clases (frames) con ciertas propiedades (atributos). Los atributos tienen un ámbito local a las clases en las que están definidos.

Ontolingua fue concebido para soportar el diseño y especificación de ontologías con una semántica lógica clara basada en KIF. Añade una sintaxis adicional a KIF para incluir los axiomas al formato de definición y un frame para definir objetos y frames como términos. La ontología de Frames, define el conjunto de expresiones KIF que Ontolingua permite. Así pues, especifica las entidades de representación que son soportadas por la sintaxis de propósito específico y el código en sistemas de representación basados en objetos (clases, slots, instancias). Una ontología hecha con Ontolingua está formada por definiciones de clases, relaciones, funciones, objetos, y axiomas que relacionan estos términos.

Frame Logic

Frame Logic es un lenguaje para especificar bases de datos orientadas a objetos, sistemas de frames y programas lógicos. Su principal logro es integrar las

construcciones de modelado conceptual (clases, atributos, dominio y restricciones de rango, herencia, axiomas) en un marco de trabajo lógico y coherente. Básicamente proporciona clases, atributos (con un dominio y rango), jerarquía Es-Un (con inclusión de un conjunto de subclases y herencia múltiple de atributos) y axiomas lógicos que pueden ser usados para caracterizar las relaciones entre elementos de una ontología y sus instancias. El alfabeto de F-Logic tiene un conjunto de funciones y variables.

En este contexto un término se entiende como un término de primer orden compuesto de funciones y símbolos como en el cálculo de predicados. Las fórmulas se construyen a partir de los símbolos del alfabeto, los conectores y los cuantificadores.

La principal diferencia entre Ontolingua y Frame Logic es que Ontolingua aplica una semántica estándar de lógica de predicados y usa axiomas para excluir modelos que no se acomodan con la semántica de sus entidades de modelado. Mientras que Frame Logic proporciona una semántica más compleja comparada con la lógica de predicados, siendo las entidades de modelado explícitamente definidas en la semántica de Frame Logic.

Lógicas descriptivas

Las lógicas de descripción, también llamadas lógicas descriptivas, forman una importante clase de lenguajes de representación del conocimiento basados en lógica. Las lógicas descriptivas buscan una parte de la lógica de primer orden con alto poder de expresividad y que todavía tengan un procedimiento de inferencia decidible y eficiente. Una característica de las lógicas descriptivas es que los conceptos (clases) pueden ser definidos intensionalmente en términos de descripciones que especifican propiedades que los individuos (objetos) deben satisfacer para pertenecer al concepto. Las lógicas descriptivas describen el conocimiento en términos de conceptos y restricciones (axiomas) usadas para generar automáticamente taxonomías.

Una representación formal que use estas lógicas se divide en el conjunto terminológico (Tbox), el conjunto con los axiomas de roles (RBox) y el conjunto de declaraciones (ABox).

Tabla 1: Características de las lógicas descriptivas

Constructores de conceptos \mathcal{F} , funcionalidad: $\leq 1R$ \mathcal{Q} , número de restricciones calificadas ² : $\geq nR.C, \leq nR.C$ \mathcal{N} , número de restricciones no calificadas: $\geq nR, \leq nR$ \mathcal{O} , nominal (one-of)	Constructores de roles \mathcal{I} , rol inverso: R^- \sqcap , rol intersección: $R \sqcap S$ \sqcup , rol unión: $R \sqcup S$ \neg , rol complemento: $\neg R$ \circ , rol composición: RoS $*$, clausura transitivo-reflexiva: R^* id , concepto identidad: $id(C)$
Axiomas de conceptos (TBox) TBox vacía TBox acíclica TBox general	Axiomas de roles (RBox) \mathcal{S} , rol transitivo: $Tr(R)$ \mathcal{H} , rol jerárquico: $R \subseteq S$ \mathcal{R} , inclusión de roles complejos: $RoSR \subseteq, RoS \subseteq S$

El grado de expresividad definido para cada conjunto determina el tipo de lógica descriptiva con la que se está trabajando y su complejidad. Un recurso muy útil para comprender la expresividad y complejidad del razonamiento para las distintas lógicas es [177].

La tabla 1 muestra el conjunto de características o propiedades que se puede seleccionar en [177] para los constructores de conceptos y roles, y para los axiomas de conceptos y roles. Con cada selección posible se obtiene la lógica que define, algunas propiedades que cumple e información sobre su complejidad. Además, la aplicación proporciona la bibliografía y referencias para la información que muestra, indicando en ocasiones hasta el teorema o corolario en el que se demuestra.

SHOE (Simple HTML Ontology Extensions)

SHOE [103] fue uno de los primeros intentos para definir un lenguaje de ontologías para el desarrollo en la web. Es un lenguaje basado en frames con sintaxis XML (Extensible Markup Language) que podría embeberse en documentos HTML (HyperText Markup Language). Usa URIs (Uniform Resource Identifier) para referenciar e incluye directivas que permiten importar otras ontologías, renombrar constantes locales importadas y añadir información de versiones y compatibilidad de ontologías.

XOL (Ontology Exchange Language)

XOL [107] es un lenguaje de intercambio de ontologías basado en XML. Aunque fue diseñado para el intercambio de ontologías de bioinformática, puede usarse con ontologías de cualquier dominio. Fue diseñado a raíz de un estudio sobre lenguajes de ontologías de BioOntology Core Group. El estudio determinó que no existía un lenguaje de intercambio de ontologías que satisficiera los requerimientos de la comunidad bioinformática. Así pues, el grupo necesitaba un lenguaje con la semántica de sistemas de representación del conocimiento orientados a objetos. XOL fue diseñado para cumplir estos requisitos con una sintaxis basada en XML.

XOL usa una aproximación genérica para definir ontologías, con lo que un conjunto sencillo de etiquetas en XML definidas para XOL puede describir cualquier ontología. Esto le da simplicidad, ya que sólo es necesario definir un DTD (Document Type Definition).

RDF y RDF Schema (Resource Description Logic)

El modelo de datos RDF es equivalente a una red semántica de representación de conocimiento [97] en la que los nodos representan los conceptos, instancias de conceptos y valores de propiedades. Los arcos unidireccionales representan las propiedades de conceptos o las relaciones entre ellos. Este modelo tiene la limitación de no poder expresar valores por defecto y restricciones de cardinalidad en los atributos.

El modelo de datos RDF tiene tres componentes: recursos (cualquier tipo de dato descrito en RDF), propiedades (atributos o relaciones para describir los recursos) y declaraciones (asignan un valor a una propiedad).

RDF Schema (RDFS) fue definido sobre el lenguaje RDF para ofrecer un vocabulario particular para modelar clases y jerarquías de propiedades y otras primitivas básicas que puedan ser referenciadas desde modelos RDF. Sin embargo carece de capacidades para describir la semántica de conceptos y relaciones mas allá de aquella provista por los mecanismos de herencia. Eso lo hace un lenguaje muy débil aún para el mas austero de los sistemas basados en conocimiento [148].

OIL (Ontology Inference Language)

OIL [78] unifica tres importantes aspectos que aportan las diferentes comunidades: epistemológicamente enriquece las entidades de modelado (proporcionado por la orientación a frames), da soporte para razonamiento eficiente y semántica formal (proporcionado por la lógica descriptiva), y un estándar para notaciones de intercambio sintáctico (proporcionado por la comunidad Web).

La lógica descriptiva describe el conocimiento en términos de conceptos y restricciones que son usadas para crear automáticamente taxonomías.

En el sistema basado en frames las entidades de modelado son las clases (por ejemplo frames) con ciertas propiedades de ámbito local llamadas atributos. Permite la definición de superclases y relaciones entre las clases que pueden tener un dominio y un rango.

Para la sintaxis se usan estándares Web existentes de representación de información. En primer lugar, OIL tiene una sintaxis bien definida en XML mediante un DTD y un XML Schema. En segundo lugar, OIL es por tanto una extensión de RDF y RDFS. RDFS proporciona una sintaxis estandarizada junto con las relaciones instance-of y subclass-of.

DAML+OIL

DAML+OIL [124] unifica DAML y OIL. Hereda muchas de las características de OIL, pero se aleja del modelo basado en clases (frames) y potencia la lógica descriptiva. Proporciona las entidades de modelado que normalmente se encuentran en lenguajes basados en frames y tiene una semántica clara y bien definida. Esto hace que soporte el uso de razonadores como RACER [127] para realizar clasificación y detección de inconsistencias.

OWL (Ontology Web Language)

OWL [105, 165] es una recomendación de la W3C y surge como una revisión del lenguaje DAM+OIL. Hay dos estilos de uso de OWL. En primer lugar OWL DL y OWL Lite, donde sólo están permitidas algunas construcciones y estas construcciones pueden ser combinadas de formas concretas. Esto hace

posible la decibilidad de la inferencia y la posibilidad de razonar mediante la expresión de una lógica descriptiva. En segundo lugar, OWL Full, donde los grafos están permitidos. Los beneficios que aporta este estilo son la total compatibilidad con RDF y una mayor expresividad.

Micro formatos (μF)

Los microformatos³ son un enfoque de etiquetado que facilita la estructuración de textos mediante la reutilización de etiquetas existentes en HTML/XHTML. Sin embargo, están más centrados en la persona que en la máquina y por lo tanto un usuario no experto puede crear su propio vocabulario [17].

Por otro lado, GRDDL (Gleaning Resource Descriptions from Dialects of Languages) [164] es una especificación de la W3C para el etiquetado basado en estándares existentes para declarar que un documento XML incluye datos compatibles con RDF y para enlazarlos con algoritmos y así extraer datos del documento. Con GRDDL se pueden transformar los datos que se desean compartir en un formato que puede ser utilizado y transformado para aplicaciones más estrictas. De este modo se crea un puente entre los microformatos y la Web Semántica.

La terminología correspondiente a OWL es clase, propiedad y objeto, mientras que en lógicas descriptivas se utiliza concepto, rol e individuo respectivamente. No obstante, ambas terminologías son intercambiadas indistintamente de forma frecuente.

OWL 2

Este lenguaje es la última recomendación de la W3C [166] y es el resultado de la revisión y extensión de OWL. OWL2 tiene prácticamente la misma estructura que OWL1, pero se ha incluido nueva funcionalidad mediante elementos sintácticos para facilitar la escritura de ciertos patrones y otros elementos que añaden nueva semántica al lenguaje. En concreto OWL2 incluye [167]:

³<http://microformats.org/>

- Nuevos constructores de propiedades para incrementar la expresividad: restricciones de propiedades adicionales, nuevas características de propiedades, incompatibilidad de propiedades, cadenas de propiedades y llaves.
- Nuevas opciones en el uso de tipos de datos primitivos (datatypes): extra datatypes y restricciones de datatype, constructores sintácticos que se necesitan para crear relaciones n-arias, definición de datatypes y combinación de rangos.
- Relajación en las restricciones de metamodelado permitiendo en algunos casos diferentes usos para elementos con el mismo nombre.
- Extensión de las anotaciones de modo que se pueden anotar ontologías, entidades de la ontología, individuos anónimos, axiomas y las propias anotaciones.

OWL2 incluye además tres nuevos tipos de sublenguajes: OWL2 EL, OWL2 QL, OWL2 RL. El sublenguaje que se ha de utilizar depende del nivel de expresividad que se requiera, la importancia del razonamiento de clases y datos, el tamaño de la ontología o de si la escalabilidad es un elemento crítico.

1.1.6 Herramientas para desarrollar ontologías

Para poder usar esta tecnología es necesario que existan herramientas que faciliten su uso, por ejemplo herramientas que faciliten su creación eludiendo la sintaxis engorrosa de algunos lenguajes, herramientas que faciliten la fusión de varias ontologías o herramientas de anotación. En particular, según [77] se necesitan los siguientes elementos:

- Lenguajes de ontologías para expresar y representar ontologías.
- Editores de ontologías y construcción semiautomática de ontologías para construirlas.
- Reutilizar y combinar ontologías, con herramientas que permitan crear ontologías reutilizando otras existentes.
- Razonamiento con ontologías: Inferencia para habilitar servicios de consulta avanzados, soporte de creación de ontologías y ayuda en el mapeo entre distintas ontologías.

- Herramientas de anotación que permitan que la información no estructurada y semiestructurada sea anotada con ontologías.
- Herramientas basadas en ontologías para la navegación y el acceso a la información.

Los editores de ontologías deben ayudar a los ingenieros del conocimiento a construir ontologías, permitiendo la definición de la jerarquía de conceptos, atributos, axiomas y restricciones mediante una interfaz gráfica. También permiten la inspección, exploración, codificación y modificación de las ontologías para permitir su desarrollo y mantenimiento.

A continuación se describen ejemplos de herramientas de desarrollo de ontologías:

- Protégé⁴: Es una plataforma de código abierto que implementa un variado conjunto de estructuras para modelado de conocimiento y posibilidades para creación, visualización y manipulación de ontologías en varios formatos de representación. Protégé puede ser personalizado para crear modelos de conocimiento y entrada de datos de forma más amigable configurando las entidades gráficas en formularios que se asocian a cada clase. Protégé soporta dos modos de modelar ontologías, la primera permite crear ontologías de acuerdo con OKBC (Open Knowledge Base Connectivity). Este modelo permite crear una jerarquía de clases con campos (slots) asociados a las clases e instanciar dichas clases. El segundo modelo permite crear ontologías para Web Semántica en OWL. Con este modelo una ontología incluye clases, propiedades, definiciones e instancias.
- KAON2⁵: Es el sucesor del proyecto KAON [132] y su principal diferencia es que este está basado en OWL-DL y frames.
- TopBride⁶: Aplicación desarrollada como un complemento de eclipse usada para crear ontologías, configurar integración de fuentes de datos y crear informes y formularios.

⁴<http://protege.stanford.edu>

⁵<http://kaon2.semanticweb.org/>

⁶http://www.topquadrant.com/products/TB_Composer.html

- **OntoEdit⁷**: Permite el desarrollo de ontologías mediante medios gráficos. Está construido sobre un modelo interno que puede ser serializado usando XML. Soporta F-Logic, RDF-Schema y OIL. Permite definir conceptos, relaciones e instancias. El sistema es multilingüe, ya que cada nombre de concepto, relación o documentación puede ser introducido en varios idiomas, aunque internamente el sistema usa un único identificador.
- **WebOnto⁸**: Es un applet de Java que permite a los usuarios explorar y editar modelos de conocimiento online.
- **OilEd⁹**: Es un editor de DAML+OIL que permite a los usuarios crear ontologías. La actual versión de OilEd no proporciona un entorno completo de desarrollo de ontologías, ya que no soporta: el desarrollo de ontologías a gran escala, la migración e integración de ontologías, razonamiento y muchas otras actividades implicadas en la construcción de una ontología. Es definido por los propios desarrolladores como el “NotePad” de los editores de ontologías.
- **WebODE¹⁰**: Permite especificar las ontologías a un alto nivel conceptual rellenando formularios y dibujando gráficos. La herramienta tiene chequeo de consistencia, un mecanismo de inferencia, un constructor de axiomas, un servicio de documentación y permite la eliminación gráfica de relaciones y combinación de ontologías. Las ontologías son almacenadas en una base de datos relacional, pero permite exportar a RDF, Prolog, X-CARIN, OIL, Java/Jess, DAML+OIL, UML y OWL e importar desde RDF, DAML+OIL, UML y OWL.

1.1.7 Guías de desarrollo de una ontología

Normalmente, cada desarrollador sigue sus propios principios, criterios de diseño y fases en el proceso de desarrollo. Algunos ejemplos son el método

⁷<http://www.ontoknowledge.org/tools/ontoedit.shtml>

⁸<http://kmi.open.ac.uk/projects/webonto>

⁹<http://oiled.man.ac.uk>

¹⁰<http://webode.dia.fi.upm.es/WebODEWeb/index.html>

de Uschol and King's [161, 162], el utilizado en el proyecto KACTUS [146], o en el proyecto Sensus[155], el método Methontology [79], o el On-To-Knowledge[97], etc. La ausencia de acuerdo en las guías y métodos para el desarrollo de la ontología impide la existencia de ontologías consensuadas en la comunidad de desarrolladores, aplicaciones finales, la extensión de una ontología por otros autores y la reutilización en otras ontologías [96].

La mayoría de los métodos y metodologías para construir ontologías están centrados en el desarrollo de actividades, especialmente en la conceptualización de la ontología y la implementación, de modo que no se pone suficiente atención en otros aspectos importantes relacionados con la gestión, aprendizaje, fusión, integración, evolución y evaluación de ontologías [97].

De acuerdo con lo indicado y teniendo en cuenta las referencias citadas, se resumen los principales pasos a seguir para construir una ontología:

1. *Identificar el propósito y el ámbito.* Los escenarios o contextos en que usarán la ontología suponen requerimientos para la ontología y dan una idea inicial de la semántica de la ontología. Este comienzo permite estudiar la viabilidad, el dominio y los objetivos de la ontología.
2. *Construir la ontología.* Para construir la ontología puede utilizarse un ciclo de vida incremental u orientado a prototipos según las necesidades del proyecto.
 - a) *Captura de conocimiento.* Permite identificar los conceptos y las relaciones en el dominio de interés. Las estrategias posibles para extracción de conocimiento son:
 - i. *Top-down.* Se identifican en primer lugar los conceptos más generales y se van especializando posteriormente.
 - ii. *Bottom-up.* Se identifican en primer lugar los conceptos más específicos y se van generalizando posteriormente.
 - iii. *Middle-out.* Se identifican en primer lugar los conceptos centrales y se generalizan y especializan posteriormente.
 - b) *Codificación.* Esta parte incluye la formalización de los conceptos y los axiomas usando un lenguaje de ontologías o una herramienta que genere código en el lenguaje de la ontología.

- i. Diseño preliminar, suponiendo que se siga una estrategia top-down, se obtiene un modelo inicial.
 - ii. Refinamiento de la ontología y estructuración para tener un diseño definitivo siguiendo los principios de modulación y organización jerárquica.
 - c) *Integración con otras ontologías existentes*. Si es posible, es aconsejable reutilizar ontologías para reducir tiempo de desarrollo y costes.
 - i. Inspeccionar el contenido y la granularidad de las ontologías candidatas.
 - ii. Seleccionar las ontologías a reutilizar y evaluarlas.
 - d) *Inferencia*. Proceso en el que se infiere la ontología completa.
3. *Evaluación*. La evaluación puede realizarse a lo largo de todo el proceso de desarrollo de la ontología. El proceso de evaluación implica un proceso de refinamiento posterior. La evaluación del usuario o experto y la evaluación técnica permiten detectar lo que se ha definido correctamente y lo que se ha definido incorrectamente. Debe comprobarse la consistencia, la completitud, la redundancia y la especificación de requisitos.
4. *Documentación*. Debe documentarse la ontología dependiendo del propósito de ésta. Deben documentarse los principales puntos de partida o suposiciones en los principales conceptos, así como las primitivas usadas para expresar las definiciones en la ontología.
5. *Mantenimiento*. Es importante determinar quien es el responsable del mantenimiento y como debe realizarse.

1.1.8 Particionamiento

Uno de los primeros trabajos realizados en torno a la temática del particionamiento de ontologías es presentado como particionado de una red semántica compleja y de gran tamaño en subredes disjuntas y más pequeñas (árboles) [101]. Su enfoque pretende que el vocabulario sea más comprensible a

los usuarios usando una representación gráfica de las unidades más importantes y significativas, puesto que si el vocabulario es demasiado extenso, deja de ser intuitivo.

Para alcanzar más simplicidad, se busca crear un conjunto de pequeños árboles donde cada concepto tiene un único padre. Por lo tanto, esta metodología perfecciona la relación taxonómica Es-Un de un conjunto de entidades de acuerdo con una serie de reglas dadas durante un proceso llevado a cabo conjuntamente por un usuario y un computador.

El estudio de la mejora de la comprensión de las particiones del vocabulario se hace en base a evaluación humana. En concreto, demostrando que dichas personas son capaces de alcanzar antes y de forma más precisa la solución de un problema dado si utilizan el vocabulario particionado.

1.1.9 Ontologías breves

Posteriormente, los conceptos de ontología redireccionable y ontología breve se introducen por primera vez en [57], donde definen la ontología breve como una ontología que incluye una pequeña cantidad de conocimiento que hacen referencia a conceptos que existen en una ontología más genérica. En dicho trabajo describen un sistema de movilización de conocimiento basado en ontologías, servicios web y una arquitectura multi-agente para tratar las peticiones y así obtener el conocimiento requerido.

Desde el punto de vista del usuario, la ontología redireccionable es usada para definir conceptos y valores a modo de palabras clave que serán consultados en la correspondiente ontología breve. A esta ontología se le llama redireccionable debido a su naturaleza móvil porque es usada entre el sistema y el dispositivo de usuario para realizar la comunicación entre ellos. Ambas ontologías son almacenadas en el servidor y la información general es accedida por medio de la ontología breve, que puede ser consultada usando un dispositivo remoto.

En general, el problema de dividir una ontología en cierto número de submódulos ha recibido mucha atención en los últimos años. En [109] se hace un estudio comparativo de cinco métodos existentes de poda que son aplicados a las bio-ontologías. Se describe qué métodos de poda son adecuados o

si deberían ser evitados mediante la descripción de sus beneficios e inconvenientes en los distintos casos descritos. En concreto, afirman que la bondad de cada método depende en gran medida en la consulta que se quiere hacer, de las características que debe tener la ontología y del uso que se le va a dar.

Se puede decir que los métodos que estudian tienen dos fases: la fase de selección para identificar los elementos relevantes conforme a los objetivos del usuario y la fase de posa que usa esa selección para descartar elementos que no son relevantes.

El primer método, el *bus de conocimiento* [139], elimina únicamente los elementos que no están relacionados a los conceptos relevantes. Para ellos, un concepto relevante C está relacionado a otro D si existe una secuencia que conecta C con D mediante relaciones taxonómicas o no taxonómicas.

El segundo método [140] comienza con la selección de términos semilla cuyos ancestros son considerados relevantes. Después, si una clase tiene muchos subtipos relevantes entonces todos los subtipos de esa clase que se hubieran descartado antes también pasan a ser relevantes.

El tercer método, las ontologías dinámicas [145], es una simplificación del anterior que obtiene diferentes vistas de la ontología con la información relativa a un concepto dado y a una petición de ampliación (zoom) del usuario.

El cuarto método, Text-To-Onto [121], utiliza una heurística para identificar los elementos relevantes usando un conjunto de documentos relevantes y un conjunto de documentos generales. Aquellos conceptos que aparezcan con mayor frecuencia en el primer conjunto son los conceptos relevantes de la ontología.

En el quinto método [49], la selección de los conceptos de interés directo se puede realizar con diferentes estrategias. Después se podan conceptos y restricciones irrelevantes¹¹, se podan los padres innecesarios y se podan caminos con generalizaciones innecesarias.

En [137] se realiza también una revisión orientada a las ontologías modulares que se centra en las técnicas basadas en formalismos lógicos o teorías

¹¹una restricción es irrelevante si alguno de sus elementos ha sido podado.

de grafos. A continuación se describen dos ejemplos más recientes que son representativos de las tendencias en este área de trabajo.

En [154] se describe una herramienta que divide una ontología de gran tamaño en un conjunto de módulos que contengan los conceptos semánticamente conectados entre sí. El criterio para construir estos módulos es maximizar las relaciones semánticas entre conceptos de un módulo y minimizar a su vez las dependencias fuertes entre módulos. Este enfoque es particularmente beneficioso para la visualización de ontologías de gran tamaño y para la extracción de temas clave.

Dicha ontología es automáticamente traducida a un grafo con pesos en el que los conceptos son representados por los nodos y los arcos representan las dependencias (propiedades estructurales) a las que se les asignan los pesos en función de la fuerza de la dependencia. Estas propiedades pueden ser relaciones Es-Un, relaciones de dominio y rango, o la utilización de un concepto para definir otro. Posteriormente, se hace una modularización inicial en base al criterio establecido y se termina con una fase de optimización de módulos para reducir las conexiones entre ellos mediante operaciones como el aislamiento, la combinación o el duplicado de conceptos.

En [131] se introduce el concepto de vista transversal para las ontologías como una idea similar al significado que tienen las vistas en las bases de datos. Además, sugieren dos diferentes mecanismos para implementarlas, definiendo conceptos de inicio para un algoritmo transversal o definiendo meta-información sobre la ontología para describir cómo y en qué perspectivas deberían aparecer los conceptos y relaciones. Además, las vistas para ontologías también pueden ser creadas de forma equivalente a las de bases de datos, especificando una consulta con un lenguaje como SPARQL (SPARQL Protocol And RDF Query Language), que permite realizar consultas sobre ontologías (enfoque basado en consultas).

Por ejemplo, si un usuario tiene un conocimiento más o menos extenso sobre un tema, entonces la información deberá mostrarse en función de este criterio, ocultando o no los detalles más técnicos que están dirigidos a usuarios avanzados.

De los trabajos anteriormente descritos, cabe destacar dos problemas abiertos, la falta de métricas que permitan la comparación de diferentes métodos

y la realización de los procesos de poda sobre las propias definiciones de conceptos.

Por otro lado, la movilización de conocimiento consiste en hacer que el conocimiento esté disponible en tiempo real de forma que esté adaptado al contexto de uso y a las necesidades y perfil del usuario [108]. En otras palabras, la movilización del conocimiento debería proporcionar el conocimiento adecuado para posibilitar la toma de decisiones sin importar el lugar en el que se encuentre.

Diversas teorías y tecnologías (muchas de ellas provenientes de las áreas de sistemas inteligentes y soft computing) han sido propuestas para llevar a cabo la movilización. Entre ellas, la Web Semántica y las ontologías juegan un papel crucial en la construcción de dicho conocimiento [138].

La gestión de conocimiento es especialmente relevante en aplicaciones afectadas por una sobrecarga de información en el dominio. De hecho, la sobrecarga de información es descrita como una situación en la que un usuario es provisto con más información de la que puede asimilar, bien porque necesitaría demasiado tiempo o bien porque no puede separar los hechos interesantes de los hechos irrelevantes [75].

Los sistemas deben sostenerse sobre representaciones suficientemente robustas como para tener en cuenta que es relevante para el usuario dependiendo de factores más allá de la consulta a resolver (entorno, preferencias, acciones previas, etc.). Toda esta información utilizada para caracterizar la situación es denominada *contexto* [58].

Estos sistemas incluyen dos tipos de conocimiento que son habitualmente representados mediante ontologías diferentes: el conocimiento específico del dominio de la aplicación y el conocimiento que describe el contexto de la situación.

Si la relevancia de una parte del dominio para un contexto dado se representa por una relación entre una descripción ontológica de la situación y una definición ontológica del dominio, entonces es el caso de un modelo CDS (Context-Domain Significance pattern).

Por el contrario, si contexto y dominio se encuentran en la misma ontología, entonces puede usarse un algoritmo transversal semejante al presentado

en [131] para la extracción de la porción de conocimiento relevante en base a la definición de las relaciones que son significativas y los conceptos del contexto [92].

1.2 Evaluación de Impacto Ambiental

Antes de realizar el diseño de la ontología de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), se van a precisar los conceptos de medio ambiente y EIA, para comprender el marco sobre el que se basa el contenido del resto del documento.

Existen tres términos diferentes que se pueden utilizar para designar el concepto ambiente: medio, ambiente y medio ambiente [86]. La mayor parte de los autores utilizan indistintamente los tres términos como sinónimos, aunque cada uno de ellos tiene un origen diferente y por tanto un matiz semántico distinto. Así la palabra medio se podría definir como el elemento en el que vive una persona, animal o cosa y el ambiente como el conjunto de factores bióticos y abióticos que actúan sobre los organismos y comunidades ecológicas, determinando su forma y desarrollo. Según el diccionario de la Real Academia Española de la Lengua, medio ambiente es el conjunto de circunstancias que rodean a los seres vivos.

El término medio ambiente se define en [147] como un conjunto de factores abióticos o fisicoquímicos (clima, topografía, suelo, etc.) y de factores bióticos o factores tróficos (parasitismo, predación, competencia, etc.) que regulan y condicionan la existencia de los seres vivos.

Según [50] y [98] medio ambiente es el entorno vital; el conjunto de factores físico-naturales, sociales, culturales, económicos y estéticos que interactúan entre sí, con el individuo y con la comunidad en la que vive, determinando su forma, carácter, relación y supervivencia. No debe considerarse pues, como el medio envolvente del hombre, sino como algo indisociable de él, de su organización y de su progreso.

1.2.1 Herramientas de preservación y sostenibilidad

La sociedad esta cada vez más concienciada y poco a poco se está dotando a las administraciones de más herramientas para preservar el medio que nos rodea. Estas herramientas tienen como principal objetivo la prevención de los impactos ambientales, su mitigación o su corrección en el peor de los casos. Dichas herramientas consisten en procedimientos o legislación. A continuación se describen algunos ejemplos de interés.

La evaluación ambiental estratégica (EEA) desarrollada por la directiva 2001/42/CE relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente [60] tiene como objetivo proteger el medio ambiente e integrar aspectos medioambientales en la preparación de adopción de planes y programas, garantizando una evaluación medioambiental de los planes y programas que puedan tener efectos significativos en el medio ambiente. Esta ley se lleva al marco legislativo nacional mediante la ley 9/2006, que recibe el mismo nombre [116]. En definitiva, estas leyes tienen por objeto la evaluación de las consecuencias ambientales que determinadas políticas, planes y programas pueden producir en el territorio, en la utilización de recursos naturales y por tanto alcanzar un desarrollo sostenible y equilibrado [50].

Por ejemplo, la directiva señalada indica, en su artículo 3, que esta ley es de aplicación a la ordenación del territorio urbano y rural que tiene como competencia establecer los usos del suelo, permitiendo fomentar el desarrollo económico, gestionar de manera responsable los recursos naturales y proteger el medio.

El objetivo básico de las Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA) es evitar posibles errores y deterioros ambientales que resultan costosos de corregir posteriormente, entrando de lleno en esta temática el dicho popular “Es mejor prevenir que curar” [50].

La EIA es una herramienta para apoyar la toma de decisiones a nivel de políticas, planes, programas y proyectos, ya que incorpora variables que tradicionalmente no han sido tenidas en cuenta durante su planificación, diseño o implantación. La EIA se aplica no sólo a grandes proyectos de inversión, sino también a actividades de desarrollo que involucren planes y programas

de ordenamiento territorial, políticas y alternativas de acción, entre otras, que requieren de una variedad de proyectos individuales, evitando de esta forma los efectos acumulativos a nivel regional.

Desde un punto de vista administrativo la EIA es un procedimiento jurídico-administrativo que conduce a la aceptación, modificación o rechazo de un proyecto por parte de las distintas Administraciones Públicas competentes. Según el Real Decreto 1.131/1998 que aprueba el reglamento sobre evaluación de impacto ambiental en España [141, 142], se define como el conjunto de estudios y sistemas que permiten estimar los efectos que la ejecución de un determinado proyecto, obra o actividad, causa sobre el medio ambiente [50].

Desde un punto de vista técnico, la EIA es un proceso de análisis para identificar (relaciones causa-efecto), predecir (cuantificar), valorar (interpretar) y prevenir (corregir de forma preventiva) el impacto ambiental de un proyecto en el caso de que se ejecute [98].

Desde el punto de vista de la ordenación del territorio, la EIA puede considerarse como un instrumento para la regulación del uso del suelo, cuya mayor virtualidad la adquiere cuando se utiliza en la normativa de un plan para controlar la localización y desarrollo de actividades [98].

La evaluación de impacto ambiental, en el contexto actual, se entiende como un proceso de análisis que anticipa los futuros impactos ambientales positivos y negativos de acciones humanas, permitiendo seleccionar las alternativas que, cumpliendo con los objetivos propuestos, maximicen los beneficios y disminuyan los impactos no deseados. Esto hace que sólo tenga sentido si se puede influir en el desarrollo futuro del proyecto, por ello su aplicación debe hacerse en las etapas de prefactibilidad o de diseño de los proyectos de inversión [12].

La directiva europea relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación (IPPC) [62] y las leyes que la desarrollan, proporcionan un mecanismo para prevenir la contaminación de una serie de industrias, gestión de residuos y actividades agrícolas que se etiquetan como actividades con alto potencial contaminante.

Esta directiva proviene de la anterior directiva IPPC [65] que se incorporó al marco legislativo nacional mediante la Ley 16/2002 de prevención y control integrados de la contaminación [115]. En concreto, el enfoque integrado

que se estableció en la Ley 16/2002 se incorporó en Andalucía a su legislación autonómica de gestión integrada de calidad ambiental (GICA) [117] en 2007, obligando en muchos casos a realizar una evaluación de impacto ambiental previa a la autorización de puesta en marcha de una actividad que pueda dañar el medio ambiente.

Los vertederos son un caso concreto de actividad que está sujeta a la EIA, dado su alto potencial contaminante. Esta actividad se ha convertido en un problema de contaminación en muchas partes del mundo, debido a la existencia de un gran número de puntos de vertido, cuyas condiciones ambientales son desconocidas. Esta contaminación afecta en nuestro país a un gran número de comunidades, por no decir a todas. Debido al gran número de puntos de vertido y a las exigencias requeridas por la Directiva 31/99/CE y su trasposición al ordenamiento jurídico interno mediante el Real Decreto 1481/2001, la adecuación de los lugares impactados por el vertido presenta un nuevo horizonte en la gestión de los residuos sólidos urbanos.

1.2.2 Metodologías de EIA

Una Evaluación de impacto suele incluir entre otras, la identificación de impactos, la descripción del medio afectado y la predicción y estimación de impactos. Las técnicas y métodos usualmente aceptados miden tanto los impactos directos como la acumulación de impactos ambientales y la inducción de riesgos potenciales. Se tienen en cuenta variables físicas, químicas, ecológicas, históricas y socioeconómicas, dependiendo de como representen o influyan en las alteraciones ambientales producidas por la acción humana.

Existen diversas clasificaciones de las metodologías usadas en la EIA, pero una de las más completas y exhaustivas es la realizada en [42]. Esta clasificación se muestra en la tabla 2. A continuación se van a describir los métodos básicos para la identificación y valoración de impactos ambientales de mayor relevancia.

Tabla 2: Metodologías para la identificación y valoración de impactos ambientales

Análogos (escenario parecido, estudio de caso)	Matrices
Listas de chequeo (simple, descriptivas, cuestionarios)	Seguimiento (línea base)
Listas de chequeo de decisión-dirigida	Monitoreo
Análisis Costo Beneficio Ambiental	Redes
Opinión de expertos (Juicio Profesional, Delphi)	Índices o indicadores
Sistemas Expertos	Fotografías/Fotomontajes
Laminas de mapas por medio de SIG	Modelación cualitativa
Pruebas de Laboratorio y modelos a escala	Modelación cuantitativa
Evaluación del paisaje	Evaluación del riesgo
Revisión de literatura	Escenarios contruidos
Calculo de balance de (inventarios) Masa	Tendencia extrapolada

Matrices causa-efecto

Las matrices causa-efecto varían desde las más sencillas en las que se consideran únicamente las actividades del proyecto y los impactos en los elementos del medio, hasta las más estructuradas en las que se reflejan las interrelaciones que hay entre los distintos factores ambientales. Las matrices pueden hacerse con carácter general o específicas para un problema particular.

Una matriz causa-efecto simple tiene en una componente las acciones o actividades del proyecto y en la otra los factores ambientales que se van a tener en cuenta. Si una acción repercute en un factor ambiental, se activa la intersección de la matriz y se describe su magnitud e importancia. Un ejemplo es la matriz de Leopold, que fue una de las primeras metodologías de EIA.

En el caso de la matriz de Leopold, el eje vertical contiene ochenta y ocho elementos ambientales que pueden ser afectados, y el eje horizontal cien acciones con potencial de causar impactos, para un total de ocho mil ochocientas posibles interacciones [114].

Las matrices por etapas (matriz de impactos cruzados) se utilizan para los impactos secundarios y terciarios derivados de las acciones del proyecto. En esta matriz los factores ambientales se muestran contrastados con otros factores ambientales. Muestran las consecuencias de los cambios directos que se han producido por las acciones del proyecto sobre otros factores ambientales.

Listas de chequeo o checklist

Consiste en listas de impactos potenciales, que varían desde los listados de componentes ambientales, hasta los sistemas que incluyen la ponderación de importancias para cada factor, y la aplicación de técnicas de escalas para los impactos de cada alternativa en cada factor [41].

Método Battelle - Columbus

Esta metodología emplea una descripción de los factores ambientales de forma jerárquica. Emplea indicadores ambientales y funciones de transformación para estimar la calidad ambiental. El análisis global del proyecto se realiza mediante la suma ponderada de Calidad Neta de cada factor.

Método de Valoración Cualitativa

De manera general, este método se fundamenta en el método de matrices causa-efecto, derivadas de la matriz de Leopold con resultados cualitativos, y del método del Instituto Battelle-Columbus, con resultados cuantitativos que consisten en un cuadro de doble entrada. En dichas columnas figuran las acciones impactantes y en las filas los factores ambientales susceptibles de recibir los impactos [50]. La metodología puede resumirse en los siguientes pasos:

- Describir el medio como un conjunto de factores ambientales afectados por el proyecto o actividad en estudio.
- Describir el proyecto o actividad evaluada como un conjunto de acciones básicas, perfectamente caracterizadas.
- Identificar los impactos que cada acción definida tiene sobre cada factor ambiental identificado.
- Caracterizar cada impacto mediante la estimación de su importancia.
- Analizar la importancia global de la actividad sobre el medio, a partir de las importancias caracterizadas anteriormente [68].

Listas de control

Las listas de control consisten en una lista exhaustiva de factores ambientales que pueden verse afectados por algún proyecto, actividad o acción. Son útiles para una aproximación inicial, pero presentan grandes limitaciones, puesto que son rígidos, no identifican impactos indirectos, probabilidades de ocurrencia o riesgos, no informan sobre la localización del impacto y no permiten determinar los impactos prioritarios.

Existen diversos tipos de listas de control, las principales son los listados simples, los descriptivos, los escalonados y los cuestionarios.

Grafos y diagramas de flujo

Permiten crear cadenas de impactos primarios y secundarios en base a una relación de causalidad. Se complican mucho a medida que aumentan las acciones y los impactos involucrados, por eso se suelen utilizar para casos sencillo o simplificaciones.

Esta técnica es complementaria a otras, ya que son muy intuitivos, pero no son utilizables únicamente como metodología de evaluación, puesto que no facilitan la cuantificación y se limitan a las relaciones causa-efecto lineales.

Redes

Las redes son grafos en los que se indican los impactos de cada actividad ordenados jerárquicamente (primarios, secundarios, terciarios...). Las relaciones entre los factores ambientales son complejas y están interconectadas entre sí. Estas interconexiones permiten identificar los impactos secundarios, siendo las condiciones causantes del impacto establecidas a partir de la lista de actividades del proyecto.

Las redes son buenas para encontrar fácilmente los impactos indirectos o secundarios y proporcionan una visión global de los impactos. Además, cuando los proyectos son grandes pueden cobrar mayor importancia para determinar las interacciones mutuas.

Los principales problemas de las redes son que cuando la red es muy densa se hace más difícil su interpretación y da apoyo a la decisión de si un impacto es importante o no.

Las reuniones de expertos

Es un método informal en el que se consulta a un grupo de expertos relacionados con el tema de interés. La informalidad del método hace que sea flexible y que se pueda adaptar a cualquier proyecto, pero el resultado depende de la propia experiencia y disponibilidad del experto. Cada proyecto requiere un grupo específico de expertos que se adapte a las peculiaridades del proyecto y no ofrecen ninguna garantía de ser exhaustivos.

Una de las complicaciones que presenta el método es encontrar un grupo de expertos adecuado para cada proyecto. El método es efectivo cuando se usa para problemas muy concretos y específicos, en cuyo caso si llega a ser posible alcanzar exhaustividad, porque en este caso no existen los problemas de interdisciplinarios.

Los expertos son útiles para identificar impactos, determinar medidas de mitigación y prevención y para establecer procedimientos de seguimiento y control.

Los expertos también se utilizan para apoyar los sistemas expertos basados en conocimiento con problemas de dominio específico.

La cartografía ambiental o superposición de mapas (overlay)

Una técnica habitual es la superposición de mapas, donde se tienen mapas que contienen información de impactos individuales y se combinan entre ellos y con otros factores para obtener un impacto global. Esta combinación se hace por superposición de transparencias. Los mapas pueden identificar, predecir y asignar un valor representativo a cada impacto.

Este método es especialmente útil cuando los impactos varían en función de su localización espacial. Lo que hace que faciliten el estudio de alternativas.

El método tiene algunas limitaciones, ya que todas las variables no pueden expresarse en base a los mapas. Elementos como la probabilidad, dinámica o reversibilidad están ausentes.

Sistemas de Información Geográficos

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) surgen como una herramienta que aporta soluciones a problemas geográficos complejos, para apoyar la toma de decisiones.

En la EIA son útiles para la identificación y valoración del estado preoperacional del medio, la elaboración de inventarios de los factores ambientales y la creación de la cartografía asociada, identificación y valoración de impactos potenciales, y la selección de alternativas.

Esta técnica cobra cada vez más importancia, debido al auge de los SIG. En la actualidad existe una amplia cartografía de calidad y accesible, pero muy poca información de la requerida para estudios de EIA está disponible de forma que pueda ser cargada en un SIG.

Este método es especialmente útil cuando los valores de las variables varían en función de su localización espacial, ya que surge como una herramienta que mejora el método de superposición de mapas.

1.2.3 Dificultades inherentes a la evaluación ambiental

Una Evaluación de impacto suele incluir entre otras, la identificación de impactos, la descripción del medio afectado y la predicción y estimación de impactos. Las técnicas y métodos usualmente aceptados miden tanto los impactos directos como la acumulación de impactos ambientales y la inducción de riesgos potenciales. Se tienen en cuenta variables físicas, químicas, ecológicas, históricas y socioeconómicas, dependiendo de como representen o influyan en las alteraciones ambientales producidas por la acción humana.

Los elementos básicos de estas metodologías son los factores ambientales, las acciones y los impactos. Estas metodologías buscan detectar cuando una acción repercute en un factor ambiental para producir un impacto. Buscan detectar todos los impactos de un proyecto, y cuando es posible, detectar también los impactos indirectos, donde y con que grado se producen.

Pese a la gran variedad de tipos de evaluaciones ambientales existentes, es posible reconocer en todas ellas algunos aspectos comunes, que podríamos catalogar como “inherentes a la evaluación ambiental” (véase [56]):

- Un Estudio de Impacto Ambiental es una predicción sobre la forma en que un proyecto repercutirá sobre el entorno, por lo tanto, como en toda predicción, es de esperar que la incertidumbre esté presente en algunos de los parámetros involucrados.
- El entorno es muy complejo, y por lo tanto no se puede describir con un único modelo. Esto obliga a modelar el entorno como un conjunto de factores ambientales que sean relevantes, representativos y fácilmente analizables.
- Aún aceptando que cada factor sea susceptible de ser analizado por separado, los factores ambientales son muy diferentes entre sí, y por lo tanto es difícil agregar la información parcial de cada factor para obtener un análisis global del entorno. Esta situación se acentúa aún más si, como es usual, el estudio de cada factor se lleva a cabo por un experto (o un grupo de expertos) diferente.
- Las variables involucradas en la evaluación son de naturaleza heterogénea. Algunas de ellas pueden ser valoradas numéricamente (variables cuantitativas) mientras que otras no lo son (variables cualitativas).
- Los valores numéricos asignados a las variables cuantitativas no son exactos, usualmente por alguna de las siguientes causas:
 - Se trata de una predicción sobre el valor que dichas variables tendrán en un futuro.
 - Se trata de una variable medida puntualmente, pero cuyo valor no es espacialmente homogéneo.
 - Se trata de una variable medida con instrumentos físicos, que tienen una precisión limitada.
- Los valores lingüísticos asignados a las variables cualitativas no siempre son los correctos, usualmente por alguna de las siguientes causas:
 - No hay homogeneidad de criterios sobre cuáles son los valores lingüísticos que puede tomar la variable.
 - El significado de los valores lingüísticos no es suficientemente claro (ambigüedad).

- El concepto emitido por dos expertos diferentes no es coincidente.
- El nivel de detalle con que se desea efectuar el estudio no es siempre el mismo, sino que varía según la fase en que se esté desarrollando el proyecto (estudios de prefactibilidad, de factibilidad económica, de factibilidad técnica, proyecto técnico, etc.); La metodología empleada debe adecuarse a distintos niveles de detalle, es decir, a distintas granularidades en la descripción del problema.

Los juicios de valor son un ejemplo claro de información vaga y subjetiva, especialmente en su forma lingüística, siendo expresiones subjetivas de determinadas observaciones cognitivas. Las observaciones hacen que distintos expertos puedan hacer valoraciones diferentes para una misma situación.

Estas dificultades, entre otras, son reconocidas por los expertos en evaluación Ambiental¹². Dichas características hacen que el principal problema sea que no se maneja adecuadamente la incertidumbre, bien porque directamente no la tienen en cuenta, o bien porque hacen un mal uso de ella. Otras, tampoco resuelven adecuadamente el problema de manejar simultáneamente información cuantitativa y cualitativa. En este documento se describe el uso de técnicas difusas como una forma de dar solución a tales dificultades.

1.2.4 Las técnicas difusas y su uso en la evaluación ambiental

Las ciencias de la computación han desarrollado diversas herramientas para el manejo de la información imprecisa¹³. Aquellas basadas en el concepto de *conjuntos difusos* suelen agruparse bajo el nombre genérico de *técnicas difusas*. Estas técnicas resultan particularmente adecuadas para abordar el

¹²Al respecto dice Conesa (ver [50] pp 56): “Son diversos los motivos por los que los técnicos especializados en la materia no se sienten satisfechos de los estudios realizados sobre el impacto ambiental, como es el difuso contenido ambiental de tres importantes disciplinas como son la Economía, Sociología y las Ciencias Sociales; los métodos no dan soluciones, no se analizan los factores de riesgo e incertidumbre; no están acostumbrados a que sus trabajos estén enjuiciados por gente no versada en la materia; subjetividad de determinadas valoraciones, etc.”

¹³Véanse, por ejemplo, los proceedings de la IPMU (Information Processing and Management of Uncertainty in Knowledge-Based Systems Conference) en <http://www.informatik.uni-trier.de/ley/db/conf/ipmu/index.html>

problema de evaluación ambiental [68, 71, 122]. Algunas de sus principales características son las siguientes(ver [112, 36]):

- Brindan un marco conceptual para el manejo simultáneo de información cuantitativa y cualitativa.
- Los modelos empleados usualmente son de fácil comprensión por quienes los van a utilizar, sin que éstos deban adquirir sofisticados conceptos matemáticos o algorítmicos.
- Permiten procesar información imprecisa, subjetiva y que incluya incertidumbre de forma integrada.
- Permiten combinar información con distinto nivel de detalle.
- Facilitan considerablemente el análisis de sensibilidad de los proyectos.
- Facilitan el estudio de la influencia de la actitud hacia el riesgo en la toma de decisiones

El concepto de conjuntos difusos fue originalmente propuesto por Zadeh en 1965 [171], y posteriormente desarrollado, adoptado y aplicado por numerosos autores¹⁴. La idea fundamental consiste en permitir que los conjuntos de elementos tengan fronteras *difusas*, esto es, que un determinado elemento pueda pertenecer parcialmente a un conjunto. En la teoría de conjuntos convencionales esto no es permitido; un elemento está dentro o fuera de un conjunto, sin que pueda estar parcialmente dentro (o fuera). De este modo, los elementos de un conjunto tienen asociado un grado de pertenencia.

Las consecuencias prácticas de esta simple idea han sido enormes. De ella se han derivado nuevas teorías de conjuntos, de lógica matemática, de aritmética, etc.¹⁵.

Los conceptos relacionados con la teoría de conjuntos difusos son ampliamente conocidos y se encuentran bien desarrollados en [112].

En la figura 1 se muestra un ejemplo con tres conjuntos difusos y representación trapezoidal que es la utilizada en lo que sigue.

¹⁴véanse por ejemplo las revistas *IEEE Transactions on Fuzzy Systems* ó *Fuzzy Sets and Systems*

¹⁵Una magnífica introducción puede encontrarse en [112] (Klir)

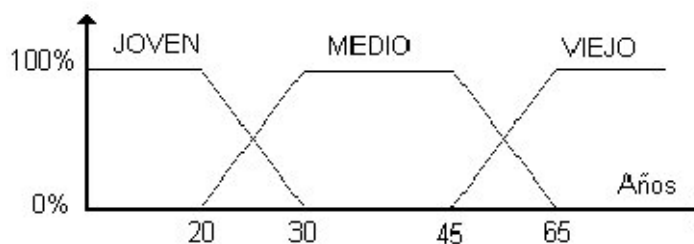


Figura 1: Conjuntos difusos y etiquetas lingüísticas para la variable edad

El ser humano está acostumbrado a usar palabras en vez de números para razonar, así que se puede usar una variable lingüística para representar la información con palabras en lugar de con números. La figura 1 muestra un ejemplo de cómo se podría definir la variable lingüística Edad, empleando sólo tres etiquetas: Joven, Edad Media y Viejo. Por supuesto, el número de etiquetas, y el conjunto difuso asociado a cada una de ellas dependerá de la aplicación que se vaya a efectuar de la Variable Lingüística.

Como se puede ver, el uso de conjuntos difusos, variables y etiquetas lingüísticas, nos permite solucionar el problema de representar información con incertidumbre y representar la información heterogénea de la EIA, ya que coexisten tanto variables cuantitativas como cualitativas.

Una vez solucionado este problema, hay que construir un sistema que permita procesar la información. Esto se consigue con la computación con palabras [74], que se basa en el uso de información lingüística, de modo que el uso de la base matemática necesaria para el funcionamiento interno del sistema sea transparente para el usuario.

La figura 2 muestra la estructura de un sistema de computación con palabras basado en aritmética difusa. Las entradas y salidas del sistema son palabras (calcula palabras a partir de palabras).

En primer lugar, el bloque de interpretación lingüística convierte las palabras que recibe como entrada en números difusos. Después, el bloque de razonamiento aproximado calcula números difusos a partir de números difusos empleando una *función de razonamiento aproximado*, es decir realiza las operaciones con los números difusos (aritmética difusa) que el sistema

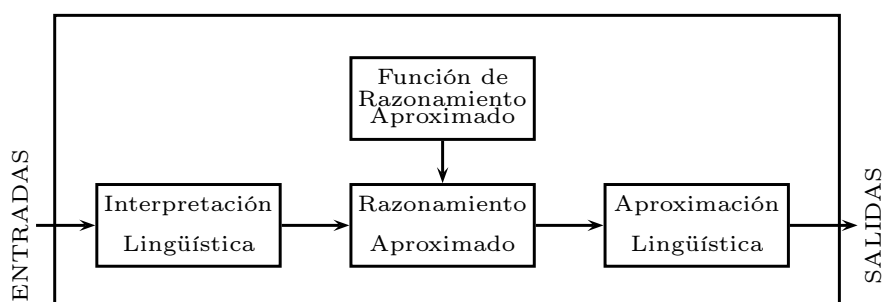


Figura 2: Sistema de Computación con Palabras basado en Aritmética Difusa

requiera [73]. Por último, el bloque de aproximación lingüística convierte números difusos en palabras, para proporcionar la salida del sistema.

Varios autores han propuesto la utilización de técnicas difusas en la valoración de aspectos puntuales del medio ambiente. A modo de ejemplo pueden verse [20, 30, 31, 53, 85]. No obstante, nuestro interés es otro: realizar evaluaciones del medio ambiente como un todo. En este sentido, también han sido desarrolladas herramientas para integrar la valoración de los diferentes aspectos ambientales en una única valoración.

A continuación se describen algunas metodologías que emplean las nociones de número difuso y aritmética difusa.

TDEIA

La metodología denominada TDEIA (Técnicas difusas en la evaluación de impacto ambiental) [68] generalizó una metodología matricial de evaluación de impacto ambiental [41, 50] para su utilización con técnicas difusas. La principal ventaja obtenida al hacerlo fue una ganancia en la representación de conceptos lingüísticos tales como *impacto medio* o *importancia crítica*.

EDIAV

EDIAV es una aplicación para la evaluación de impacto ambiental en vertederos. Inicialmente se adaptó una metodología de evaluación de impacto ambiental para representarla como una red de sistemas de computación con palabras basada en aritmética difusa [70, 74]; el resultado fue una metodología

denominada EDIAV-Evaluación Difusa del Impacto Ambiental en Vertederos. Una de las principales ganancias obtenidas con esta nueva representación, es la incorporación de una variable que representa la actitud hacia el riesgo del decisor. Dicha variable es denominada *optimismo*, y permite realizar un análisis de sensibilidad rápido y compacto.

EVIAVE

Cabe destacar esta metodología de diagnóstico para vertederos de residuos urbanos [175] dada su relación con la metodología de evaluación de riesgo que se presenta en el capítulo 4. Por esta razón, es descrita en mayor detalle en la sección 1.2.5

1.2.5 Metodología EVIAVE

Existe una herramienta que lleva su mismo nombre y que implementa esta metodología mediante una red que utiliza la computación por palabras como base para el procesamiento de la información [175, 176]. Por tanto, uno de los grandes logros de EVIAVE es que permite trabajar con incertidumbre, pero reduciendo al mínimo la subjetividad que suele estar asociada a las etiquetas lingüísticas. Esto es así, debido en parte al estudio de cada una de las variables que utiliza y del significado de todos los posibles valores que pueden tomar. Además, dichas variables son consideradas y valoradas únicamente desde el punto de vista del vertedero y su uso está fundamentado y justificado en la legislación existente.

Con EVIAVE se ha efectuado el diagnóstico ambiental de los vertederos municipales de la provincia de Granada en el contexto de la normativa europea. Algunos informes con los resultados pueden verse en [37, 71, 175]. Además, se han hecho pequeñas modificaciones para adaptarlo al marco legal de Venezuela [136] y Chile [38].

La metodología valora la interacción entre el medio y el vertedero, calculando un índice de interacción (IMV) que evalúa de forma conjunta las diferentes afecciones a cada elemento del medio, con el objetivo de que sea

representativo del estado ambiental existente tras la interacción del punto de vertido y el entorno ambiental [72].

En el caso de los vertederos, los elementos del medio o factores ambientales que se consideran de interés para el cálculo del IMV¹⁶ son las aguas superficiales, las aguas subterráneas, el suelo, la atmósfera y la salud pública.

Para cada factor ambiental se estima su valor mediante el estudio de descriptores ambientales y su interacción con el medio mediante el estudio de las variables del vertedero.

Descriptores ambientales

Sólo se tienen en cuenta las características ambientales que puedan verse afectadas por la presencia del vertedero en el entorno inmediato. A continuación se describen los descriptores ambientales utilizados en la metodología EVIAVE [93] para cada uno de los factores ambientales.

- Tipos de masas de agua

El tipo de masa de agua es un descriptor de las aguas superficiales. Este descriptor agrupa a las variables *tipos de cursos de agua* y *tipos de ramal* descritos por [39]. Aunque existe una gran variedad de clasificaciones para esta variable en la bibliografía, en esta metodología se clasifica la variable teniendo en cuenta la importancia de los ramales, si se trata de aguas estacionarias y el grado de sensibilidad que tienen asociadas las aguas.

La figura 3 contiene la clasificación de los tipos de masas de agua y el valor de importancia para cada uno de ellos.

Tabla 3: Clasificación de los tipos de masas de agua

Curso de agua artificiales: canales, acequias y estanques	1
Ríos de 3 ^{er} orden o más y cursos estacionales: ríos, arroyos y ramblas	2
Masas de agua estacionarias: lagunas y embalses	3
Aguas marinas y ríos de 1 ^{er} y 2 ^o orden	4
Masas de agua permanente: marismas y zonas intermareales, albuferas, salinas, estuarios y ramales de de marea. Zonas clasificadas como sensibles	5

¹⁶Índice de Interacción Medio-Vertedero

- Usos del agua superficial

La actividad agrícola, la industria y la expansión demográfica han supuesto un incremento en el consumo de agua y por tanto una modificación del régimen hidrológico de las cuencas. El uso del agua se define como las diferentes clases de utilización de la misma según su destino de acuerdo con el reglamento de la administración pública del agua y de la planificación hidrológica.

En la bibliografía se pueden encontrar diferentes clasificaciones para el uso del agua [2, 5, 11, 39]. Algunas clasificaciones incluyen los siguientes elementos: uso en industria, generación de energía, uso agrícola, regadío, uso para actividades productivas de diferente índole, uso recreativo, navegación y transporte acuático, uso público, consumo humano o sin uso para el hombre. En base a estos y otros posibles valores para la clasificación del descriptor de aguas superficiales, se establece la clasificación del uso del agua usada en esta metodología.

En concreto, los posibles valores que puede tomar este descriptor ambiental se recogen en la tabla 4. Si el recurso tiene más de un uso, el descriptor ambiental tomará el de mayor valor.

Tabla 4: Clasificación de los usos del agua superficial

Sin uso para el hombre	1
Uso hidroeléctrico, navegación y otros	2
Industria	3
Agricultura	4
Abastecimiento humano, recreativo incluidas zonas de baño y acuicultura	5

- Calidad del agua superficial

El uso del agua por parte del hombre ya ha sido contemplado en el descriptor *usos del agua*, de modo que este descriptor considera las características del agua utilizando como indicadores la presencia de ciertas especies animales o vegetales y algunas propiedades del agua.

Diferentes normativas [61, 63, 64] establecen los parámetros físicos, químicos y microbiológicos para garantizar el uso y proteger el ecosistema que

forma. En muchos casos se estudia la tolerancia de las distintas especies de microorganismos y especies animales o índices de biodiversidad para fijar los límites permitidos.

La tabla 5 contiene la clasificación de este descriptor de las aguas superficiales. Dichos valores son asignados teniendo en cuenta los índices BNMWP (Biological Monitoring Working Party), SCAF y la directiva del marco de aguas [7].

Tabla 5: Clasificación de la calidad del agua superficial

Aguas de calidad deficiente o mala	1
Aguas en estado aceptable	2
Aguas en buen estado	3
Aguas en muy buen estado sin especies (flora y/o fauna) protegias	4
Aguas en muy buen estado con especies (flora y/o fauna) protegias	5

- Usos del agua subterránea

Las actividades desarrolladas en la superficie pueden afectar negativamente y limitar los usos de las aguas subterráneas. Este descriptor tiene una clasificación (ver tabla 6) muy parecida a la de las aguas superficiales ya que los usos de este tipo de agua son prácticamente los mismos pero con porcentajes de utilización diferentes.

Tabla 6: Clasificación de los usos del agua subterránea

Sin uso para el hombre	1
Otros usos no contemplados posteriormente	2
Industria	3
Agricultura	4
Abastecimiento humano	5

- Calidad de las aguas subterráneas

Las actividades agropecuarias y en general las actividades humanas han provocado la contaminación de las aguas subterráneas debido a la adición de elementos químicos orgánicos e inorgánicos. La clasificación de esta variable

depende de si se entiende por calidad del agua la capacidad de poder utilizarse en los distintos usos del agua o bien ésta depende del estado químico de la misma.

La tabla 7 incluye la clasificación de la calidad de las aguas subterráneas. Cada categoría es asignada en función de los niveles de cloruros (influencia de la intrusión marina) o nitratos (influencia de la actividad agropecuaria) encontrados.

Tabla 7: Clasificación de la calidad de las aguas subterráneas

Aguas muy deficientes	1
Aguas deficientes o malas	2
Aguas en estado aceptable	3
Aguas en buen estado	4
Aguas en muy buen estado	5

- Calidad del aire

La calidad del aire depende de los niveles de contaminación atmosférica y de si implican molestia grave, riesgo o daño inmediato o diferido. Cada valor de la tabla 8 para este descriptor ambiental de la atmósfera es asignado en función del valor que toma el ICA (Índice de Calidad del Aire) y una medida del olor en la zona.

Tabla 8: Clasificación de la calidad del aire

Muy mala	1
Mala	2
Admisible	3
Buena	4
Muy Buena	5

- Usos del suelo

La actividad desarrollada en una zona y su impacto en el suelo puede condicionar indefinidamente el uso futuro del suelo y por tanto su valor ambiental. Este descriptor del suelo es estudiado desde el punto de vista económico y su afección al ser humano. Por esta razón, tiene mayor consideración

aquella zona que es usada por el hombre. La clasificación de este descriptor se encuentra en la tabla 9.

Tabla 9: Clasificación de los usos del suelo

No urbanizable	1
Urbanizable industrial	2
Urbanizable residencial	3
Urbano industrial y urbanizable turístico	4
Urbano turístico y urbano residencial	5

- Tipo de vegetación

La vegetación es de gran importancia y tiene incontables ventajas para el medio ambiente en general. Este descriptor valora el suelo como soporte de vida vegetal, razón por la cual supone mayor valor ambiental la existencia arbolado denso. La tabla 10 contiene la clasificación de este descriptor del suelo.

Tabla 10: Clasificación del tipo de vegetación

Espacios abiertos con escasa cobertura vegetal o erial	1
Formación arbustiva y herbácea sin arbolado o cultivos de secano	2
Formación herbácea con arbolado, cultivos de regadío o secano con árboles aislados	3
Formación de matorral con arbolado, montes de repoblación joven	4
Formaciones de arbolado denso, monte autóctono o de repoblación bien asentado	5

- Cobertura vegetal

La cubierta vegetal es el porcentaje de suelo ocupado por las especies vegetales que se estudien y es considerado un descriptor del suelo por su capacidad de influir en la estabilización de suelos, reducción de la erosión y los deslizamientos. Los valores posibles para este descriptor se encuentran en la tabla 11.

Variables del vertedero

Las variables del vertedero se corresponden con las características del punto de vertido seleccionadas por su sensibilidad a los procesos bioquímicos y

Tabla 11: Clasificación de la cobertura vegetal

1-5 %	1
6-25 %	2
26-50 %	3
51-75 %	4
76-100 %	5

físicos del mismo, que influyen directa o indirectamente sobre la afección ambiental a los factores ambientales estudiados [39]. Dichas variables permiten medir la interacción existente entre el punto de vertido y el medio que lo rodea.

Además, las variables del vertedero están agrupadas por dos criterios: las relacionadas con la ubicación del punto de vertido y las relacionadas con el diseño y explotación del mismo.

- Asentamiento de la masa de residuos

Los asentamientos que se produzcan en el vertedero pueden limitar su utilización posterior, ya que pueden suponer incluso la rotura de estructuras de construcción, razón por la cual deben ser estudiados en la fase de diseño. Los asentamientos primarios son operacionales y de carga, y se generan de forma más drástica. Los asentamientos secundarios surgen principalmente debido a los procesos de descomposición de la materia orgánica, la interacción con los lixiviados, los cambios físico-químicos y la consolidación mecánica.

Existen una serie de criterios [93] para permitir la evaluación del asentamiento producido en el vertedero de modo que a medida que se incrementa su número el grado de asentamiento es menor. Por esta razón, la clasificación de la tabla 12 es asignada en función del número de criterios que se cumplen.

Tabla 12: Clasificación del asentamiento de la masa de residuos

Muy Bajo	1
Bajo	2
Medio	3
Alto	4
Muy Alto	5

- Cobertura diaria

El propio material del suelo es usado como cobertura diaria para evitar reducir o evitar la infiltración, el escape de gases, el vuelo de residuos y para estabilizar la masa de residuos.

La tabla 13 contiene la clasificación y la condición que ha de cumplirse para asignar dicha clasificación. La clasificación se asigna considerando la idoneidad del material de cobertura y su correcta puesta en explotación.

Tabla 13: Clasificación y condición de la cobertura diaria

Muy Bajo	1	Material adecuado con puesta en obra satisfactoria
Bajo	2	Material adecuado con puesta en obra media o material medio con puesta en obra satisfactoria
Medio	3	Material de cobertura adecuado con puesta en obra deficiente, material de cobertura medio con puesta en obra satisfactoria o material de cobertura no adecuado con puesta en obra adecuada
Alto	4	Material medio con puesta en obra deficiente o material en obra deficiente o material no adecuado con puesta en obra media
Muy Alto	5	Material de cobertura no adecuado con puesta en obra deficiente o material de cobertura inexistente

- Cobertura final

La cobertura final se realiza cuando un vertedero es clausurado con el fin de controlar procesos como la erosión, creación de gases o infiltración, proteger los residuos, la integridad respecto a cualquier emisión y habilitar la zona para otros usos.

La calidad de la cobertura depende de la presencia y grosores de la capa de asentamiento, la capa drenante de gases, la capa mineral impermeable, la línea drenante, la capa de tierra y la capa vegetal. La clasificación de la tabla 14 se realiza teniendo en cuenta las características de dichas capas.

- Compactación

La compactación consiste en comprimir los residuos para aumentar la capacidad del vertedero, mejorar la estabilidad y evitar la dispersión de los residuos. Esta práctica permite minimizar el impacto de la masa de residuos, la reducción de la producción de lixiviados y de biogás, la reducción del riesgo de hundimientos, explosiones e incendios y la afeción a insectos y aves.

Tabla 14: Clasificación y condición de la cobertura final

Muy Bajo	1	Se cumplen todos los requisitos establecidos en el Decreto 1/97, incluida la existencia de la capa drenante de gases. No existen frentes de trabajo completos
Bajo	2	Se cumplen todas excepto la existencia de capa drenante de gases
Medio	3	Se cumplen los requisitos relativos a la capa mineral impermeable y los del nivel drenante, pero no todos los relativos al resto de capas No se cumplen los requisitos relativos a la capa mineral impermeable y/o los de nivel drenante, pudiendo o no cumplirse los relativos al resto de capas
Alto	4	
Muy Alto	5	La capa de cobertura final es inexistente

En general, la clasificación de la variable se realiza en función de la densidad que pueden alcanzar los residuos, la existencia de cobertura o la empaquetación de residuos. La clasificación y las condiciones para cada valor se encuentra en la tabla 15.

Tabla 15: Clasificación y condición de la compactación

Muy Bajo	1	Vertedero de balas con adecuada explotación
Bajo	2	Vertedero de balas con explotación regular o de alta compactación con buena explotación
Medio	3	Vertedero de balas pero con explotación deficiente, de alta densidad y explotación regular o de media densidad y una explotación adecuada
Alto	4	Vertedero de alta densidad con una explotación deficiente, de media densidad con una explotación regular o de baja densidad con una explotación adecuada
Muy Alto	5	Vertederos de media densidad con una explotación deficiente, de baja densidad con una explotación regular o sin ninguna compactación

- Control de gases

Los gases generados y las sustancias que incorporan dependen de factores como la composición de la masa de vertido, la edad del vertedero, la climatología en el punto de vertido, el sistema de tratamiento empleado, etc. Estos gases son controlados mediante la instalación de sistema de extracción para dirigirlos al exterior controladamente. La tabla 16 contiene la clasificación de esta variable y las condiciones que deben darse.

Tabla 16: Clasificación y condición del control de gases

Muy Bajo	1	Vertedero en buen estado con controles activos o pasivos. Tratamiento, aprovechamiento o quemado de gases. Mediciones mensuales para los indicadores establecidos
Bajo	2	Se cumple lo indicado en el caso anterior salvo porque no existe tratamiento de gases ni recuperación de energía o quemadores
Medio	3	Controles activos y pasivos que no están en buen estado o no existe medición en la frecuencia que establece el punto de vertido
Alto	4	Existe déficit en la recogida y frecuencia de medición de gases con o sin aprovechamiento de energía
Muy Alto	5	No hay control, recogida, aprovechamiento ni medición de gases

- *Control de lixiviados*

Los lixiviados son un cóctel de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, metales pesados y componentes clorados orgánicos e inorgánicos, con sólidos en suspensión, bacterias, virus y líquidos del tipo de los aceites. Estos elementos tienen un alto poder contaminante y sus niveles tienen una gran dependencia de factores internos y externos al vertedero. Por esta razón, el diseño del sistema de drenaje, el almacenamiento, el tratamiento y en definitiva un control adecuado son esenciales.

La tabla 17 contiene la clasificación de esta variable y las condiciones que deben satisfacerse para la correcta asignación del valor lingüístico que le corresponde.

Tabla 17: Clasificación y condición del control de lixiviados

Muy Bajo	1	Existe control del volumen y composición del lixiviado, los sistemas de drenaje están en buen estado, existen balsas de almacenamiento y hay tratamiento de los lixiviados excluyéndose la recirculación
Bajo	2	Existe control del volumen y composición, sistemas de drenaje en buen estado, balsas de almacenamiento adecuadas y en buen estado, y tratamiento de los lixiviados es de recirculación
Medio	3	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con tratamiento o recirculación con problemas de diseño y/o conservación. Control del volumen y composición no realizados correctamente
Alto	4	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con o sin recirculación, pero con mal diseño y conservación. No existe control del volumen y composición
Muy Alto	5	No existe control, drenaje, almacenamiento ni tratamiento

- *Distancia del punto de vertido a infraestructuras*

La distancia de los vertidos a ciertas infraestructuras puede ser crítica por los riesgos que puede generar. Por ejemplo, se pueden destacar las interferencias de aves con el tráfico aéreo, los movimientos de tierras cercanas a oleoductos y gaseoductos, la acumulación de biogases y la contaminación de redes de abastecimiento.

La clasificación descrita en la tabla 18 se asigna en función del grado de afección que a su vez depende de si se cumple o no la distancia mínima a las infraestructuras, de en cuantas ocasiones ésta se incumple y con que tipo de infraestructuras.

Tabla 18: Clasificación y condición de la distancia del punto de vertido a infraestructuras

Muy Bajo	1	Infraestructuras con afección nula
Bajo	2	Infraestructuras con baja afección
Medio	3	Infraestructuras con afección media
Alto	4	Infraestructuras con afección muy alta
Muy Alto	5	Infraestructuras con afección muy alta

- *Distancia a masas de agua superficiales*

La contaminación de las aguas superficiales por contacto con los residuos o los lixiviados es uno de los grandes peligros del vertedero que pueden afectar a la vida marina, el aspecto de las aguas y su olor. Por tanto, el riesgo sera mayor a menor distancia del vertedero.

Dado que en la bibliografía se encuentran diversas distancias límite para la instalación de vertederos, dicha distancia es usada para asignar la clasificación de la variable conforme a la tabla 19.

- *Distancia a núcleos poblados*

Los contaminantes pueden llevar a la población por el agua, aire o suelo de forma directa o indirecta a través de consumo de alimentos agrícolas y ganaderos. Además, la preocupación de los efectos en la salud causados por vertederos es generalizada en las áreas donde se encuentran.

Tabla 19: Clasificación y condición de la distancia a masas de agua superficiales

Muy Bajo	1	Aguas superficiales situadas a más de 1 km.
Bajo	2	Aguas superficiales entre 700 y 1000 m.
Medio	3	Aguas superficiales entre 300 y 700 m.
Alto	4	Aguas superficiales entre 50 y 300 m.
Muy Alto	5	Aguas superficiales a menos de 50 m. o residuos en contacto directo

Los estudios y normativas justifican la distancia a núcleos poblados por producción de anomalías cromosómicas, desplazamiento de gases, olores, ruidos y otros efectos negativos. Por tanto, la clasificación de la tabla 20 tiene en cuenta tanto la distancia como la densidad de población.

Tabla 20: Clasificación y condición de la distancia a núcleos poblados

Muy Bajo	1	Edificaciones inexistentes en un radio de 3 Km
Bajo	2	Edificaciones escasas y dispersas a más de 2 Km y menos de 3 Km
Medio	3	Existencia de una zona rural entre 2 y 3 Km de distancia
Alto	4	Zona rural de baja densidad de población a menos de 2 Km y con edificaciones abundantes o zona industrial urbana
Muy Alto	5	Núcleo urbano con alta densidad de población a menos de 2 Km

- Edad del vertedero

La edad del vertedero influye en su estabilización, razón por la cual los vertederos viejos son considerados menos agresivos. Con el paso del tiempo, la concentración de materia orgánica y la producción de algunos gases se reducen, pero el metano se genera mayoritariamente en vertederos viejos.

La clasificación de la edad del vertedero (tabla 21) se hace en función del comportamiento a lo largo del tiempo de los distintos procesos que se producen en el vertedero.

- Erosión

Los vertederos deben localizarse en zonas con bajo riesgo de erosión ya que esta puede causar la movilización o arrastre de basuras. Por esta razón, la profundidad de la capa de erosión (capa de repoblación o vegetación)

Tabla 21: Clasificación y condición de la edad del vertedero

Muy Bajo	1	Hasta 5 años
Bajo	2	5-10 años
Medio	3	10-15 años
Alto	4	15-20
Muy Alto	5	Más de 20

debe depender de la corrosión potencial. La erosión puede ser causada por el viento, pero la más importante es la hídrica.

La clasificación de esta variable (tabla 22) se realiza en función de los distintos niveles de erosión del suelo y de la imposibilidad de uso de ciertos tipos de maquinaria.

Tabla 22: Clasificación y condición de la erosión

Muy Bajo	1	Diminutos requerillos ocasionalmente presentes
Bajo	2	Reguerillos de hasta 15 cm de profundidad
Medio	3	Numerosos y pequeños regueros de 15 a 30 cm de profundidad
Alto	4	Numerosos regueros de 30 a 60 cm de profundidad que dificultan el uso de maquinaria pesada
Muy Alto	5	Regueros o surcos de más de 60 cm de profundidad. Impiden el uso de maquinaria pesada pero no la ligera

- Estado de los caminos internos

Los caminos internos y de acceso al vertedero pueden producir ruidos, polvo y material particulado por el tránsito de vehículos.

Existe una serie de requisitos y condiciones que deben presentar los caminos, por ejemplo, dimensiones, resistencia, el material o las pendientes. La clasificación de la tabla 23 está hecha en base a dichas restricciones.

- Fallas

Las fallas son superficies de fractura a lo largo de las cuales se desplazan los lechos de material con movimientos relativos entre las dos secciones. La existencia de fallas puede tener las mismas implicaciones que la presencia de suelos permeables y puede afectar directamente al vaso de vertido, contaminando en ambos casos las aguas subterráneas.

Tabla 23: Clasificación y condición del estado de los caminos internos

Muy Bajo	1	Cumple los requisitos o esta inactivo
Bajo	2	Cumple los requisitos salvo porque las vías temporales están hechas con restos de construcción compactados y las calles para compactadores estén hechas con pavimento de piedra o gravilla
Medio	3	Existe conservación de los caminos pero no poseen drenaje de escorrentía o no está hormigonado hasta la zona de deposito
Alto	4	No hay pantallas vegetales o móviles ni drenajes, pero si hay conservación de su estado
Muy Alto	5	No se cumple ninguna de las requisitos establecidos para el diseño y la explotación

Dependiendo de en que periodo se movió la falla por última vez, esta será considerada, activa, potencialmente activa o inactiva. Esta consideración, la distancia del vaso de vertido y la presencia dentro del perímetro de vertido son los elementos usados para la clasificación de la variable conforme a la tabla 24.

Tabla 24: Clasificación y condición de las fallas

Muy Bajo	1	No existen fallas o están a más de 60 metros del vaso de vertido y fuera del vertedero
Bajo	2	Fallas inactivas a más de 60 metros del vaso pero dentro del perímetro del vertedero
Medio	3	Fallas activas a más de 60 metros del vaso, dentro del perímetro del vertedero o que pueden ser potencialmente activas
Alto	4	Existen fallas en el vaso de vertido inactivas o potencialmente activas
Muy Alto	5	Existen fallas activas

- Impermeabilización del punto de vertido

Las condiciones de impermeabilización de un vertedero (laterales y base) y su vaso de vertido están legisladas para evitar el vertido de lixiviado o de biogás en el medio. Dependiendo de la protección natural del punto de vertido, el sistema instalado tendrá que ser más o menos estricto. La clasificación (tabla 25) se realiza en función de los grosores, la permeabilidad, el tipo de material, la capa mineral existente o la barrera geológica artificial, po-

rosidad, la existencia de materiales consolidados o la presencia de una zona inundable.

Tabla 25: Clasificación y condición de la impermeabilización del punto de vertido

Muy Bajo	1	Barrera geológica natural, o capa mineral con la adecuada permeabilidad, porosidad y consolidación. Zona no inundable con periodo de retorno de 500 años
Bajo	2	Base y lateral con capa mineral adecuada o barrera artificial si es necesaria
Medio	3	Impermeabilización natural en buen estado pero la artificial tiene desperfectos
Alto	4	La impermeabilización natural del vaso no cumple los requisitos establecidos en el punto de impermeabilización alto pero si para la artificial
Muy Alto	5	No se cumple ningún requisito de impermeabilización natural y artificial para el vaso y los laterales del punto de vertido para el punto de impermeabilización alto

- Morfología a cauces superficiales

Esta variable refleja la pendiente a aguas superficiales y la escorrentía superficial, dos características altamente relacionadas. El aprovechamiento del terreno hace que se eleve (generando pendientes) y además, parte del agua es absorbida por el residuo y parte emitida como lixiviado.

Tabla 26: Clasificación y condición de la morfología a cauces superficiales

Muy Baja	1	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y bajo potencial de escorrentía
Baja	2	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con velocidad de infiltración moderada. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y bajo potencial de escorrentía
Media	3	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con baja velocidad de infiltración. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y suelos con velocidad de infiltración moderada
Alta	4	Pendiente recomendada entre el 1 y 20% y suelos con elevado potencial de escorrentía. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y suelos con baja velocidad de infiltración
Muy Alta	5	Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y elevado potencial de escorrentía

- *Pluviometría*

La pluviometría mide la cantidad de agua líquida o sólida que cae sobre la superficie de la tierra. Su exceso supone un incremento de la producción de lixiviados y su escasez puede llegar a implicar la ausencia de reacciones bioquímicas.

La pluviometría se mide históricamente en función de su estado, naturaleza, tamaño, duración, intensidad, origen, distribución temporal o frecuencia de repetición. En concreto, la clasificación de la tabla 27 se realiza en función de la precipitación total anual.

Tabla 27: Clasificación y condición de la pluviometría

Muy Bajo	1	Menos de 300 mm
Bajo	2	300-600 mm
Medio	3	600-800 mm
Alto	4	800-1000
Muy Alto	5	Más de 1000

- *Punto situado en áreas inundables*

Aunque existen medidas para evitar o minimizar las inundaciones y sus efectos, la mejor solución es no construir los vertederos en zonas con riesgo de inundación o en las llanuras de inundación de los ríos. Las inundaciones pueden producir, dispersión de residuos, exceso y problemas con los lixiviados, saturación e inestabilidad.

La clasificación de la variable punto situado en áreas inundables se realiza en función del periodo de retorno (τ) y de los daños que puede ocasionar (tabla 28).

La clasificación de la variable se realiza en función

- *Riesgo sísmico*

Los movimientos sísmicos pueden generar deslizamientos, problemas en la captación de lixiviados, de gases o de aguas superficiales, etc. Existen diferentes escalas que clasifican la energía, intensidad o capacidad destructiva de los movimientos sísmicos. La variable riesgo sísmico se clasifica en función

Tabla 28: Clasificación y condición para los puntos situados en áreas inundables

Muy Baja	1	Para $\tau = 500$, daños aislados.
Baja	2	Para $\tau = 100$, daños aislados. Para $\tau > 100$, daños significativos
Media	3	Para $\tau = 500$, graves daños
Alta	4	Para $\tau = 100$, graves daños
Muy Alta	5	Para $\tau = 50$, graves daños

de la aceleración sísmica básica (σ_b) o las escales de Mercalli, EMS (Macrosísmica Europea) y MSK (Macrosísmica Internacional). Sin embargo, en la tabla 29 sólo se reflejan los valores correspondientes a σ_b .

Tabla 29: Clasificación y condición del riesgo sísmico

Muy Bajo	1	$\sigma_b < 0,04g$
Bajo	2	$0,04g < \sigma_b < 0,08g$
Medio	3	$0,08g < \sigma_b < 0,12g$
Alto	4	$0,12g < \sigma_b < 0,16g$
Muy Alto	5	$\sigma_b > 0,16$

- Seguridad

La variable engloba la prevención de riesgos laborales y la seguridad en las instalaciones. En concreto, su salud puede verse afectada por bacterias, virus, partículas en suspensión, parásitos intestinales y por un gran número de patógenos.

Para la clasificación de la tabla 30 se establece una serie de requisitos que deben cumplir las instalaciones y los trabajadores, por ejemplo, los equipos de protección individual (EPI's).

Tabla 30: Clasificación y condición de la seguridad

Muy Bajo	1	Se cumplen todos los requisitos
Bajo	2	Falla o no se cumple un requisito que no sea el estado de EPI's
Medio	3	No se cumplen dos requisitos que no sean el estado de EPI's
Alto	4	No se cumplen tres requisitos
Muy Alto	5	No se cumplen cuatro o más requisitos

- *Sistema de drenaje superficial*

El aporte de agua y humedad es determinante para el volumen de lixiviados generado. Por esta razón, el sistema de drenaje superficial permite recoger las aguas pluviales y de escorrentía superficial. La tabla 31 contiene la clasificación de la variable en función del cumplimiento de una serie de criterios establecidos.

Tabla 31: Clasificación y condición del sistema de drenaje superficial

Muy Bajo	1	Canales interceptores, conservación adecuada y estanque de contención
Bajo	2	Canales interceptores, conservación adecuada y sin estanque de contención
Medio	3	Drenaje con canales interceptores, limpieza y control de desperfectos inadecuados. No hay estanque de contención pluvial
Alto	4	Drenaje superficial muy básico y no existe estanque para contención pluvial
Muy Alto	5	No hay infraestructura de recogida de aguas superficiales

- *Taludes del vertedero*

La pendiente de los taludes y la forma en que se construyen es determinante para que garanticen la estabilidad del vertedero. Por tanto, su integridad es esencial para la seguridad del vertedero. El tamaño, pendiente y material del talud dependerá del tipo de residuos, la compactación, etc. En particular, la clasificación de esta variable se realiza en función de las pendientes. (tabla 32).

Tabla 32: Clasificación y condición de los taludes del vertedero

Muy Bajo	1	Pendiente del talud inferior a 4:1 (H:V)
Bajo	2	Pendiente de talud entre 4:1 y 3:1
Medio	3	Pendiente de talud entre 3:1 y 2:1
Alto	4	Pendiente de talud entre 2:1 y 1.5:1
Muy Alto	5	Pendiente de talud superior a 1.5:1

- *Tamaño del vertedero*

El tamaño del vertedero debe afectar al índice de interacción medio del vertedero debido criterios de proporcionalidad. La magnitud del vertedero se

puede obtener en función de la población pero la clasificación de la tabla 33 tiene en cuenta el número de toneladas de residuos depositados al año.

Tabla 33: Clasificación y condición del tamaño del vertedero

Muy Bajo	1	<300 Tn/año
Bajo	2	300-600 Tn/año
Medio	3	600-1000 Tn/año
Alto	4	1000-2500 Tn/año
Muy Alto	5	>2500 Tn/año

- *Tipo de residuo*

El tipo de residuo influye en la cantidad de biogás producido y la toxicidad del lixiviado y ambos son producidos principalmente por las reacciones producidas sobre la materia orgánica. Los vertidos son clasificados generalmente como de residuos peligrosos, de residuos no peligrosos y de residuos inertes. En ocasiones un vertedero recibe residuos de varios tipos, criterio que se utiliza para la clasificación de la tabla 34

Tabla 34: Clasificación y condición del tipo de residuo

Muy Bajo	1	Residuos no peligrosos con alto grado de separación y baja presencia de materia orgánica
Bajo	2	Residuos no peligrosos con bajo grado de separación previa y presencia de materia orgánica
Medio	3	Elevado porcentaje de materia orgánica no separada y presencia de residuos inertes
Alto	4	Elevado porcentaje de materia orgánica no separada, presencia de inertes y peligrosos
Muy Alto	5	Elevado porcentaje de materia orgánica no separada y presencia importante de residuos peligrosos

- *Viento*

El viento es medido mediante las componentes velocidad y dirección. Su acción puede suponer la dispersión de los contaminantes, polvo, olores, ruidos, basuras, etc. Generalmente, el viento es clasificado por su intensidad o por su dirección, otras por ejemplo se basan en fenómenos observados durante su presencia o la frecuencia de un determinado tipo de vientos.

La clasificación de esta variable se realiza normalizando los valores de dirección e intensidad en el intervalo (1, 5) y realizando su suma (tabla 35).

Tabla 35: Clasificación y condición del viento

Muy Bajo	1	Dirección e intensidad suman 1 ó 2
Bajo	2	Dirección e intensidad suman 3 ó 4
Medio	3	Dirección e intensidad suman 5 ó 6
Alto	4	Dirección e intensidad suman 7 ó 8
Muy Alto	5	Dirección e intensidad suman 9 ó 10

- Visibilidad

La apariencia y visibilidad es esencial para determinar como percibe el vertedero la población. Los sistemas SIG permiten el estudio del las zonas desde las cuales el vertedero es visible de forma automática, teniendo diferente importancia la visibilidad desde núcleos urbanos, industriales o carreteras. Por tanto, la clasificación de la tabla 36 tiene en cuenta la distancia y el tipo de punto desde el que es visible.

Tabla 36: Clasificación y condición de visibilidad

Muy Bajo	1	No visible
Bajo	2	Visible desde zonas urbanas a más de 2000 y /o desde vías principales entre 500 y 2000 m
Medio	3	Desde zonas urbanas a 1000-2000 m y/o desde vías principales a menos de 500 m
Alto	4	Desde zonas urbanas a 500-1000 m
Muy Alto	5	desde zonas urbanas a menos de 500 m

- Vulnerabilidad de las aguas subterráneas

El medio físico protege en cierta medida al acuífero de contaminantes. La vulnerabilidad puede provenir de las propiedades y características del acuífero y su entorno [81] o del efecto de sustancias contaminantes concretas [1, 51, 163].

Cuando se plantea la medición real de la vulnerabilidad se recurre a características como la profundidad del nivel freático, propiedades litológicas e hidráulicas de la zona, espesor y tipo de suelo, volumen de recarga o tipo de

acuífero. Sin embargo, el carácter soluble de algunos contaminantes y el hecho de que algunas de las anteriores variables varían en el tiempo hacen que la vulnerabilidad no sea constante. Aunque esta variable es clasificada por los valores que toma con los métodos GOD [81], DRASTIC [16], SINTACS [46] y EPIK [66], la tabla 37 sólo contiene los valores del índice del vulnerabilidad (I_v) para el método SINTACS.

Tabla 37: Clasificación y condición de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas

Muy Bajo	1	$I_v \leq 80$
Bajo	2	$81 \leq I_v \leq 105$
Medio	3	$106 \leq I_v \leq 140$
Alto	4	$141 \leq I_v \leq 186$
Muy Alto	5	$I_v \geq 187$

1.3 Evaluación de Riesgo Ambiental

La evaluación del riesgo ambiental (ERA) tiene un carácter predictivo, ya que obtiene una medida del riesgo futuro, entendiendo por riesgo la combinación del daño y la probabilidad de ocurrencia.

Una de las diferencias sustanciales entre la evaluación del impacto y la evaluación del riesgo es que la primera afecta a las etapas de diseño y prefactibilidad, mientras que la evaluación del riesgo se hace durante el funcionamiento de la actividad.

Por otro lado, la toma de decisiones, dentro de una buena gestión del riesgo, supone examinar las distintas opciones que conducen a la reducción del riesgo (medidas de prevención) y las medidas a tomar si éste se produce (medidas de mitigación). Este planteamiento supone también un estudio de los costes-beneficios que conlleve la implantación de las diferentes medidas [159]. En la norma UNE 150008 se define el proceso de evaluación de riesgos como un proceso para especificar los criterios de identificación, análisis y evaluación del riesgo medioambiental de una organización, independientemente de su tamaño y actividad. También incluye la identificación de las consecuencias medioambientales actuales derivadas de actividades pasadas de la organización.

La ERA no sólo está orientada a los posibles accidentes que puedan ocurrir una vez el proyecto se ha realizado, sino también a los impactos intencionados que se derivan del funcionamiento normal de la actividad. Evalúa la frecuencia o probabilidad de la realización de un determinado peligro (suceso iniciador) y la magnitud de sus consecuencias (daños). Obteniendo a partir de ambos datos un índice de riesgo [159].

Hasta la fecha, la responsabilidad de los desastres ecológicos en la Unión Europea, ha recaído siempre sobre los estados, que son quienes se tenían que hacer cargo de casi todos los gastos de reparación del entorno contaminado, aunque la responsabilidad fuera de una entidad privada. La aprobación de la directiva 2004/35/CE sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales [10] y sus transposiciones a las legislaciones nacionales [13] acaban con este vacío legal. De este modo, la evaluación del riesgo ambiental ha dejado de ser un concepto académico para convertirse en una obligación para la ejecución de ciertas actividades, con claras consecuencias económicas para éstas.

En la Unión Europea la legislación y normativas que se han aprobado en los últimos años han sido fundamentales para el cuidado del medio ambiente. Desde la primera incorporación a la legislación europea, en 1985, de una directiva para la EIA [4], se han realizado modificaciones sucesivas y han surgido otras relacionadas con los aspectos medioambientales. Un ejemplo de ello son las relacionadas con la gestión ambiental como la norma UNE ISO 14001:1996 y su modificación la norma UNE ISO 14001:2004 sobre sistemas de gestión medioambiental [158]. Otro ejemplo es la directiva conocida como IPPC, relativa al control y prevención integrados de la contaminación [65].

Sin embargo, la que tiene más importancia en en lo referente a la ERA es la nueva directiva sobre la responsabilidad medioambiental en relación a la prevención y reparación de daños ambientales [10], donde se obliga a las empresas a tener garantías financieras apropiadas con las cuales cubrir los costos de las reparaciones ante eventuales daños ambientales, por ejemplo con seguros. Esta directiva establece que los seguros tendrán carácter preventivo y un enfoque gradual según el tipo de daño. Su transposición al ordenamiento jurídico español ha dado lugar a la ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental [13].

Una pregunta a la que no responde la citada ley es: ¿cómo valorar el riesgo ambiental y sus consecuencias económicas?. Como cabe esperar, la realización y la cuantía de los seguros se decidirá en función de una evaluación de riesgo ambiental. En España, las bases para la realización de la evaluación del

riesgo se encuentran en la norma UNE de AENOR para análisis y evaluación de riesgo medioambiental (UNE 150008).

En cualquier caso, las entidades financieras, las compañías de seguros, las administraciones y otras instituciones, vienen utilizando prácticas no normalizadas para identificar, analizar y evaluar los riesgos medioambientales de las organizaciones, así como las responsabilidades que pudieran derivarse. Estas tareas les permiten tener un mejor conocimiento a la hora de tomar la decisión de conceder créditos, de fijar condiciones de seguros o de llevar a cabo inversiones u otras decisiones.

Una vez analizado el caso de la EIA en vertederos, las variables involucradas en la metodología de diagnóstico EVIAVE [175, 176] son las mismas que para la ERA. Básicamente, esto debe pasar con todas las actividades impactantes.

1.3.1 Referencias normativas

Con la entrada en vigor del Acta Única Europea en 1987, se añade un Título específico sobre política medioambiental en el Tratado Constitutivo de la Comunidad Europea. Concretamente, el Título XVI de la citada Acta Única Europea define los objetivos y principios fundamentales de la acción de la Comunidad Europea, y también establece que las demás políticas comunitarias deban incluir requisitos de protección. Los artículos pertenecientes a dicho Título permiten la “conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente, la protección de la salud de las personas y la utilización prudente y racional de los recursos naturales”.

Posteriormente, en el Tratado de Amsterdam [160] firmado el 2 de octubre de 1997 y que entró en vigor el 1 de mayo de 1999, la regulación ambiental se encuentra en el Título XIX del Tratado (artículos 174 a 176). Esto supone la consagración del desarrollo sostenible como una de las misiones de la unión, junto con el principio de integración del medio ambiente en las demás políticas.

Finalmente, la cuestión medioambiental está planteada en la misma Constitución Europea. Tal como se destaca en [80], los artículos III-233 y III-234

establecen entre otras cosas, los objetivos de la política medioambiental europea, los principios que deben regir la actuación ambiental y las condiciones o factores que se han de tener en cuenta. Estos son los mismos principios que se establecieron en el Tratado de Amsterdam.

Por ser de incidencia directa en el tema de esta memoria, recogemos aquí el numeral 2 del artículo 174 (antiguo artículo 130 R) del Tratado de Amsterdam [160]:

“2. La política de la Comunidad en el ámbito del medio ambiente tendrá como objetivo alcanzar un nivel de protección elevado, teniendo presente la diversidad de situaciones existentes en las distintas regiones de la Comunidad. Se basará en los principios de cautela y de acción preventiva, en el principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la fuente misma, y en el principio de quien contamina paga.

En este contexto, las medidas de armonización necesarias para responder a exigencias de la protección del medio ambiente incluirán, en los casos apropiados, una cláusula de salvaguardia que autorice a los Estados miembros a adoptar, por motivos medioambientales no económicos, medidas provisionales sometidas a un procedimiento comunitario de control”.

Los principios descritos en el artículo anterior se describen a continuación:

Principio de acción preventiva: significa que la Unión Europea ha de tomar medidas de protección ambiental aún antes de que se haya producido un daño o lesión al mismo.

Principio de cautela: excluye la necesidad de que exista la plena certeza científica sobre la efectividad de las medidas adoptadas para la reducción de los riesgos ambientales.

Principio de corrección: corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la fuente misma. Este principio exige dar prioridad a las medidas que atajen la contaminación antes de su emisión al medio ambiente, frente a las que actúan sobre la contaminación ya producida.

Principio de quien contamina paga: significa que los costes derivados de la contaminación han de imputarse al agente contaminante, entendiéndose éste como la persona física o jurídica sometida al derecho privado o público que directa o indirectamente deteriora el medio ambiente o crea las condiciones para que este deterioro se produzca.

Todos estos principios se plasman en la legislación que se ha elaborado en los últimos años. Un ejemplo de ello, son las siguientes referencias a documentos de interés (legislación y normativas) para el riesgo ambiental a nivel europeo y nacional.

Legislación europea:

- Reglamento (CEE) nº1488/94 Dde la Comisión de 28 de junio de 1994 por el que se establecen los principios de evaluación del riesgo para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes de acuerdo con el Reglamento (CEE) nº 793/93 del Consejo (DO L 161 de 29.6.1994).
- Directiva 96/82/CE del Consejo, de 9 de diciembre de 1996, relativa al control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas (DO L 10 de 14.1.1997).
- Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales (DO L 143 de 30.4.2004).

Legislación española:

- Real Decreto 1254/99, de 16 de julio, por el que se aprueban medidas de control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas (B.O.E. número 172, de 20 de julio de 1999).
- Ley 16/2002, de 1 de Julio, de prevención y control integrado de contaminación (B.O.E número 157, 2 de Julio de 2002).
- Ley 26/2007, de 23 de Octubre, de Responsabilidad Medioambiental (B.O.E. número 255, 24 de Octubre de 2007).

Normas UNE:

- UNE 150008 de análisis y evaluación de los riesgos ambientales.

Responsabilidad medioambiental

La ley 26/2007 de responsabilidad medioambiental, tiene como ámbito de aplicación los daños causados a las especies y hábitats naturales protegidos y a los daños medioambientales causados por alguna de las actividades profesionales de una lista de actividades que tienen un alto riesgo de generar daños a las personas y el medio ambiente, y en consecuencia se les exige el más alto nivel de prevención y reparación. Estas actividades se encuentran en la tabla 38.

Tabla 38: Actividades contempladas en la ley 26/2007.

La explotación de instalaciones sujetas a una autorización de conformidad con la Ley 16/2002, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación. Esto incluye a cualesquier actividad y establecimiento sujeto al ámbito de aplicación del Real Decreto 1254/1999, de 16 de julio, por el que se aprueban medidas de control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas.
Las actividades de gestión de residuos, como la recogida, el transporte, la recuperación y la eliminación de residuos y de residuos peligrosos, así como la supervisión de tales actividades, que estén sujetas a permiso o registro de conformidad con la Ley 10/1998, de 21 de abril.
Todos los vertidos en aguas interiores superficiales sujetas a autorización previa de conformidad con el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, y la legislación autonómica aplicable.
Todos los vertidos en las aguas subterráneas sujetas a autorización previa de conformidad con el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, y la legislación autonómica aplicable.
Todos los vertidos en aguas interiores y en el mar territorial sujetos a autorización previa de conformidad con lo dispuesto en la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, y en la legislación autonómica aplicable.
El vertido o la inyección de contaminantes en aguas superficiales o subterráneas sujetas a permiso, autorización o registro de conformidad con el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.
La captación y el represamiento de aguas sujetos a autorización previa de conformidad con el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.

Tabla 38: Actividades contempladas en la ley 26/2007 (Cont.).

<p>La fabricación, utilización, almacenamiento, transformación, embotellado, liberación en el medio ambiente y transporte in situ de: las sustancias peligrosas definidas en el artículo 2.2 del Real Decreto 363/1995, de 10 de marzo. Los preparados peligrosos definidos en el artículo 2.2 del Real Decreto 255/2003, de 28 de febrero. Los productos fitosanitarios definidos en el artículo 2.1 del Real Decreto 2163/1994, de 4 de noviembre. Los biocidas definidos en el artículo 2.a del Real Decreto 1054/2002, de 11 de octubre.</p>
<p>El transporte por carretera, por ferrocarril, por vías fluviales, marítimo o aéreo de mercancías peligrosas o contaminantes de acuerdo con la definición que figura en el artículo 2.b del Real Decreto 551/2006, de 5 de mayo, por el que se regulan las operaciones de transporte de mercancías peligrosas por carretera en territorio español, o en el artículo 2.b del Real Decreto 412/2001, de 20 de abril, que regula diversos aspectos relacionados con el transporte de mercancías peligrosas por ferrocarril, o en el artículo 3.h del Real Decreto 210/2004, de 6 de febrero, por el que se establece un sistema de seguimiento y de información sobre el tráfico marítimo.</p>
<p>La explotación de instalaciones que, estando sujetas a autorización de conformidad con la Directiva 84/360/CEE del Consejo, de 28 de junio de 1994, relativa a la lucha contra la contaminación atmosférica procedente de las instalaciones industriales en relación con la liberación a la atmósfera de alguna de las sustancias contaminantes reguladas por la directiva mencionada, requieren una autorización de conformidad con la Ley 16/2002, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación.</p>
<p>Toda utilización confinada, incluido el transporte, de microorganismos modificados genéticamente, de acuerdo con la definición de la Ley 9/2003, de 25 de abril, por la que se establece el régimen jurídico de la utilización confinada, liberación voluntaria y comercialización de organismos modificados genéticamente.</p>
<p>Toda liberación intencional en el medio ambiente, transporte y comercialización de organismos modificados genéticamente de acuerdo con la definición de la Ley 9/2003, de 25 de abril.</p>
<p>El traslado transfronterizo de residuos dentro, hacia o desde la Unión Europea sujeto a autorización o prohibido según lo dispuesto en el Reglamento (CE) número 1013/2006, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de junio de 2006, relativo al traslado de residuos.</p>
<p>La gestión de los residuos de las industrias extractivas, según lo dispuesto en la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de marzo de 2006, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas y por la que se modifica la Directiva 2004/35/CE.</p>

1.3.2 Metodología de evaluación de riesgo: UNE 150008

La norma UNE 150008 desarrolla, de forma experimental, una metodología genérica para la evaluación del riesgo ambiental. Está basada en dos etapas, una en la que se realiza la identificación de peligros y otra en la que se hace la estimación del riesgo propiamente dicha:

1. Identificación de peligros. Los peligros medioambientales de una actividad están relacionados con las características del entorno en el que se desarrollen las actividades y con las actividades, procesos y sustancias utilizados en ellos, considerando los efectos directos e indirectos a corto, medio y largo plazo. En esta etapa deben analizarse las fuentes de peligro, los elementos del entorno susceptibles de ser afectados y los elementos del entorno que puedan entrañar peligro para la instalación.
 - a) Diagnóstico de fuentes: en este punto debe realizarse la identificación de peligros relacionados con las materias primas y auxiliares, subproductos y productos intermedios y finales; en almacenamientos; inherentes a los procesos; relacionados con la gestión de instalaciones y la actividad desarrollada; relacionada con la gestión de residuos; relacionados con el estado de los suelos; ruidos, olores, contaminación lumínica, electromagnética, radioactividad; y por último los peligros de las instalaciones auxiliares e infraestructuras necesarias.
 - b) Listado de sucesos iniciadores de accidente: en este punto se deben identificar los sucesos iniciadores de accidentes. Estos se obtienen a partir de la identificación previa de peligros, considerando aquellos que puedan ser origen de accidente.
 - c) Medidas de prevención/mitigación: para cada suceso iniciador se debe documentar una serie de medidas preventivas que eviten o atenúen la probabilidad de ocurrencia y el efecto de un posible accidente. Igualmente, deben documentarse las medidas de mitigación existentes en caso de que el accidente se produzca y hayan fallado o no existan las medidas de prevención.

- d) Diagnósis del entorno: este punto se centra en la identificación de los peligros medioambientales derivados de la localización de la instalación y en la selección de indicadores medioambientales que permitan conocer la existencia o previsión de un efecto sobre el medio ambiente.
 - e) Diagnósis de los peligros derivados de la acción del entorno sobre la instalación: estos peligros también tienen que tenerse en cuenta, puesto que los peligros que genera el entorno en la instalación pueden hacer que la instalación se convierta en una nueva fuente de peligros.
2. Estimación del riesgo. Una vez identificados los peligros potenciales, el siguiente paso es determinar las probabilidades o frecuencias de ocurrencia que, combinadas con las peculiaridades del entorno y los efectos producidos sobre él, permitan la estimación del riesgo ambiental. La finalidad es obtener un índice de riesgo ambiental de la actividad en su conjunto ya sea por accidente o por exposición prolongada.
- a) Postulación de escenarios: Se debe identificar para cada suceso iniciador todos los posibles escenarios de accidente. Se evaluarán las consecuencias en función de las medidas de prevención previstas para que el accidente no ocurra. En este punto también hay que determinar las medidas de mitigación a tomar si el accidente ocurre.
 - b) Estimación de las probabilidades/frecuencias de que se produzca cada escenario. En la norma se definen unos criterios para determinar la frecuencia, partiendo por ejemplo de datos históricos del sector o de la organización.
 - c) Estimación de consecuencias: Se debe hacer una estimación del daño o las consecuencias para cada uno de los escenarios identificados. Para ello se ha de distinguir en el daño al entorno natural, al entorno socioeconómico y al entorno humano.
 - d) Estimación de riesgos: La estimación de riesgo se realiza para cada escenario identificado multiplicando la probabilidad de ocurrencia

por la gravedad de las consecuencias, obteniendo un índice para cada escenario y para cada entorno. Se puede obtener un único índice, ponderando cada uno de los entornos, en cuyo caso habría que decidir la importancia que se le da a cada uno.

CAPÍTULO **2**

**Una propuesta de Ontología para
la EIA**

Actualmente la EIA tiene ciertas limitaciones por la complejidad de los sistemas ambientales estudiados debido al amplio número de interacciones entre los elementos que los componen o la variabilidad de actividades humanas que son responsables de impactos ambientales. En consecuencia, existe una gran diversidad de metodologías para el realizar la EIA dependiendo de las distintas actividades humanas desarrolladas en el entorno. También sería bueno normalizar la terminología usada.

Considerando todas las actividades humanas que impactan sobre el medio ambiente y los aspectos involucrados en cada actividad, el modelo necesario para representarlo es muy complejo. Por ello, el uso de ontologías para manejar esta información toma ventaja sobre las bases de datos.

La utilización de una ontología permite la representación del conocimiento relativo a la EIA, los elementos que intervienen, sus relaciones y los procesos dependiendo de las distintas actividades o acciones humanas. Además, permite establecer una terminología y compartirla con otros usuarios. También es posible utilizarla como medio para alcanzar la integración entre diferentes sistemas.

En este capítulo se presenta el diseño y la documentación de una ontología para la EIA que recoge los conceptos más importantes y la forma en la que están relacionados. Por ejemplo, factores ambientales, impactos, actividades humanas, indicadores ambientales o preventivas.

La información a manejar se extrae de la legislación europea, nacional o regional y de la opinión de expertos, expresada en publicaciones o personalmente. También se ha tenido en cuenta la experiencia previa en proyectos de investigación desarrollada en el seno de Grupos de Investigación de la UGR.

Por otro lado, la ontología debe ser una representación de conocimiento consensuada. Por esta razón, también se presenta un procedimiento para alcanzar dicho consenso basándose en la crítica y evaluación de expertos a través de una aplicación web.

2.1 Diseño de la Ontología para EIA

Para la creación de la ontología se han seguido los pasos que describen la metodología de la sección 1.1.7 (página 30): Identificación del propósito y el ámbito, construcción de la ontología (captura de conocimiento, codificación, integración, inferencia), evaluación y documentación.

De acuerdo con la figura 3 el punto de partida para el desarrollo de la ontología es el uso de bibliografía y legislación de la EIA, y la consideración de metodologías y software para la EIA en vertederos, minería y construcción civil [71, 157, 175, 176].

En cuanto al ámbito y al alcance, se propone una ontología para la EIA que recoja la terminología y determine el marco conceptual de este campo de trabajo. Por un lado, debe proveer una estructura de conocimiento que pueda ser utilizada por expertos ambientales como una guía de referencia. Por otro lado, la ontología no está concebida únicamente como un glosario para expertos ambientales, si no que también debe incluir definiciones semánticas formales para que pueda ser utilizada en tareas de procesamiento y razonamiento. Esto hace que la ontología pueda ser el soporte de un sistema basado en conocimiento.

El desarrollo de la ontología fue planificado, en primera instancia, con el desarrollo en paralelo de una metodología genérica de EIA para diferentes actividades. De este modo, el conocimiento contenido en la ontología podría utilizarse para el diseño de la metodología y el resultado final debería incluirse en la ontología.

Por otro lado, se ha optado por desarrollarla con un ciclo de vida orientado a prototipos, para que en cada hito del proceso se tenga un prototipo con un cierto nivel de granularidad y que puede ser evaluado por expertos.

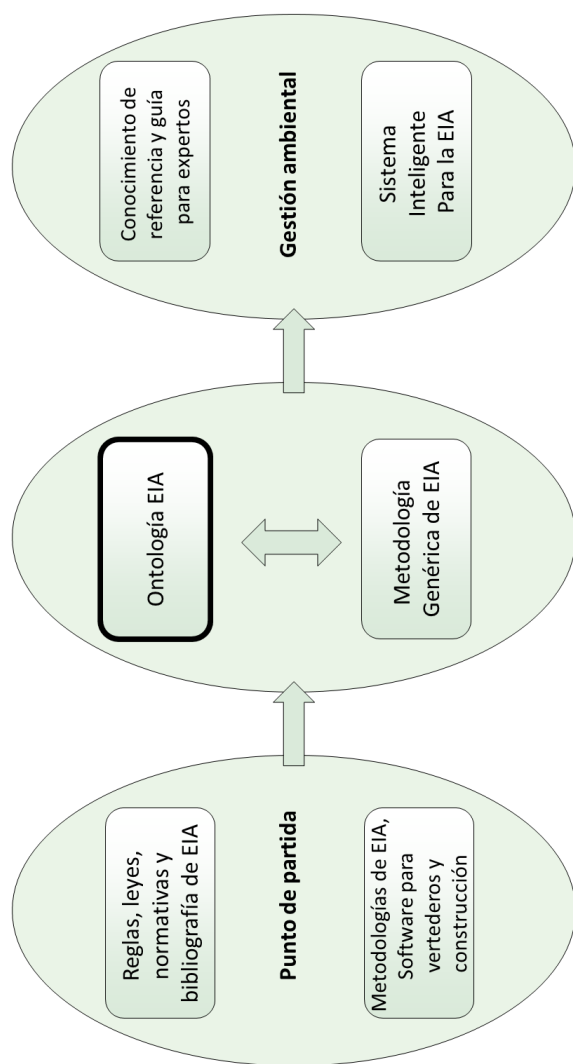


Figura 3: Punto de partida y utilización de la ontología.

Para la construcción de la ontología se ha optado por una estrategia Top-Down, en la que se identifican en primer lugar los conceptos más generales y se van especializando posteriormente. Se ha usado esta estrategia para tener un mejor control del nivel de detalle, y porque permite tener en todo momento un prototipo de la ontología.

La ontología se ha construido usando un lenguaje basado en lógicas descriptivas. Esto hace que en la ontología se puedan manejar clases, relaciones, axiomas e instancias, que son los elementos más adecuadas en el caso de la EIA. Por lo tanto, su uso no sólo hace que la ontología incluya clases y propiedades, sino también proporciona mecanismos de herencia, de modo que las propiedades y axiomas puedan ser heredadas por clases de más bajo nivel en la taxonomía. En concreto, al estar basadas en la lógica de primer orden, la ontología puede expresar restricciones lógicas formales, restricciones entre términos usando lenguajes de ontologías para su descripción y conceptos definidos intensionalmente en términos de descripciones.

El lenguaje elegido para la descripción de la ontología es OWL, ya que es el recomendado por la W3C y es el resultado de la evolución de otros lenguajes anteriores. Además, ha sido diseñado para ser usado por aplicaciones que necesiten procesar el contenido de la información. Una de las ventajas que se tienen al usar OWL es que existen diversas herramientas que permiten razonar sobre las descripciones en OWL y que proporcionan soporte genérico que no es específico de ningún dominio concreto.

El entorno de desarrollo que se ha usado es Protègè. Protègè ha sido desarrollado por el grupo Stanford Medical Informatics en la Stanford University School of Medicine. Se ha escogido Protègè porque permite crear ontologías en OWL y porque es una plataforma de código abierto que puede ser personalizada para crear modelos de conocimiento y entrada de datos. Esta característica puede ser útil si en posteriores propuestas se decide añadir conceptos difusos [26, 27]. Además, Protègè tiene la ventaja de que existen multitud de extensiones (complementos) que se añaden para aumentar su funcionalidad.

En esta sección se desarrollan los demás pasos de la metodología. Tras estudiar el tema en detalle se realiza un diseño base, que puede verse como los primeros niveles de la jerarquía de la ontología. El grueso de la sección

detalla el diseño definitivo que describe la estructura y contenido final de la ontología. Una vez expuesto el diseño, le sigue una sección de integración en la que se busca reutilizar el conocimiento existente en otras ontologías. Por último, se hace referencia a las fases de evaluación, documentación y mantenimiento.

2.1.1 Diseño preliminar

En esta sección, inicialmente se realiza un diseño preliminar en el que se justifica y describe el primer nivel de la jerarquía de clases. En las siguientes secciones se profundiza en cada uno de los elementos que surgen en el diseño preliminar.

De las definiciones que se han descrito en la sección 1.2 se deduce inicialmente que en la ontología habría que contemplar los elementos del medio que sufren los impactos, las acciones humanas que conllevan un impacto ambiental y los impactos ambientales propiamente dichos. En las acciones se va a distinguir entre acciones propiamente dichas y las actividades industriales establecidas en la directiva europea IPPC [7].

Además de los elementos que se extraen directamente de la definición, en la bibliografía se contemplan otros aspectos importantes, que también se van a añadir a la ontología:

- *Sustancias contaminantes*, ya que la emisión o vertido de estas sustancias, suponen directamente un impacto ambiental.
- *Indicadores y unidades de medida*. Los indicadores dan información de cuando el medio ambiente se ha visto afectado por un impacto ambiental y las unidades de medida dan una idea de la magnitud del impacto.
- *Acciones preventivas o reparadoras*. Permiten que se evite el impacto, que deje de producirse o al menos que se reduzca su magnitud.
- *Conceptos generales*, donde se definen conceptos que no pertenecen a ninguno de los grupos anteriores, pero están relacionados con el tema.
- *Valoración de los impactos*. Permite valorar el efecto de los impactos, si es positivo, negativo, sinérgico, etc.

Además, se va a añadir una clase en la que se definan propiedades para el resto de la jerarquía de clases. Estas propiedades serán características particulares que se relacionarán con el resto de clases.

Debido a que la propuesta pretende mejorarse con contribuciones de la Comunidad Científica internacional, las clases, instancias y propiedades han sido nombradas en lengua inglesa.

En resumen, el primer nivel de la jerarquía en la ontología está formado por las siguientes clases:

- ImpactingActions
- IndustrialActivities-IPPC
- Impact
- PreventiveAction
- IndicatorsAndMeasureUnits
- ImpactedElement
- ImpactAssessment
- ContaminantElement
- GeneralConcepts
- Properties

En la figura 4 se puede ver un diagrama UML (Unified Modeling Language) que refleja el modelo inicial de la ontología. El modelo también contiene relaciones entre clases, que se describirán más adelante, en la sección 2.1.12.

Una vez establecido el primer nivel de la jerarquía de la ontología, los siguientes pasos son: i) Detallar cada uno de estos grupos, describiendo su contenido y estructura. ii) Describir las relaciones (propiedades) que tienen asociadas las clases.

Las clasificaciones que se realizan en torno a los conceptos que se van a desarrollar se apoyan en la bibliografía consultada, ya que la mayoría están consensuadas y son aceptadas por la comunidad científica.

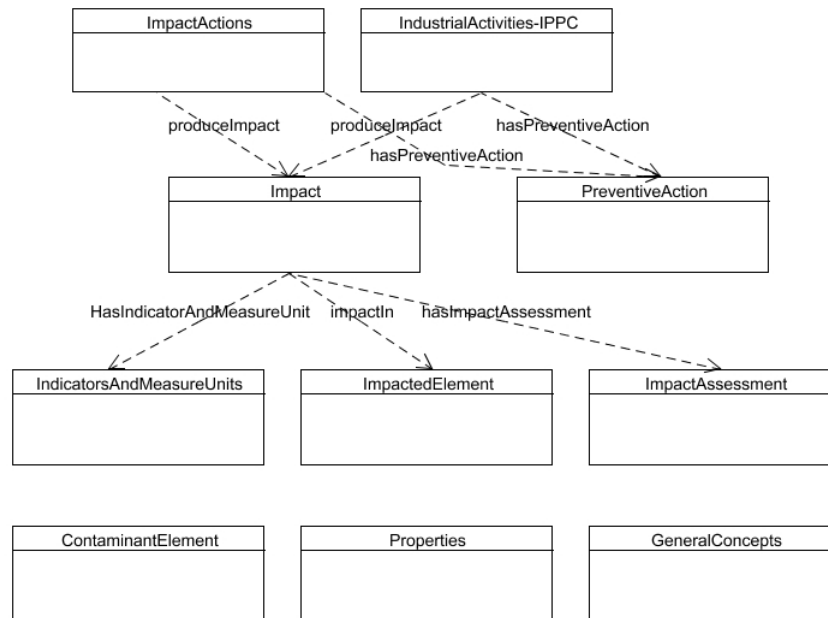


Figura 4: Modelo inicial de la ontología

2.1.2 ImpactingActions (Acciones Impactantes)

Esta clase contiene las acciones que afectan al medio ambiente. Están divididas en dos grandes grupos, las acciones como tales [98] y los procesos naturales de los que no es directamente responsable el hombre [94, 150].

Existe gran cantidad de listas de acciones en la bibliografía, en parte debido al auge que tuvieron las matrices causa efecto, en la que una componente son las acciones o actividades del proyecto y la otra los factores ambientales que se van a tener en cuenta. Una de las más importantes es la matriz de Leopold. Esta matriz tenía carácter genérico, y posteriormente se han realizado aproximaciones específicas para distintos campos, como la construcción de carreteras, presas, etc. Las diferencias entre las distintas clasificaciones de acciones que se han consultado radican principalmente en la granularidad y nivel de detalle. En este caso, se decide no modelar el nivel de detalle más bajo que se ha encontrado para que así el contenido de la ontología se adapte a la EIA.

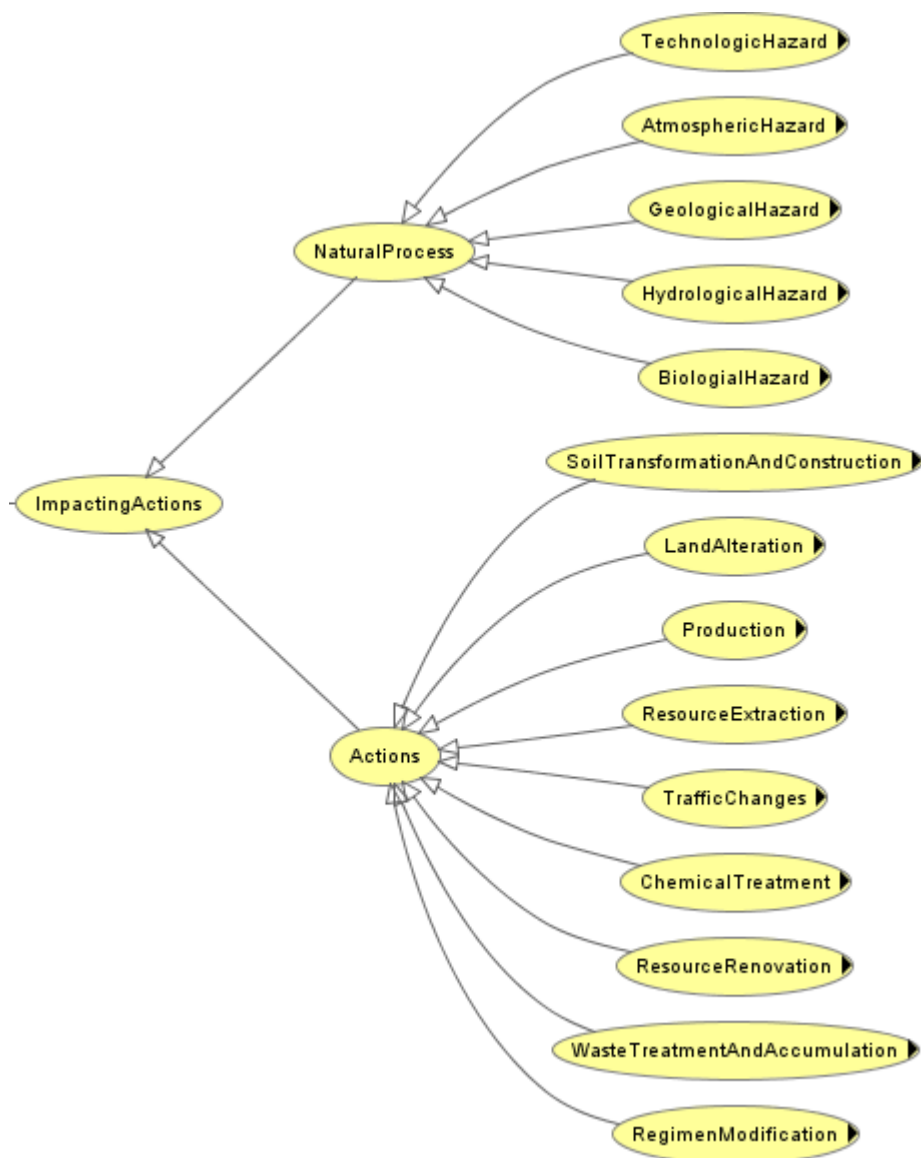


Figura 5: Acciones que producen impactos.

De acuerdo con la Norma ISO 14001, un aspecto medioambiental [25] es definido como un elemento de las actividades, productos o servicios de una organización que puede interactuar con el medio ambiente, es decir, es una parte constitutiva de la actividad empresarial a la que se dedica una organización. Las acciones, por otro lado, son la causa directa que desencadena un impacto [98].

La clase *ChemicalTreatment* se corresponde con los tratamientos químicos, en concreto el deshielo químico, la estabilización química del suelo y el control de malas hierbas e insectos mediante herbicidas y pesticidas.

La clase *LandAlteration* se corresponde con la alteración de los terrenos, en concreto control de la erosión y abancalamientos, sellado de minas y control de residuos, restauración de minería a cielo abierto, dragado de dársenas y finalmente relleno y drenaje de marismas.

La clase *Production* se corresponde con la producción, en concreto la agricultura, ganadería y pastoreo, coches y automóviles, estabulación, almacenaje de productos y madera. De la lista original de [41] se han eliminado algunos elementos, puesto que se solapan con la lista de actividades industriales de [62].

La clase *RegimenModification* se corresponde con la modificación del régimen, en concreto la introducción de fauna exótica, controles biológicos, alteración de la cubierta del suelo, alteración de la hidrología subterránea, control del río y modificación del caudal, quemas, explanación y pavimentado.

La clase *ResourceRenovation* se corresponde con la renovación de recursos, en concreto la reforestación, conservación y gestión de la naturaleza, aplicación de fertilizantes y reciclado de residuos.

La clase *ResourceExtraction* se corresponde con la extracción de recursos, en concreto las voladuras y barrenas, excavación superficial, excavaciones bajo superficie y restauración, excavación de pozos y extracción de fluidos, clareos y talas, dragados, pesca y caza comercial.

La clase *SoilTransformationAndConstruction* se corresponde con la transformación del suelo y construcción, en concreto la urbanización, parcelas y edificios industriales, aeropuertos, autopistas y puentes, carreteras y vía, ferrocarriles, cables y elevadores, tendidos eléctricos, oleoductos y corredores,

Tabla 39: Relación de acciones que producen impacto y su descripción.

Acciones de impacto	
Concepto	Descripción
ImpactingActions	Acciones o actividades que producen impacto
Actions	Acciones o actividades humanas que producen impacto
NaturalProcess	Procesos naturales o accidentes que producen impactos
GeologicalHazard	Peligros originados por fenómenos geológicos
TechnologicHazard	Peligros originados por accidentes derivados de la tecnología
HydrologicalHazard	Peligros originados en los fenómenos meteorológicos
AtmosphericHazard	Peligros originados por fenómenos atmosféricos.
BiologicalHazard	Peligros originados por fenómenos biológicos
RegimenModification	Modificación del régimen
ChemicalTreatment	Tratamientos químicos
TrafficChange	Cambios en el tráfico
WasteTreatmentAnd-Accumulation	Acumulación y tratamiento de residuos
LandAlteration	Alteración de los terrenos
Production	Producción
ResourceRenovation	Renovación de recursos
ResourceExtraction	Extracción de recursos
SoilTransformation-AndConstruction	Transformación del suelo y construcción

barreras (incluidos vallados), dragado y alineado de canales, revestimientos de canales, canales presas y embalsamientos, muelles, espigones y terminales portuarias, estructuras mar adentro, instalaciones de recreo, voladuras y barrenas, excavar y rellenar, túneles e instalaciones subterráneas.

La clase TrafficChange se corresponde con los cambios de tráfico, en concreto de ferrocarril, automóvil, camiones, buques, aeronaves, transporte fluvial y en canales, navegación de recreo, senderos, teleféricos y elevadores, comunicaciones y oleoductos.

La clase WasteTreatmentAndAccumulation se corresponde con la acumu-

lación y tratamiento de residuos, en concreto la acumulación de restos, rechazos y sobrantes, vertidos al mar, depósitos subterráneos, eliminación de chatarra, escapes de pozos petrolíferos, vertidos de agua de refrigeración, emisiones de los residuos municipales incluyendo el riesgo por aspersion, vertidos de efluentes líquidos, balsas de estabilización y oxidación, fosas sépticas, comerciales y domésticas, emisiones de chimeneas y tubos de escape y lubricantes usados.

Los peligros ambientales que se contemplan en [150] son atmosféricos, hidrológicos, geológicos, biológicos, y tecnológicos. Estos sucesos naturales son considerados acciones en tanto en cuanto interactúen con otras actividades, productos o servicios realizados por el ser humano. Esto es así debido a que se incrementan el impacto y las consecuencias de estas acciones como resultado de esta interacción.

En los peligros atmosféricos se distingue entre peligros combinados (Tornado, huracán, tormenta, ventisca y tormentas heladas) o peligros simples (exceso de lluvia caída, temperaturas extremas, lluvia líquida y congelada, granizo, exceso de nieve, rayos y altas velocidades del viento).

En los peligros biológicos se distingue entre invasiones de animales (plagas) y plantas, epidemias (epidemias en humanos, plantas o animales salvajes) y fuego en bosques, herbazales o prados.

En los peligros geológicos se distingue entre terremotos (sacudidas de tierra y tsunamis), movimiento de masas (avalanchas, derrumbes y flujos de barro y cieno), erupciones volcánicas (nube piroplástica, ceniza), sedimentación, movimientos de sedimentos (atascos en los sedimentos) y erosión (costera, gravitacional, por hielo y por agua).

2.1.3 IndustrialActivities-IPPC (ActividadesIndustriales-IPPC)

Según la Real Academia de la Lengua Española, industria es el conjunto de operaciones materiales ejecutadas para la obtención, transformación o transporte de uno o varios productos naturales. Las actividades industriales forman un sector con una problemática propia desde el punto de vista ambiental. En la evaluación del impacto ambiental las actividades industriales tienen

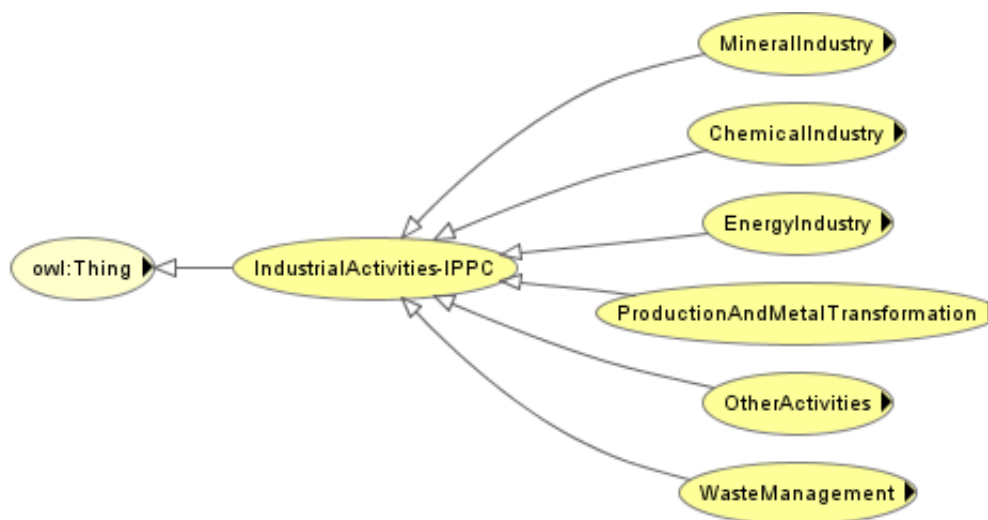


Figura 6: Actividades industriales (IPPC).

gran importancia, y por ese motivo se encuentran localizadas en el primer nivel de la jerarquía de la ontología.

En principio, las actividades industriales se habían incluido como parte de las acciones, pero tras la revisión de expertos, se han tomado como una nueva entidad. Los expertos también aconsejaron que no se reflejara una clasificación cualquiera, sino que se reflejase la clasificación de las actividades industriales de la Directiva 2008/1/CE (IPPC).

Esta clase contiene las actividades industriales, ganaderas y de gestión de residuos que se describen en [62], donde no están incluidas las instalaciones o partes de las instalaciones utilizadas para la investigación, desarrollo y experimentación de nuevos productos y procesos.

Según [62], las actividades industriales se agrupan en industria química, industria energética o de combustión, industria mineral, producción y transformación de metales, gestión de residuos y otras industria que no se pueden agrupar con las anteriores como son las instalaciones de eliminación de desechos, la cría intensiva, la fabricación de papel y cartón, el tratamiento previo o tinte de textiles, la fabricación de carbono, la fabricación de pasta de papel, los mataderos, el tratamiento de superficies, el curtido de cueros,

Tabla 40: Relación de actividades de la IPPC y su descripción.

Actividades industriales (IPPC)	
Concepto	Descripción
IndustrialActivities-IPPC	Actividades industriales (IPPC)
ProductionAndMetalTransformation	Producción y transformación de metales.
ChemicalIndustry	Industria química
MineralIndustry	Industrias minerales
EnergyIndustry	Industria de combustión
WasteManagement	Gestión de residuos
OtherActivities	Otras actividades

fabricación de productos alimenticios y el tratamiento y la transformación de la leche.

2.1.4 Impact (Impacto)

La norma ISO 14001 define el impacto medioambiental [25] como cualquier cambio en el medio ambiente, sea adverso o beneficioso, resultante en todo o parte de las actividades, productos y servicios de una organización. En general, los impactos suelen verse como un producto, pero también pueden verse como resultado de la producción.

El impacto de un proyecto sobre el medio ambiente es la diferencia entre la situación del medio ambiente futuro modificado, tal y como se manifestaría como consecuencia de la realización del proyecto, y la situación del medio ambiente futuro tal como habría evolucionado normalmente sin tal actuación, es decir, la actuación neta resultante de una actuación [50].

Esta clase incluye los impactos más comunes que están agrupados por los elementos del medio a los que afectan, distinguiendo inicialmente las siguientes subclases de acuerdo con la jerarquía que se muestra en la figura 7. Esto es así para mantener una estructura lógica y permitir el aumento del nivel de detalle si es necesario.



Figura 7: Impactos ambientales.

En primer lugar se distinguen los impactos sobre la atmósfera [21]. De este elemento del medio se tiene en cuenta la alteración de la composición en fase gaseosa y sólida, el incremento de la radioactividad y la contaminación lumínica. En el clima se tienen en consideración las variaciones en las nieblas, precipitaciones, temperaturas y vientos. Por último, se añaden como impacto sobre la atmósfera la introducción de ruidos y olores.

Los impactos geofísicos [21] son los que afectan a los procesos geofísicos, como pueden ser la alteración de la dinámica de los cauces, la alteración de zonas inundables, la modificación en la erosión, la alteración en la sedimentación, la alteración de la estabilidad de laderas, la subsidencia, la sismicidad inducida, las vibraciones, la modificación de la propagación del oleaje, la alteración de las corrientes litorales y la alteración de la recarga de acuíferos.

Los impactos sobre la tierra [21] son los que afectan a la tierra. El suelo es susceptible de impacto por destrucción directa, por contaminación o por la alteración de las características edáficas. La morfología es alterada si se modifica la topografía. En los elementos singulares se tiene en cuenta la destrucción de P.I.G. (punto de interés geográfico) o de monumentos naturales. El impacto sobre los recursos minerales viene dado por la pérdida de recursos.

Los impactos sobre el hábitat [41] se clasifican de acuerdo a la alteración de las propiedades del hábitat, la pérdida directa del hábitat o interferencias del movimiento de las especies. La alteración de las propiedades del hábitat viene dada por la alteración de la composición de la comunidad, la reducción de cobertura vegetal, la reducción del hábitat crítico, la interrupción de flujo de energía y nutrientes, la reducción de alimentos, la aparición de plagas y la reducción de la productividad. La pérdida directa del hábitat viene dada por la reducción de biodiversidad, la eliminación del hábitat crítico, el desplazamiento de especies de baja movilidad y la reducción de la productividad primaria. La interferencia del movimiento de las especies viene dada por el desplazamiento de algunos segmentos de la comunidad, el alto consumo de energía, la interrupción de las fases críticas de la evolución histórica, desplazamientos duraderos, bloqueo de migraciones, bloqueo de acceso a hábitat

Tabla 41: Relación de impactos y su descripción.

Impactos	
Concepto	Descripción
SocioeconomicImpact	Impacto socioeconómico
PricesAndTaxesImpact	Impacto en los precios e impuestos
DemographicImpact	Impacto demográficos
LandUseImpact	Impacto en los usos del suelo
EconomicOrEmploymentImpact	Impactos económicos o de empleo
SocialCommunityImpact	Impacto en la comunidad social
TourismAndLeisureImpact	Impacto en el turismo y en el ocio
SocialAndPublicServicesImpact	Impacto sociales y en los servicios públicos
GeophysicalImpact	Impacto en procesos geofísicos
GroundImpact	Impacto en la tierra
SingularElementImpact	Impacto sobre elementos singulares
SoilImpact	Impacto sobre el suelo
MorfologyImpact	Impacto sobre la morfología
MineralResourceImpact	Impacto en recursos minerales y rocas industriales
HabitatImpact	Impacto en el Hábitat
HabitatDirectLoss	Pérdida directa del hábitat
PropertiesHabitatAlteration	Alteración de las propiedades del hábitat
MovementInterference	Interferencias de movimientos
WaterImpact	Impacto sobre las aguas
SurfaceWaterImpact	Impacto sobre las aguas superficiales
GroundwaterImpact	Impacto sobre las aguas subterráneas
LandscapeImpact	Impacto sobre el paisaje
AtmosphereImpact	Impacto sobre la atmósfera
ClimeImpact	Impacto sobre el clima
NoiseImpact	Impacto en el ruido
SmellImpact	Impacto sobre los olores
AtmosphereComponentImpact	Impacto sobre los componentes de la atmósfera
LightPollution	Contaminación lumínica

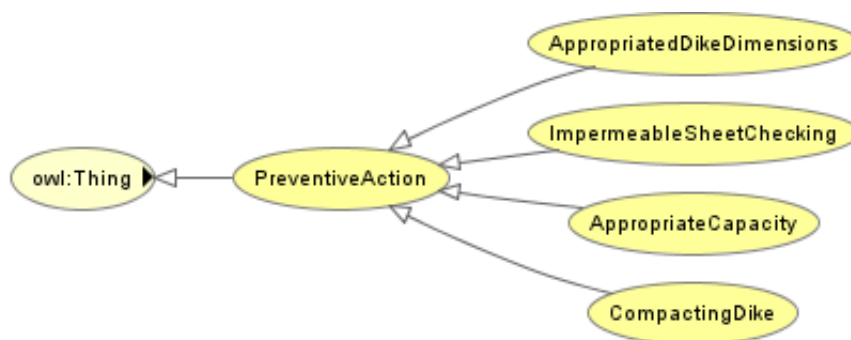


Figura 8: Acciones preventivas.

críticos, bloqueo de acceso a hábitat de alimento, bloqueo de escape de hábitat adverso y el desplazamiento breve de especies móviles.

Los impactos que puede tener el paisaje [21] son la alteración de su calidad y el impacto visual.

Los impactos socioeconómicos [41] se han tomado en función de las variaciones de los precios e impuestos, las variaciones demográficas, las tendencias económicas y de empleo, las necesidades de servicios públicos y sociales, la comunidad social, los cambios de uso de suelo y las variaciones de turismo y ocio.

En los impactos sobre las aguas [21] se ha distinguido entre las aguas superficiales y las aguas subterráneas. En las aguas subterráneas puede alterarse el nivel freático, el flujo y la calidad de las aguas. En las aguas superficiales puede verse afectada la calidad, el nivel de radiación, los flujos de los caudales y la aportación a la cuenca.

2.1.5 PreventiveAction (AcciónPreventiva)

Esta clase se corresponde con las medidas preventivas (sistemas de seguridad, funcionalidad, existencia de redundancias, procedimientos, alarmas, actividades de mantenimiento preventivo, etc.) con las que se cuenta, para evitar o atenuar la probabilidad de ocurrencia y el efecto de un posible accidente [159].

Tabla 42: Relación de acciones preventivas y su descripción.

Acciones preventivas	
Concepto	Descripción
PreventiveAction	Medida preventiva ante una amenaza
AppropriatedDikeDimensions	Dimensionamiento adecuado del dique
ImpermeableSheetChecking	Comprobación del estado de la lámina impermeable
CompactingDike	Compactación del dique
AppropriateCapacity	Capacidad adecuada. En volumen

La norma UNE 150008 es genérica y no determina medidas preventivas concretas. Establece que debe desarrollarse para cada actividad concreta. Para esta propuesta sólo hemos dispuesto de un texto que la desarrolle en el ámbito de las balsas de lixiviados.

Se han incluido las medidas preventivas para balsas de lixiviados [48]: capacidad adecuada en volumen, dimensionamiento adecuado del dique, compactación del dique y comprobación del estado de la lámina del dique.

2.1.6 IndicatorsAndMeasureUnits (IndicadoresYUnidadesDeMedida)

Los indicadores [41] se refieren a medidas simples de factores o especies biológicas, bajo la hipótesis de que estas medidas son indicativas del sistema biofísico o socioeconómico. Un indicador ambiental [86] es un factor ambiental que transmite información sobre el estado del ecosistema del que forma parte o de alguna característica del mismo

Durante muchos años también se han utilizado indicadores biológicos, por ejemplo, plantas como indicadores de las condiciones del agua y del suelo. Un organismo indicador es una especie seleccionada por su sensibilidad o tolerancia a los diversos tipos de contaminación y sus efectos [41].

Los indicadores se pueden clasificar desde un punto de vista práctico [86] como indicadores de alarma o aviso, indicadores de sensibilidad e indicadores de integración.

El indicador de un factor se puede ver con la expresión por la que es capaz de ser medido. En algunos casos el factor sólo será cuantificable de manera indirecta, mediante un modelo [50].

Tabla 43: Relación de indicadores y unidades de medida y su descripción.

Indicadores y unidades de medida	
Concepto	Descripción
AffectedArea	Superficie afectada
AffectedAreaByDifferentInmision-Levels	Superficie afectada por distintos niveles de inmisión
AffectedAreaByHighLoudLevels	Superficie afectada por niveles sonoros superiores a un valor umbral
AffectedAreaBySmells	Superficie afectada por los olores
AffectedAreaInRechargedZones	Superficie afectada en las zonas de recarga de acuíferos
AffectedAreaXBarrierDanger	Superficie afectada por riesgo de barrera-presa
AffectedAreaXGroundwaterVulnerability	Superficie afectada ponderada por su vulnerabilidad ante la contaminación de aguas subterráneas
AffectedAreaXQuality	Superficie afectada ponderada por su calidad
AffectedLengthXInterest	Longitud afectada por el interés de los diferentes tramos
AnnualSeasonalSedimentation-Rate	Tasa de sedimentación anual o estacional
AreaXEconomicInterest	Superficie ocupada ponderada por su interés económico
AverageDepthInIncoherentMaterialLayer	Profundidad media de la capa de material incoherente
AverageIncreaseOfSedimentation-Level	Crecimiento medio del nivel de sedimentos en las zonas de acumulación
AverageTemperatureIncrease	Incremento de la temperatura media
BioticIndex	Índices bióticos
CaloricAmplitudeInATimePeriod	Amplitud térmica en un período de tiempo
ChangeInPotentialLandProfitability	Cambio en la rentabilidad potencial del suelo
OndulatoryMovementCharacteristics	Características del movimiento ondulatorio
ChromaticContrast	Contraste cromático
ScentedMateriasConcentration	Concentración de materias olorosas
ContentInMetal	Contenido en metales (ppm)

Tabla 43: Relación de indicadores y unidades de medida y su descripción (Cont.).

Indicadores y unidades de medida.	
ContentInSalts	Contenido en sales
DangerLevel	Nivel de peligrosidad o de riesgo
DecreasedCategoryArea	Superficie que disminuye de categoría en términos de clases agrológicas
ExposedAreaToDraggingXQuality	Superficie expuesta al arrastre ponderada por su calidad
FloodedAreaXInterest	Superficie inundada ponderada por su interés
FlowAffectedForQualityChange	Caudales afectados por cambios en la calidad
FlowOfFlood	Caudal de avenida
GroundwaterVariationContributionInInterestPoint	Variación de la aportación de agua subterránea en puntos de interés
InmisionLevel	Niveles de aportación o inmisión (Rad o Rem)
InterruptionLevel_BlockadeAnd-DeflectOfDrainage	Grado de interrupción, bloqueo o desvío de la red natural de drenaje
InterruptionLevel_BlockadeAnd-DeflectOfNaturalCurrents	Grado de interrupción, bloqueo o desvío de las corrientes naturales
KasrtificationLevel	Grado de Karstificación
MaximumlTemperatureIncrease	Incremento de la temperatura máxima
MinimumTemperatureIncrease	Incremento de la temperatura mínima
MovedLandsVolume	Volumen de movimiento de tierras
NumberOfObstructedAirPoints	Número de puntos en que se intersecta el recorrido del aire
NumberOfFogDays	Número de días de niebla
NumberOfIncentivedAirPoints	Número de puntos en que se favorecen los recorridos del aire
NumberOfInterceptedChannel	Número de cauces interceptados
NumberOfLakesAndHumidZoneX-Value	Número de lagos y zonas húmedas por su valor
NumberOfNearFault	Número de fallas próximas
ObstructedVegetationLength	Longitud de los tramos de vegetación intersectados
OccupiedAreaOfDifferentDispersantCapacity	Superficie ocupada de distinta capacidad dispersante
ParticleAcelaration	Aceleración de partícula
ParticleSpeed	Velocidad de partícula
PhreaticLevelAlterationInTimePeriod	Ascenso o descenso del nivel freático en un período de tiempo

Tabla 43: Relación de indicadores y unidades de medida y su descripción (Cont.).

Indicadores y unidades de medida.	
PhysiochemicalContributionLevel	Niveles de aportación para los diferentes parámetros físico-químicos
PhysiochemicalInmisionLevel	Niveles de aportación o inmisión para los diferentes parámetros físico-químicos
PotentialErosion	Potencial de erosión
PrecipitationIncrease	Incremento de la precipitación
ProbableVibrationFrecuency	Frecuencia de vibración más probable
Profitability	Rentabilidad valorada monetariamente
RechargeIndex	Índices de recarga
RelationNaturalAndIntroduced-Slope	Relaciones pendiente natural-pendiente introducida
RiverLenghtAffectedByContamination	Longitud del tramo de río afectado por contaminación
SedimentationRateInDam	Tasas de sedimentación en embalses
SlopeGrade	Grado de pendiente
SoilHumidity	Humedad en el suelo
SoilLossRates	Tasas de pérdida de suelo
SolidInSuspensionInWater	Sólidos en suspensión en el agua
StructuralContrast	Contraste estructural
TensionalState	Estado tensional
TerritorialAreaAffectedByDifferentInmisionLevels	Superficie territorial afectada por los distintos niveles de inmisión
TotalAreaXInterest	Superficie total ponderada por su interés actual
TotalNumberXInterest	Numero total ponderado por su interés
UnitsOfLandscapeValue	Unidades de valor paisajístico
VegetationCoverage	Cobertura o grado de cubierta vegetal
VisualIncidenceAngle	Ángulo de incidencia visual
VisualIncidenceXInfraestructure-Importance	Incidencia visual ponderada por la importancia de la infraestructura
VisualIncidenceXPopulation	Incidencia visual ponderada por el número de habitantes
VisualReach	Alcance visual
VisualZone	Cuenca visual
WaterQualityIndex	Indices de calidad de las aguas
WatershedContributionInTimePeriod	Aportación de la cuenca durante un período de tiempo

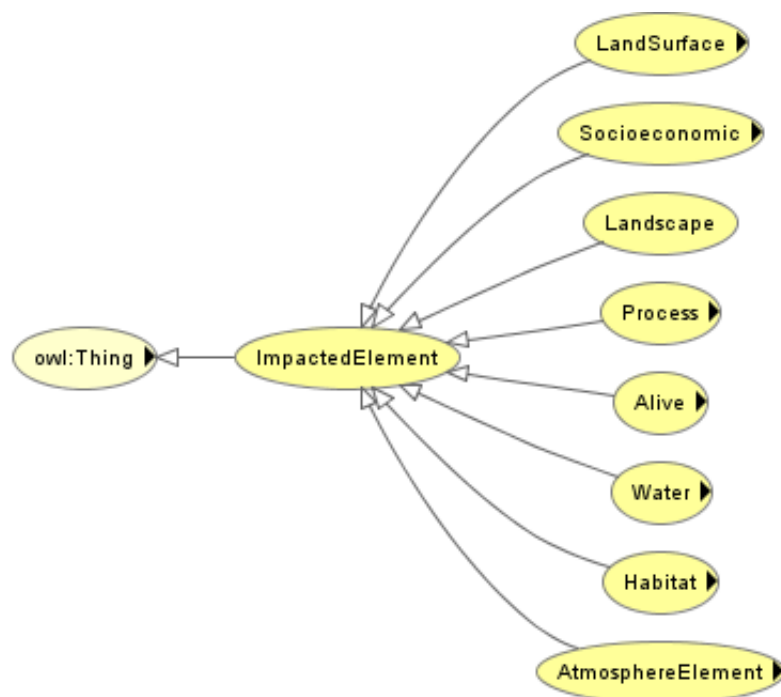


Figura 9: Elementos del medio susceptibles de impacto.

Se ha tenido dificultad para encontrar listados o clasificaciones de unidades de medida e indicadores para impactos. Sólo se ha encontrado un autor [21] que realice una clasificación suficientemente amplia y adecuada a la EIA.

Esta clase contiene una lista de indicadores y unidades de medida para los impactos ambientales extraída de [21]. La lista no se muestra en un diagrama como las anteriores, debido a que su tamaño hace que no sea legible.

2.1.7 ImpactedElement (ElementoImpactado)

Los elementos del medio, son los que se ven afectados por los impactos ambientales. La Unión Europea (UE) en su directiva 85/337 da una relación de factores que deben considerarse en las evaluaciones de impacto ambiental. Según dicha directiva, el medio ambiente sería el sistema constituido por el hombre, la fauna, la flora, el suelo, el agua, el aire, el clima, el paisaje, las

interacciones entre los factores anteriores, los bienes materiales y el patrimonio cultural [98]. Esta relación de factores permanece aún vigente en la legislación española de acuerdo con el Real Decreto 1/2008 [142];

Según el reglamento de evaluación de impacto ambiental (Real Decreto 1131/88) [141], los factores ambientales a tener en cuenta en las evaluaciones de impacto ambiental son la población humana, la fauna, la flora, la vegetación, el suelo, el agua, el aire, el clima, el paisaje, la gea y los ecosistemas; y añade el patrimonio histórico-artístico, las relaciones sociales y las condiciones de sosiego público [86].

No existen grandes diferencias entre las clasificaciones de los distintos autores. Esto ha permitido que no se haya seguido una clasificación concreta, sino que se hayan integrado distintas clasificaciones para obtener una más completa y estructurada. Por ejemplo, la flora y la fauna derivan del concepto “seres vivos”.

En la bibliografía [41, 50] aparecen amplias listas de elementos del medio y factores concretos que se ven afectados por los impactos. Todos los factores o parámetros que constituyen el Medio Ambiente pueden verse afectados en mayor o menor medida por las acciones humanas.

El medio es en sí, un medio holístico y son precisamente las interrelaciones entre los factores que lo componen, la característica esencial para entenderlo. El entorno está constituido por elementos y procesos interrelacionados, que se organizan en sistemas y subsistemas, dentro de los cuales se encuentran los componentes ambientales [50].

Esta clase incluye los elementos del medio que se pueden ver afectados por los impactos ambientales. Por esta razón son calificados como elementos impactados, pero también son habitualmente nombrados como factores ambientales.

La clase Alive agrupa a los seres vivos. Se ha dividido en animales y plantas y estos a su vez en otras subclases de acuerdo con la jerarquía que se define en [6]. En esta directiva europea se enumeran las especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación. Las especies están indicadas por el

Tabla 44: Relación de elementos del medio susceptibles de impacto y su descripción.

Elementos susceptibles de impacto	
Concepto	Descripción
ImpactedElement	Elementos del medio susceptibles de impacto
LandSurface	Superficie terrestre
Socioeconomic	Elementos socioeconómicos
Landscape	Paisaje
Process	Procesos
Alive	Seres vivos
Water	Agua
Habitat	Hábitat
AtmosphereElement	Elementos Atmosféricos

nombre de la especie o subespecie, o por el conjunto de las especies pertenecientes a un taxón superior o una parte designada a dicho taxón. La abreviatura “spp” a continuación del nombre de una familia o de un género sirve para designar todas las especies pertenecientes a dicha familia o género.

En la jerarquía anterior no están incluidas las aves, de modo que se ha añadido una lista tomada de [3], donde se enumeran las especies amenazadas por extinción, las especies vulnerables a determinadas modificaciones de sus hábitats, las especies consideradas como raras porque sus poblaciones son escasas o porque su distribución local es limitada y otras especies que requieran una atención particular debido al carácter específico de su hábitat.

La taxonomía relacionada con la clase correspondiente a los elementos atmosféricos está basada principalmente en la ontología para las ciencias de la tierra [94], donde se clasifica la atmósfera en capas. También se han añadido otros tres elementos, clima [41], ruido y olor [50].

Los hábitats son zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales [6]. La jerarquía de hábitats se ha tomado de [6], donde se clasifican los hábitats naturales de interés comunitario cuya conservación requiere la designación de zonas de especial conservación. La interpretación

de estos hábitats se puede encontrar en el manual de interpretación de los hábitats de la unión europea [76]. Estos hábitats se pueden consultar por el código Natura 2000, que ha sido incorporado a la ontología.

La clase LandSurface se refiere al suelo y a la superficie de la tierra en general. A ella se le ha añadido la clasificación de las capas de la superficie de la tierra tomada de [94]. A ésta se le ha añadido también la capacidad agraria, la capacidad agrícola [50] y la morfología [41].

La clase Landscape hace referencia al paisaje como elemento del medio [41].

En [41] se clasifica a los procesos como elementos ambientales e incluye la adsorción¹, los flujos de aire, la compactación del suelo, la sedimentación, la erosión, la infiltración, la estabilidad y la vibración.

El medio socioeconómico es el sistema constituido por las estructuras y condiciones sociales, histórico-culturales y económicas en general, de las comunidades humanas o de la población de un área determinada [50].

La clase Socioeconomic contiene los factores socioeconómicos que son susceptibles de tener alteraciones como consecuencia de un impacto ambiental: precios e impuestos, demografía, economía y desempleo, comunidad social, servicios públicos y sociales, turismo y empleo o uso del suelo [41].

La clase Water contiene una jerarquía que clasifica los tipos de aguas y los elementos relacionados que pueden verse afectados por impactos. Inicialmente se divide en glaciares, nieve [94], aguas subterráneas y aguas superficiales [7].

Según [7], las masas de agua superficial dentro de la demarcación hidrográfica se clasificarán en uno de los siguientes tipos de aguas superficiales: ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras o como masas de agua superficial artificiales o como masas de agua superficial muy modificadas.

A su vez, los cursos de agua artificial se dividen en acequias, estanques y canales. La Junta de Andalucía (1991) realiza una clasificación similar a la Directiva Marco de Aguas, donde aparecen los estuarios, zona intermareal, albufera, salinas y marismas. Todas estas son aguas de transición, de modo

¹La acción de atraer y retener en la superficie de un cuerpo moléculas o iones de otro cuerpo

Tabla 45: Factor ambiental Aguas.

Aguas	
Concepto	Descripción
Water	Agua
Groundwater	Aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación
PhreaticLevel	Nivel freático
Aquifer	Capas subterráneas que permiten flujo significativo de aguas subterráneas o extracción de cantidades significativas
Spring	Fuente
Lake	Lago, masa de agua continental superficial quieta
GlaciersIce	Glaciar
SnowIce	Nieve
SurfaceWater	Aguas continentales, excepto las aguas subterráneas; las aguas de transición y las aguas costeras
TransitionalWaters	Aguas de transición, masas de agua superficial parcialmente salinas por su proximidad a las aguas costeras
SaltEvaporationPond	Salinas
Estuary	Estuario, parte más ancha y profunda en la desembocadura de los ríos
Marsh	Marismas
Lagoon	Albufera
IntertidalZone	Zona intermareal, que se inunda cuando sube la marea y queda descubierta cuando baja
River	Ríos
CoastalWaters	Aguas costeras
ModifiedWaters	Masa de agua superficial que como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza
ArtificialWaters	Aguas artificiales, masa de agua superficial creada por la actividad humana
Pond	Estanque
IrrigationDitch	Acequia
Canal	Vía artificial de agua hecha por el hombre

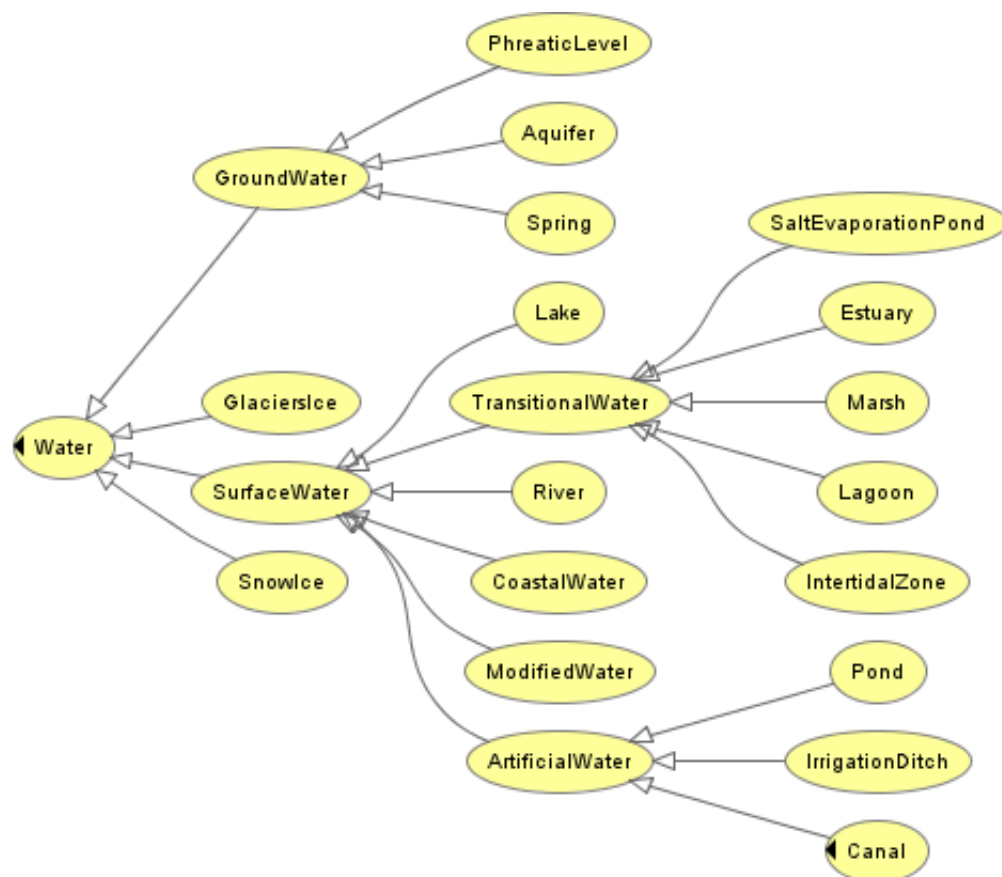


Figura 10: Jerarquía del agua.

que se añaden como subclases de la clase `TransitionalWater`. Dada la importancia de las aguas, en la figura 10 se muestra la clasificación completa de las aguas.

2.1.8 ImpactAssessment (ValoraciónDelImpacto)

Esta clase contiene las valoraciones para los impactos. La valoración de los impactos está contemplada dentro del proceso de la EIA y se plasma en el informe técnico a la hora de hacer el estudio de impacto ambiental. Las valoraciones posibles que se contemplan son las descritas en [141] y son definidas a continuación.

Efecto notable: Aquel que se manifiesta como una modificación del medio ambiente, de los recursos naturales, o de sus procesos fundamentales de funcionamiento, que produzca o pueda producir en el futuro repercusiones apreciables en los mismos; se excluyen por tanto los efectos mínimos.

Efecto mínimo: Aquel que puede demostrarse que no es notable.

Efecto positivo: Aquel admitido como tal, tanto por la comunidad técnica y científica como por la población en general, en el contexto de un análisis completo de los costes y beneficios genéricos y de las externalidades de la actuación contemplada.

Efecto negativo: Aquel que se traduce en pérdida de valor naturalístico, estético-cultural, paisajístico, de productividad ecológica, o en aumento de los perjuicios derivados de la contaminación, de la erosión o colmatación y demás riesgos ambientales en discordancia con la estructura ecológico-geográfica, el carácter y la personalidad de una localidad determinada.

Efecto directo: Aquel que tiene una incidencia inmediata en algún aspecto ambiental.

Efecto indirecto o secundario: Aquel que supone incidencia inmediata respecto a la interdependencia, o, en general, respecto a la relación de un sector ambiental con otro.

Efecto simple: Aquel que se manifieste sobre un solo componente ambiental, o cuyo modelo de acción es individualizado, sin consecuencias en la inducción de nuevos efectos, ni en la de su acumulación, ni en la de su siderurgia.

Efecto acumulativo: Aquel que al prolongarse en el tiempo la acción del agente inductor, incrementa progresivamente su gravedad, al carecerse de mecanismos de eliminación con efectividad temporal similar a la del incremento del agente causante del daño.

Efecto sinérgico: Aquel que se produce cuando el efecto conjunto de la presencia simultánea de varios agentes supone una incidencia ambiental mayor que el efecto suma de las incidencias individuales contempladas aisladamente. Asimismo, se incluye en este tipo aquel efecto cuyo modo de acción induce en el tiempo la aparición de otros nuevos.

Efecto a corto plazo: Aquel cuya incidencia puede manifestarse en un ciclo anual.

Efecto a medio plazo: Aquel cuya incidencia puede manifestarse antes de cinco años.

Efecto a largo plazo: Aquel cuya incidencia puede manifestarse en períodos superiores a cinco años.

Efecto permanente: Aquel que supone una alteración indefinida en el tiempo de factores de acción predominante en la estructura o en la función de los sistemas de relaciones ecológicas o ambientales presentes en el lugar.

Efecto temporal: Aquel que supone alteración no permanente en el tiempo, con un plazo temporal de manifestación que puede estimarse o desestimarse.

Efecto reversible: Aquel en el que la alteración que supone puede ser asimilada por el entorno de forma medible, a medio plazo, debido al funcionamiento de los procesos naturales de la sucesión ecológica, y de los mecanismos de autodepuración del medio.

Efecto irreversible: Aquel que supone la imposibilidad, o la “dificultad extrema”, de retornar a la situación anterior a la acción que lo produce.

Efecto recuperable: Aquel en que la alteración que supone puede eliminarse, bien por la acción natural, bien por la acción humana, y, asimismo, aquel en que la alteración que supone puede ser reemplazable.

Efecto irrecuperable: Aquel en que la alteración o pérdida que supone es imposible de reparar o restaurar, tanto por la acción natural como por la humana.

Efecto periódico: Aquel que se manifiesta con un modo de acción intermitente y continua con el tiempo.

Efecto de aparición irregular: Aquel que se manifiesta de forma imprevisible en el tiempo y cuyas alteraciones es preciso evaluar en función de una probabilidad de ocurrencia, sobre todo en aquellas circunstancias no periódicas ni continuas, pero de gravedad excepcional.

Efecto continuo: Aquel que se manifiesta con una alteración constante en el tiempo, acumulada o no.

Efecto discontinuo: Aquel que se manifiesta a través de alteraciones irregulares o intermitentes en su permanencia.

Impacto ambiental compatible: Aquel cuya recuperación es inmediata tras el cese de la actividad, y no precisa prácticas protectoras o correctoras.

Impacto ambiental moderado: Aquel cuya recuperación no precisa prácticas protectoras o correctoras intensivas, y en el que la consecución de las condiciones ambientales iniciales requiere cierto tiempo.

Impacto ambiental severo: Aquel en el que la recuperación de las condiciones del medio exige la adecuación de medidas protectoras o correctoras, y en el que, aun con esas medidas, aquella recuperación precisa un período de tiempo dilatado.

Impacto ambiental crítico: Aquel cuya magnitud es superior al umbral aceptable. Con él se produce una pérdida permanente de la calidad de las condiciones ambientales, sin posible recuperación, incluso con la adopción de medidas protectoras o correctoras.

2.1.9 ContaminantElement (ElementoContaminante)

Esta clase incluye sustancias que se consideran contaminantes, como pueden ser aguas ácidas de minas, radionúclidos artificiales, reactivos químicos, lixiviados o lodos.

Para el caso de las sustancias contaminantes no se ha reflejado la clasificación de un autor, sino que se ha realizado una recopilación de las distintas fuentes. La fuente de la que se ha tomado más información es la legislación europea porque determina que sustancias son peligrosas y han de controlarse.

De acuerdo con [7] y [62] los elementos contaminantes son aquellos que pueden, como consecuencia de la actividad humana, tener efectos perjudiciales para la salud humana o la calidad del medio ambiente, o que pueden causar daños a los bienes materiales o deteriorar o perjudicar el disfrute u otras utilidades legítimas del medio ambiente.

Las aguas ácidas de las minas tienen una presencia excesiva de iones H^+ , con la consecuente disminución de iones negativos OH^- . La presencia de estos iones marca las características que el agua presenta como disolvente y como medio en el que transcurren las distintas reacciones. Además la concentración de metales como Pb, Ni, Cu, Zn, Mn, etc. aumenta [41].

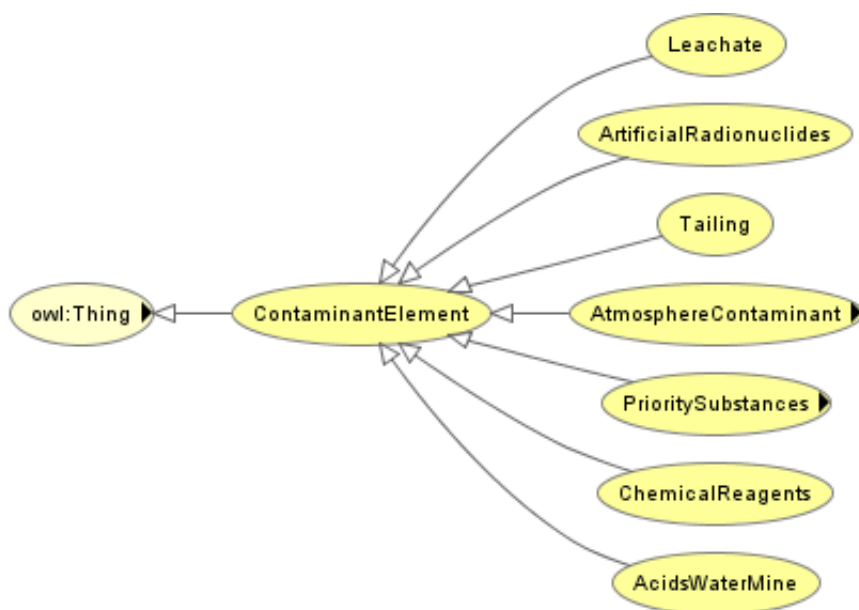


Figura 11: Elementos contaminantes.

Tabla 46: Relación de elementos contaminantes y su descripción.

Elementos contaminantes	
Concepto	Descripción
ContaminantElement	Elementos contaminantes
Leachate	Lixiviado, se produce cuando el agua percola (filtra)
ArtificialRadionuclides	Contaminación por radionúclidos
Tailing	Lodos, procedentes de minería o de depuración de aguas
AtmosphericContaminant	Contaminantes atmosféricos
PrioritySubstances	Sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas
ChemicalReagents	Reactivos químicos
AcidsWaterMine	Aguas ácidas de mina

La contaminación por radionúclidos está asociada a residuos de minería (particularmente de uranio), a las acumulaciones de fosfoyeso y a la industria metalúrgica [41].

Los contaminantes atmosféricos son aquellos que afectan directamente a la atmósfera, bien porque reaccionan con ella o bien porque se encuentran como partículas en suspensión. Se ha tomado una lista de contaminantes de acuerdo con la norma europea [62].

Los reactivos químicos son productos químicos que se agregan a un sistema para provocar una reacción.

Los lixiviados son líquidos producidos cuando el agua percola² a través de cualquier material permeable. Pueden contener tanto material suspendido como disuelto, generalmente ambos [48].

Las sustancias prioritarias [7] son aquellas que presentan un riesgo significativo para el medio acuático o a través de él. La lista de sustancias prioritarias se ha extraído de [8], donde se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica [7].

En último lugar están los lodos procedentes de minería o de estaciones de depuración de aguas.

2.1.10 Properties (Propiedades)

Dentro de la clase Properties se definen propiedades para el resto de la jerarquía de clases. Estas propiedades son características particulares que se relacionarán con el resto de clases mediante relaciones del tipo tieneUnaPropiedad. Inicialmente, se han definido propiedades para los seres vivos, para los hábitats y para las aguas.

Estas propiedades provienen de las fuentes de las que se han extraído las anteriores clasificaciones.

Para los seres vivos, se definen las siguientes propiedades (AliveProperty): *InvertebrateProperty*. Significa que una especie es invertebrada.

SpecieForMacaronesia. Significa que una especie pertenece a la Macaronesia.

²Líquido percolado: Líquidos que se filtran a través de un material concreto (si es un material permeable son lixiviados)

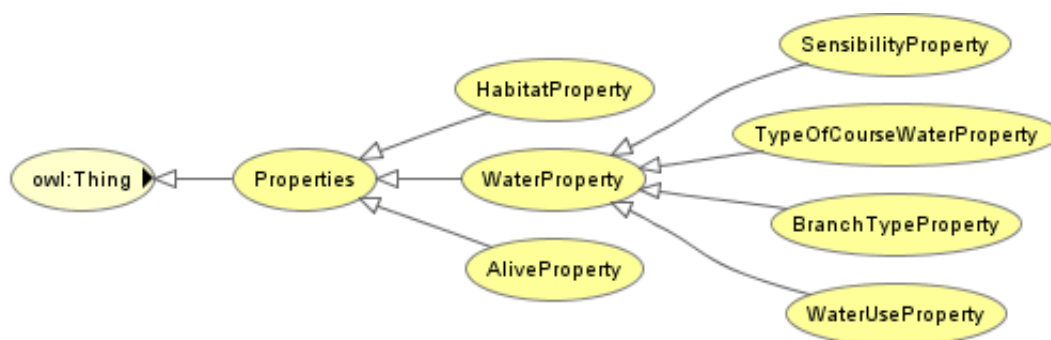


Figura 12: Propiedades

Propiedades	
Concepto	Descripción
HabitatProperty	Propiedades del hábitat
WaterProperty	Propiedades del agua
SensibilityProperty	Sensibilidad
TypeOfCourseWaterProperty	Tipo de curso de agua
BranchTypeProperty	Tipo de ramal
WaterUseProperty	Uso del agua
AliveProperty	Propiedades de los seres vivos

Tabla 47: Relación de propiedades.

VertebrateProperty. Significa que una especie es vertebrada.

Para los hábitats (*HabitatProperty*), se define una única propiedad. La propiedad *PriorityProperty* se corresponde con los hábitats prioritarios, que son aquellos que están amenazados de desaparición.

Las propiedades del agua (*WaterProperty*) se dividen en cuatro grupos, el tipo de ramal (*BranchTypeProperty*), la sensibilidad de las aguas (*Sensibility*), el tipo de curso de agua (*TypeOfCourseWaterProperty*) y los usos de las aguas (*WaterUseProperty*).

Los tipos de ramales (*BranchTypeProperty*) pueden ser primarios, secundarios y terciarios.

Inicialmente sólo hay definida una propiedad de sensibilidad, la sensibilidad de las aguas superficiales. Se definen como aguas superficiales sensibles

las salinas, los estuarios, albuferas aguas marinas y las aguas vulnerables.

Hay dos tipos de cursos de agua (*TypeOfCourseWaterProperty*), permanente (ríos, lagos, manantiales y nacimientos) y estacional (arroyos con una anchura menor de cinco metros, canales de riego y acequias).

Los usos del agua (*WaterUseProperty*) son: uso en agricultura (*AgricultureUse*), uso en acuicultura (*AquacultureUse*), uso para abastecimiento humano (*HumanProvisionUse*), uso hidroeléctrico (*HydroelectricUse*), uso en industria (*IndustryUse*), uso para navegación y transporte acuático (*NavigationUse*), sin uso para el hombre (*NoHumanUse*) y uso recreativo, incluidas zonas de baño (*RecreativeUse*).

2.1.11 GeneralConcepts (ConceptosGenerales)

GeneralConcepts no es un concepto de la ontología sino la agrupación a nivel de documentación de varios conceptos que heredan directamente de la clase *owl:Thing*. Incluye conceptos generales de la EIA.

Secuencia accidental: serie específica de sucesos que indican la evolución desde el iniciador hasta un accidente.

Vulnerabilidad: capacidad de sufrir daño.

Evaluación del Impacto Ambiental (EIA): proceso de análisis para identificar (relaciones causa-efecto), predecir (cuantificar), valorar (interpretar) y prevenir (corregir de forma preventiva) el impacto ambiental de un proyecto en el caso de que se ejecute.

Estudio de Impacto Ambiental: Es el documento técnico que debe presentar el titular del proyecto, y sobre la base del que se produce la Declaración de Impacto Ambiental. Este estudio deberá identificar, describir y valorar los efectos notables previsibles que la realización del proyecto producirá sobre los distintos aspectos ambientales.

Metodología: principios y métodos de una rama de conocimiento.

Peligro medioambiental: Cualquier propiedad, condición o situación, de una sustancia o de un sistema (instalación, equipo, etc.), que pueda ocasionar daños.

Escenario: lugar físico de la instalación o del entorno donde se origina y evoluciona el suceso iniciador.

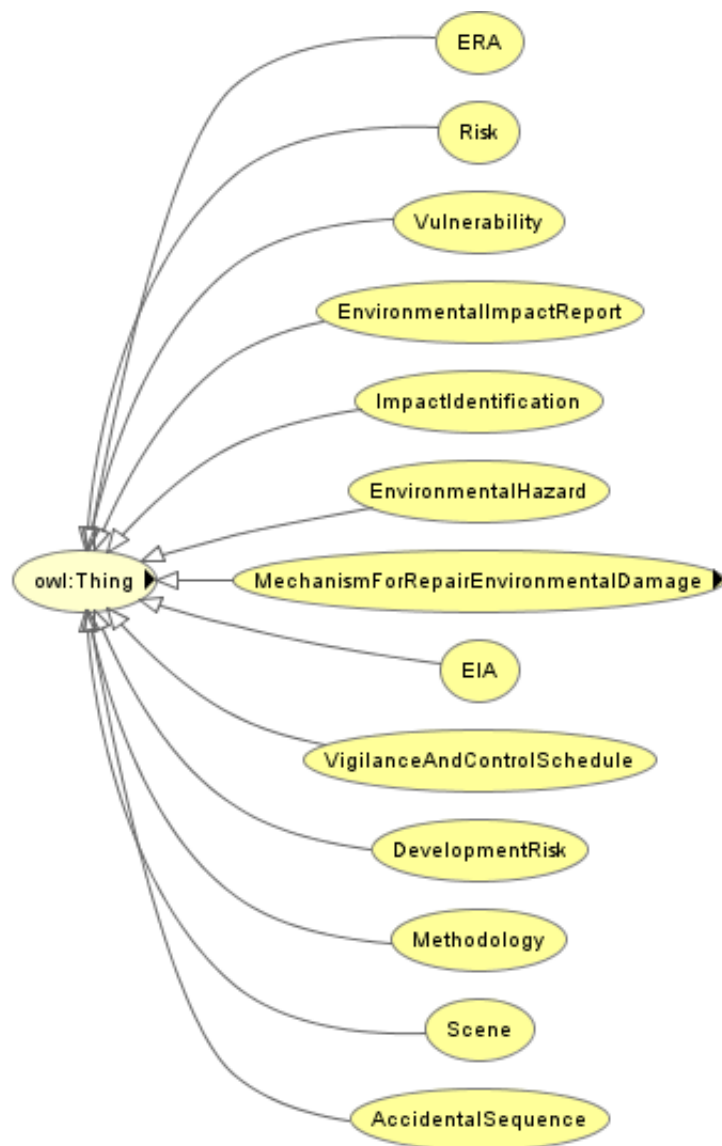


Figura 13: Conceptos generales.

Tabla 48: Relaciones de conceptos generales y su descripción.

Conceptos generales	
Concepto	Descripción
AccidentalSequence	Secuencia accidental
Vulnerability	Vulnerabilidad
EIA	Evaluación del Impacto Ambiental
Methodology	Metodología
EnvironmentalHazard	Peligro medioambiental
Scene	Escenario
DevelopmentRisk	Riesgo de desarrollo
Risk	Riesgo
MechanismForRepairEnvironmental-Damage	Medidas reparadoras
CompensatoryRepairActions	Medidas compensatorias
ComplementaryRepairActions	Medidas complementarias
PrimaryRepairActions	Medidas de reparación primaria
ERA	Evaluación del Riesgo Ambiental
VigilanceAndControlSchedule	Programa de Vigilancia y control
ImpactIdentification	Identificación de impactos

Riesgo de desarrollo: posibilidad de que el estado de los conocimientos científicos y técnicos existentes en el momento de llevar a cabo la acción u omisión generadora de un peligro, no permita apreciar la existencia del mismo.

Riesgo: combinación de la probabilidad o frecuencia de la realización de un determinado peligro y la magnitud de sus consecuencias.

Medidas reparadoras: toda acción o conjunto de acciones, incluidas las medidas paliativas provisionales, que tenga por objeto reparar, rehabilitar o reemplazar los recursos naturales y servicios dañados.

Medidas Compensatorias: tienen por objeto compensar las pérdidas temporales de recursos naturales producidas como consecuencia de un daño ambiental irreversible, es decir, son aquellas medidas que se aplican durante el proceso de recuperación del factor ambiental afectado, de modo que compensan la disminución de recursos ocasionada desde que se produce el daño hasta que se llega a la situación final de reparación.

Medidas Complementarias: se deben aplicar tras un daño irreversible en el cual es prácticamente imposible volver al estado básico. Estas medidas intentan remediar el daño causado creando recursos equivalentes a los dañados.

Medidas de reparación primarias: es la opción más simple y consiste en que una vez producido el daño ambiental, se adopten una serie de medidas correctoras que consiguen recuperar el estado ambiental previo a dicho daño, volviendo al estado básico.

Evaluación de riesgo ambiental (ERA): Proceso por el cual se determinan la frecuencia y probabilidad de las consecuencias que pueden derivarse de la materialización de un peligro. Con este proceso se obtiene la información necesaria para que una organización esté en condiciones de adoptar una decisión apropiada sobre la oportunidad de adoptar medidas preventivas y en tal caso, el tipo de medidas que deben adoptarse.

Programa de Vigilancia y control: Permite establecer un programa de seguimiento y control.

Identificación de impactos: Proceso de detección de impactos. Se estudian las relaciones existentes entre las acciones o actividades y los factores ambientales.

En este punto hay que destacar lo interrelacionadas que están la EIA y la ERA. Tanto en una como en otra podemos encontrar como entidades más importantes los elementos del medio, los daños o impactos sobre el medio y las acciones o sucesos iniciadores que causen esos daños.

2.1.12 Relaciones entre conceptos

Aunque el modelo puede ser más detallado y complicado, en esta sección se describen las relaciones más representativas para la EIA. Algunas de ellas coinciden con las reflejadas en la figura 4.

ProduceImpact:

Dominio: IndustrialActivities-IPPC, ImpactingActions.

Rango: Impact.

Descripción: Relaciona las actividades industriales y las acciones con los impactos. Cuando se instancia, significa que una acción o actividad produce un impacto de entre los que se encuentran especificados en la clase *Impact*. Por ejemplo, la construcción de una autopista produce la fragmentación del hábitat.

HasIndicatorAndMeasureUnit:

Dominio: *Impact*.

Rango: *IndicatorAndMeasureUnit*.

Descripción: Relaciona los impactos con las unidades de medida o indicadores de impacto. Cuando se instancia, significa que un impacto tiene un determinado indicador o unidad de medida. Por ejemplo, el incremento de radioactividad se mide con el nivel de inmisión.

ImpactIn:

Dominio: *Impact*.

Rango: *ImpactedElement*.

Descripción: Relaciona los impactos con los elementos del medio, es decir, los elementos susceptibles de recibir impactos. Cuando se instancia, significa que un impacto repercute o afecta a un determinado elemento del medio. Por ejemplo, el incremento de radioactividad afecta a las aguas superficiales.

hasPreventiveAction:

Dominio: *IndustrialActivities-IPPC*, *ImpactingActions*.

Rango: *PreventiveAction*.

Descripción: Relaciona las actividades o acciones con las medidas preventivas. Cuando se instancia, significa que una acción o actividad tiene asociada una medida preventiva concreta. Por ejemplo, las balsas de lixiviados tienen como medida preventiva la compactación del dique.

hasAliveProperty:

Dominio: Alive.

Rango: AliveProperty.

Descripción: Relaciona los seres vivos con las propiedades de los seres vivos. Cuando se instancia, significa que un ser vivo tiene una de las propiedades definidas en *AliveProperty*. Por ejemplo, el buitre leonado es un vertebrado.

hasSpeciesStatus:

Dominio: Animal, Plant.

Rango: SpeciesStatus.

Descripción: Relaciona las especies de los animales y plantas con el estado de la especie. Cuando se instancia, significa que una especie tiene un estado de los definidos en *SpeciesStatus*. Por ejemplo, la manzanilla real es una especie endémica.

hasHabitatProperty:

Dominio: Habitat.

Rango: HabitatProperty.

Descripción: Relaciona los hábitats con las propiedades de los hábitats. Cuando se instancia, significa que un hábitat tiene una de las propiedades definidas en *HabitatProperty*. Por ejemplo, el parque nacional de Doñana es un hábitat prioritario.

hasImpactAssessment:

Dominio: Impact.

Rango: ImpactAssessment.

Descripción: Relaciona los impactos con las posibles valoraciones de los impactos. Cuando se instancia, significa que un impacto tiene una de las valoraciones definidas en *ImpactAssessment*. Por ejemplo, una inundación tienen un efecto temporal.

isPartOf:

Dominio: Sin definir.

Rango: Sin definir.

Descripción: Relaciona dos clases cualesquiera, indicando que una es parte de otra.

isTypeWater:

Dominio: Water.

Rango: Water.

Descripción: Relaciona las aguas, indicando que un tipo de agua forma parte de otra. Por ejemplo, un lago es un tipo de agua superficial.

hasCodeNature2000:

Dominio: Habitat.

Rango: String.

Descripción: Cuando se instancia se le asocia a un hábitat un código de hábitat según Nature 2000. Por ejemplo, las praderas de poseidonia tienen el código 1120.

Como se ha indicado anteriormente, las propiedades de las aguas se dividen en cuatro grupos. Esto se traduce en que se define una relación específica para cada uno de ellos.

hasTypeOfCourse:

Dominio: Water.

Rango: TypeOfCourseWaterProperty.

Descripción: Relaciona las aguas con la propiedad tipo de curso de agua. Cuando se instancia significa que un tipo de agua tiene un tipo de curso concreto. Por ejemplo, el Guadalquivir tiene un tipo de curso de agua permanente.

hasWaterUse:

Dominio: Water.

Rango: WaterUseProperty.

Descripción: Relaciona las aguas con la propiedad uso del agua. Cuando se instancia significa que a un tipo de agua se le da un uso concreto, de los definidos en las propiedades de usos de agua. Por ejemplo, El pantano de Quentar se usa para abastecimiento humano.

hasBranchType:

Dominio: Water.

Rango: BranchTypeProperty.

Descripción: Relaciona las aguas con la propiedad tipo de ramal. Cuando se instancia significa que un tipo de agua tiene un tipo de ramal concreto. Por ejemplo, el Guadalquivir es un ramal primario.

hasSensibility:

Dominio: Water.

Rango: SensibilityProperty.

Descripción: Relaciona las aguas con la propiedad de sensibilidad. Cuando se instancia significa que un tipo de agua tiene cierta sensibilidad. Por ejemplo, un estuario tiene la propiedad de sensibilidad de las aguas superficiales.

Para los elementos contaminantes se define el índice de aplicación del residuo (*WasteApplication*), la toxicidad humana (*HumanToxicity*), la viscosidad (*Viscosity*), la acidez/basicidad (*AcidityBasicity*), el potencial de peligrosidad del residuo (*WasteDangerPotential*), la movilidad del residuo (*Mobility*), la persistencia química (*ChemicalPersistence*), el potencial de transmisión de enfermedades (*IllnessesTransmissionPotencial*), las propiedades de absorción (*AbsorptionProperty*), la persistencia biológica (*BiologicPersistence*) y la toxicidad en las aguas del subsuelo (*GroundWaterToxicity*) [41].

2.1.13 Integración con otras ontologías

Se ha realizado una búsqueda de ontologías [59] que estén relacionadas con la evaluación de impacto ambiental o temas afines. Así pues, se discute sobre el contenido más relevante de las ontologías que contienen información que podría emplearse en la elaboración de una ontología para la evaluación de impacto ambiental.

cedexCore.owl³ es una ontología realizada por la sección de control y protección del medio ambiente de Austria. Esta ontología incluye una división de regiones, pudiendo clasificarse como regiones geográficas (mar, cordillera, isla, continente...) y regiones administrativas con significado geográfico (ciudad, distrito, provincia...). Podría utilizarse para asociar una localización a los elementos del medio.

hydrocv.owl⁴ contiene propiedades de la hidrología atmosférica a nivel de vientos, humedad, temperatura, presión, precipitaciones y radiación. También contiene propiedades de la hidrología subterránea y superficial. La mayoría de las propiedades definidas en esta ontología no se emplean en la evaluación del impacto ambiental de acuerdo con la bibliografía consultada.

buggy-sweet-jpl.owl⁵ contiene una jerarquía de procesos, distinguiendo entre procesos biológicos (quimosíntesis, consumo, descomposición, excreción, alimentación, fotosíntesis...), procesos químicos (quemaduras, corrosión, procesos geoquímicos, oxidación, cambios de concentraciones...), procesos geológicos (procesos costeros, eólicos, fluviales, glaciales, kársticos...) y procesos físicos (procesos gravitacionales, magnéticos, termales y mecánicos, interacción con las olas, movimiento...). En la evaluación del impacto se tienen en cuenta los procesos naturales pero aquellos de mayor envergadura que entrañan peligro ambiental. La mayoría de los procesos que se describen en esta ontología son procesos de la naturaleza que no suponen riesgo ni impacto.

De IPDLite.owl⁶ se puede destacar que contiene una pequeña lista con impactos ambientales y socioeconómicos. Pero ambas son demasiado escuetas y no son suficientemente genéricas como para tomarlas de base.

³<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/daten/Ontologien/CEDEX/owl/cedexCore.owl>

⁴<http://www.pages.drexel.edu/~bb63/hydrocv.owl>

⁵<http://www.mindswap.org/2005/debugging/ontologies/buggy-sweet-jpl.owl>

⁶<http://individual.utoronto.ca/hesham/Ontology/IPDLite.owl>

PilotPollution1.owl⁷ contiene una clasificación de la forma en la que se transporta el contaminante. También incluye una clasificación de objetos físicos donde se distingue entre nutrientes y contaminantes, puesto que algunos contaminantes son alimento para algunos organismos. Sin embargo, no contiene ninguna lista de elementos contaminantes ni establece una jerarquía.

Los conceptos más interesantes de EcologicalConcepts.owl⁸ son la clasificación de los hábitats (estuario, agua salada, agua dulce...), los rasgos de organismos (bióticos, abióticos, animales...), interacción ecológica (directa, indirecta y otras). Aunque tiene relación con el tema, la línea de esta ontología no coincide con el enfoque de la evaluación del impacto ambiental.

gcmd.owl⁹ es una ontología para las ciencias de la tierra. El primer nivel de la jerarquía describe la criosfera, la dimensión humana (Impactos ambientales, salud, infraestructura, uso del suelo, conversión del hábitat, peligros naturales...), hidrosfera, superficie de la tierra (erosión, sedimentación, geomorfología, propiedades y composición del suelo, topografía, radioactividad...) y océanos (sedimentación marina, volcanismo marino, ciencias acuáticas, procesos costeros...).

Esta ontología, además importa otras del mismo directorio¹⁰, las más destacables son las siguientes:

- en human_activities.owl se clasifican las actividades humanas, productos, gestión, ecología, áreas de conocimiento...
- En substance.owl se clasifican las sustancias químicas, compuestos, sustancias orgánicas, su estado, sustancias peligrosas, sustancias contaminantes, la forma de las sustancias, rocas...
- En process.owl se clasifican procesos biológicos (descomposición, respiración, secreción...), procesos químicos (corrosión, combustión, oxidación...), procesos geológicos (eólico, fluvial, glacial, sedimentación...), procesos físicos (absorción, escorrentía, deposición...).

⁷<http://www.meteck.org/PilotPollution1.owl>

⁸<http://wow.sfsu.edu/ontology/rich/EcologicalConcepts.owl>

⁹<http://sweet.jpl.nasa.gov/ontology/gcmd.owl>

¹⁰<http://sweet.jpl.nasa.gov/ontology/>

- biosphere.owl contiene una clasificación de los seres vivos, distinguiendo inicialmente entre animales y plantas.

De todas las ontologías descritas hasta el momento, este grupo son las que contienen la información más relacionada con el tema que nos atañe.

Hay desarrolladas ontologías relacionadas con el medio ambiente y las ciencias de la naturaleza en general, pero no hay ninguna que modele la evaluación del impacto ambiental.

Las peculiaridades de la evaluación del impacto ambiental, hacen que las ontologías descritas no se ajusten al ámbito de la EIA. Estas peculiaridades están descritas en la sección 2.1. Sin embargo, la última ontología si contiene algunas jerarquías de conceptos que pueden ser usadas dentro de una ontología de la EIA. El problema es que presenta una incompatibilidad con los razonadores utilizados, así que no se ha podido importar la ontología y se ha tenido que hacer reingeniería con los conceptos de interés.

2.1.14 Evaluación, documentación y mantenimiento

Como se ha indica en la sección 1.1.7, la evaluación puede realizarse a lo largo de todo el proceso de desarrollo o como último paso del proceso. Es preferible la primera alternativa ya que la evaluación implica un proceso de refinamiento posterior.

La evaluación de la ontología para la EIA se ha realizado a lo largo de todo el proceso de desarrollo. Prototipos de la ontología se han llevado ante expertos del Área de Tecnologías del Medio Ambiente de Ingeniería Civil de la UGR para su revisión y evaluación. Los juicios que se han emitido en estas revisiones han retroalimentado la ontología, haciendo que se cambien algunos enfoques y contenidos (refinamiento). Los expertos realizan una labor de crítica, revisión y aportación de nuevo conocimiento.

La ontología está disponible para la comunidad científica para favorecer la evaluación y el mantenimiento de modo que pueda ser mejorada y homogeneizada (ver sección 2.2).

Esta memoria, [91] y la web <http://decsai.ugr.es/eiadifusa> se han utilizado como medio de difusión y documentación de la ontología. Se han

documentado los principales puntos de partida, decisiones de diseño y suposiciones relacionadas con los principales conceptos, así como las primitivas usadas para expresar las definiciones de la ontología.

Este proceso se concibe de una forma continuada en el tiempo, inicialmente sin punto final. Por ello, es importante diseñar la labor de mantenimiento para que pueda ser continuada en el tiempo. La evolución y el volumen de información que se maneja obliga a que este proceso se haga en una aplicación web.

2.2 Procedimiento para Consensuar el Contenido de la Ontología

Debido a que el doble objetivo y uso de la ontología es la utilización en un sistema basado en conocimiento y como referencia para la consulta de expertos en medio ambiente, el conocimiento de la EIA se estructura y representa en una ontología.

Sin embargo, una ontología es por definición conocimiento consensuado. Este hecho y la utilización como referencia para la comunidad de expertos en medio ambiente hacen que sea crítico el acuerdo con terceros para poder garantizar que la ontología sea de utilidad para dicha comunidad. De este modo se motiva la creación de un procedimiento para consensuar el contenido de la ontología con expertos. Además, una ontología con estas características requiere un esfuerzo mayor, si cabe, en la fase de evaluación. Debe incluir los conceptos que realmente son de interés en el proceso de la EIA para que realmente sea útil para quienes desarrollan las metodologías de EIA.

Los primeros enfoques en validación de ontologías estaban orientados a comprobar entre otros, la sintaxis, la consistencia o la completitud [95]. Sin embargo, con la aparición de entornos de edición que podían conectarse a razonadores externos, esta tarea pasó a ser un procedimiento trivial para el creador de la ontología.

Aunque existe bibliografía relacionada con este tema [9, 52, 119, 128, 151, 170], únicamente se van a describir algunas características generales y ejemplos destacables. Para mayor detalle, una revisión y estado de arte relacionada fue desarrollada en [14].

El enfoque descrito en [83] propone utilizar un modelo formal para la evaluación de ontologías que consiste en una meta-ontología que modela los elementos y características que son criterios de evaluación. En dicho trabajo se proponen y recuperan una lista de medidas cualitativas y cuantitativas clasificadas de la siguiente forma[83]:

- Medidas estructurales: centradas en la sintaxis y semántica formal de ontologías representadas como grafos (topología y propiedades lógicas).
- Medidas funcionales: centradas en el uso de los distintos elementos de la ontología (contexto).
- Usabilidad: centradas en el nivel de anotación que permiten el contexto de comunicación de una ontología.

Sin embargo, en otro trabajo posterior [135] los métodos de evaluación de ontologías son clasificados como métodos basados en atributos de calidad o métodos orientados a tareas. Los primeros se basan en el estudio de criterios y métricas de calidad específicos [9, 170]. Sin embargo, hay elementos como la claridad que no son fácilmente medibles. Por otro lado, los métodos orientados a tareas están enfocados al uso de las ontologías en las aplicaciones, centrándose en el tipo de usuario, utilidad, casos de uso o usabilidad [119, 130].

Finalmente, en [135] se propone un marco de trabajo para la evaluación de ontologías mediante la recopilación de métodos, categorías y criterios desarrollados en estudios previos.

El procedimiento propuesto aquí para consensuar el contenido de la ontología es un método orientado a tareas. Esto es así, porque está centrado en la evaluación y validación por parte de uno de los usuarios, el experto ambiental que utilice la ontología como referencia para la creación de sus propias metodologías.

Sin embargo, con este procedimiento no se pretende obtener una métrica o medida de calidad como en los ejemplos anteriores, si no una evaluación cualitativa de partes concretas de la ontología por parte de expertos en el dominio de la aplicación. Eso se traduce en una inspección de la taxonomía

de conceptos. No sólo las relaciones padre hijo, también el resto de relaciones entre conceptos.

En concreto, la evaluación y la homogeneización del conocimiento son los objetivos que persigue la aplicación web presentada en esta sección, siendo su usuario el experto en medio ambiente.

El problema que se presenta es que este tipo de usuario no tiene porque tener nociones de lógica descriptiva, OWL u ontologías en general. Tampoco tiene sentido que se se vean obligados a instalar herramientas como Protégè cuando lo único que tienen que hacer es examinar y valorar el contenido de la ontología. Por lo tanto, se necesita fijar un mecanismo automático para recoger sugerencias y críticas de modo que se organice la información adecuadamente, incluso si se ha de tratar con gran volumen de información.

La solución creada consiste en una aplicación web¹¹ que permite solventar ambos problemas, permitiendo recopilar críticas y sugerencias.

La figura 14 muestra una captura de la aplicación web en uso. Se puede ver que la interfaz esta dividida en dos partes. En primer lugar, la división izquierda contiene la taxonomía de conceptos de la ontología, donde dicha jerarquía de conceptos está representada en forma de árbol siguiendo la relación parental entre conceptos (Es-Un). Por otro lado, la división derecha permite mostrar la información detallada de un concepto.

El usuario puede interactuar con el árbol de conceptos expandiendo nodos para así explorar y navegar por la jerarquía de conceptos. Si en algún momento el usuario hace clic en un concepto y lo selecciona, entonces la aplicación cargará en la parte derecha la información referente a dicho concepto.

Cuando un concepto es seleccionado, la información que se muestra es la siguiente:

- El nombre del concepto.
- El contenido de las etiquetas `<rdfs:comment>`.
- Las restricciones asociadas al concepto.

¹¹Accesible desde <http://arai.ugr.es/eiadifusa>

EIA difusa
 Evaluación de Impacto Ambiental Difusa
 en la Universidad de Granada

[introducción](#) [documentación](#) [metodologías](#) [software](#) [logout](#)
 zona restringida

Ontology for EIA

Class: LeachatePond

Balsa de lixiviados. El lixiviado se almacena en la balsa que está en la zona más baja del vertedero.

The leachate is pumped into the pond from the bottom of the landfill.

Properties:

- hasPreventiveAction AppropriateCapacity
- produceImpact LandscapeQualityChange
- produceImpact SmellAccumulation
- hasPreventiveAction CompactingDike
- produceImpact GroundwaterQualityChanges
- produceImpact SurfaceWaterQualityChanges
- produceImpact SoilPollution
- produceImpact VisualImpact
- hasPreventiveAction ImpermeableSheetChecking
- hasPreventiveAction AppropriatedDikeDimensions

[\[Contribution for this class\]](#) [Suggest new child](#) [General contribution](#)

VisualIncidenceAngle
 VisualIncidenceXInfrastructureImportance
 VisualIncidenceXPopulation
 VisualReach
 WaterQualityIndex
 IndustrialActivities-IPPC
 ChemicalIndustry
 BasicInorganicChemicalsProduction
 BasicOrganicChemicalsProduction
 BasicPlantHealthProductsAndBiocidesProdi
 ExplosivesProduction
 FertilizersProduction
 InstallationsUsingChemicalOrBiologicalProc
 EnergyIndustry
 MineralIndustry
 OtherActivities
 ProductionAndMetalTransformation
 FerrousMetalFoundry
 FerrousMetalsProcessing
 MetalsAndPlasticMaterialsSuperficialTreat
 NonFerrousCrudeMetalsProduction
 RoastingOrSinteringInstallationsOfMetalOr
 SmeltingOfNonFerrousMetals
 SteelProductionOrPigIronSmelting
 WasteManagement
 DisposalOfNon-HazardousWaste
 HazardousWasteDisposalOrRecovery
 Landfills
LeachatePond
 MunicipalWasteIncineration
 MechanismForRepairEnvironmentalDamage
 Methodology
 PreventiveAction

Terminado

Figura 14: Aplicación web para la explorar la ontología..

En el caso de la ontología para EIA, la etiqueta `<rdfs:comment>` ha sido utilizada para introducir descripciones en lenguaje natural de los conceptos tanto en español como en inglés. Estas descripciones son consideradas de interés y utilidad para los expertos en la EIA.

Para el caso de las restricciones, se muestra la propiedad sobre la que está definida la restricción y la expresión asociada a dicha restricción. Sin embargo, no se muestra el tipo de restricción que es. Es decir, si por ejemplo se trata de una restricción existencial, esta información será omitida.

En la figura 14 también puede verse bajo la lista de propiedades una agrupación de cinco botones. Estos botones son los que permiten al usuario realizar las críticas y sugerencias.

Los diferentes botones permiten las siguientes acciones:

- Realizar un comentario sobre la clase/concepto que esta seleccionada en ese momento.
- Sugerir una subclase para el concepto seleccionado.
- Realizar un comentario en general, no necesariamente sobre el concepto seleccionado.
- Consultar las sugerencias, comentarios o críticas del concepto seleccionado.
- Consultar las sugerencias, comentarios o críticas generales.

Cuando se realiza una sugerencia, se abre una nueva ventana con un formulario en el que se pide el nombre, afiliación, correo electrónico, y el comentario a realizar. Los datos de contacto no son obligatorios y se piden para poder contactar sólo en caso de necesidad de aclaración. Por otro lado, los botones de consulta permiten al usuario ver comentarios previos realizados por otros, puesto que toda esta información es almacenada por separado en una base de datos.

2.2.1 Creación de la aplicación

La aplicación web ha sido construida en base a la experiencia obtenida en el desarrollo de un constructor de aplicaciones orientado a modelos (Model

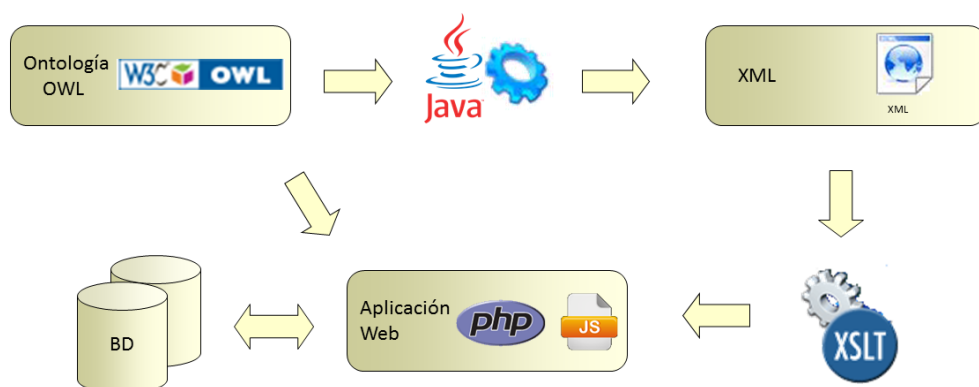


Figura 15: Esquema de generación y funcionamiento de la aplicación web

Driven Software Development) [89]. Esta aplicación permitía modelar mediante anotaciones sobre clases, el mapeo con la base de datos, el contenido de las interfaces web y su navegación, y la funcionalidad a ejecutar en cada acción. En concreto, todo el código php de la aplicación final era generado por el constructor de aplicaciones.

Siguiendo un proceso de generación muy similar en lo que respecta a la capa de presentación (interfaces, código php y código javascript), en este caso el punto de partida es la ontología de la EIA en OWL.

Sin embargo, el documento en OWL contiene mucha información que es irrelevante tanto para el proceso como para el usuario de medio ambiente. Por esta razón hay que filtrarla y evitar la sintaxis de OWL en la presentación final del contenido.

En primer lugar, se realiza un pre-procesamiento tras el que se genera un documento intermedio XML que contiene únicamente la información que será de utilidad para la creación de parte del código de la aplicación. En concreto, dicho código es generado mediante la aplicación de una hoja XSLT (Extensible Stylesheet Language Transformations) sobre el documento XML. En último lugar, desde el código PHP se accede a la base de datos o a la ontología para recuperar información bajo demanda. La figura 15 muestra el esquema del proceso de generación y la utilización de la base de datos y la ontología cuando está en funcionamiento.

La rutina de trabajo para crear la aplicación es automatizable, por lo tanto se pueden evitar los habituales errores introducidos cuando el proceso es manual. De este modo, se mejora también la calidad en general de la aplicación.

En consecuencia, si se necesita realizar cualquier cambio de la ontología (como está previsto), únicamente habrá que aplicar dichos cambios y posteriormente se volverá a ejecutar el proceso de construcción de la aplicación web. Todo esto, sin necesidad de editar manualmente el código de la aplicación web.

Por tanto, para hacer efectivo cualquier cambio, tanto en la ontología como en la propia aplicación hay que repetir la regeneración de aplicación. Una vez regenerada y sustituidos los ficheros de la aplicación por los nuevos, la aplicación puede ser usada nuevamente con normalidad y los usuarios, verán el contenido conforme a la última versión de la ontología.

CAPÍTULO **3**

Ontologías Breves

Las ontologías son colecciones de datos cada vez más complejos y de mayor tamaño, conteniendo en muchas ocasiones miles de conceptos. Sin embargo, aunque en ocasiones los usuarios están interesados únicamente en una porción específica de la ontología, se ven obligados a usar o importar la ontología completa. Algunos desarrollos, como los descritos en la sección [1.1.9](#), están centrados en este problema.

Unos enfoques intentan dividir grandes ontologías en diferentes partes (módulos) con menor número de conceptos para hacer que sea posible tratar con ellas y que sean manejables en tiempos de ejecución razonables. Otros intentan implementar mecanismos para reutilizar parcialmente las ontologías sin tener que importar necesariamente la ontología completa.

En otras ocasiones, el problema no es sólo el alto número de conceptos, si no también la complejidad existente en las definiciones semánticas de los conceptos. Un concepto puede ser definido en términos de otros muchos conceptos, propiedades o individuos provenientes de diferentes y heterogéneas bases de conocimiento. Sin embargo, el usuario puede estar interesado única-

mente en parte de la definición que esté relacionada con su área de estudio, resultando el resto irrelevante.

Por ejemplo, supongamos que Juan es una instancia de la clase *Persona* cuya definición contiene sus características físicas (estatura, peso, edad, color de ojos, . . .), relaciones familiares con otras personas (hijos, padres, . . .), los bienes inmuebles que posee, su información laboral (empresa en la que trabaja, salario, puesto que desempeña, . . .), etc.; A pesar de todo este conocimiento, el usuario de la ontología podría querer tratar sólo con el conocimiento relativo a los familiares y la compañía en que trabaja porque está realizando un estudio sobre las conexiones familiares existentes en las empresas que se encuentran en la base de conocimiento.

En este capítulo se presenta un enfoque para construir ontologías que contengan únicamente el conocimiento relevante, seleccionando una parte de la ontología y la parte relevante de la definición de los conceptos, reduciendo así el número de conceptos y simplificando la complejidad de sus definiciones, es decir, los dos aspectos citados antes. Las ontologías así obtenidas se nombran como ontologías breves.

En general, las ontologías breves resultan más beneficiosas cuando el usuario de la aplicación pretende evitar tratar directamente con la ontología completa independientemente de sus motivos (algunas ontologías de gran tamaño no pueden manejarse con las herramientas habituales). El caso de los dispositivos móviles es un ejemplo ya que, a pesar de la continua mejora de sus características, está limitado en mayor medida por sus recursos: autonomía, ancho de banda o restricciones computacionales entre otros.

El uso de ontologías breves puede evitar a las aplicaciones móviles tener que almacenar una copia completa de la ontología si únicamente les resulta útil conocer una pequeña parte y también evita solicitar, enviar o manejar información innecesaria. Por esta razón, la aplicación ahorraría consumo de energía, tiempo y ancho de banda. Su uso puede mejorar incluso los tiempos de razonamiento puesto que el tamaño de la base de conocimiento sobre la que se razona es menor.

3.1 Ontología Breve

En la bibliografía es muy habitual cambiar la terminología para referirse a los distintos elementos de una ontología dependiendo de si se está haciendo referencia a ellos a nivel teórico (formal) o a nivel de aplicaciones. Por ejemplo, la primera columna de la tabla 49 es terminología utilizada a nivel de aplicaciones, mientras que en la segunda se encuentra la simbología equivalente a nivel formal. Este capítulo aborda tanto un enfoque formal como un enfoque práctico a nivel de aplicaciones.

En concreto, los conceptos y roles pasan a ser nombrados como clases y propiedades respectivamente. Las propiedades son divididas en el caso de OWL en propiedades de tipo de dato primitivo (datatype properties) o propiedades de objeto (object properties). Para las primeras, el rango puede variar entre el conjunto de tipos de dato estándar (literales RDF o tipos de datos del esquema), mientras que las segundas establecen relaciones entre clases o entre sus instancias. No obstante, es una práctica común utilizar ambas terminologías indistintamente.

Las lógicas descriptivas (DL) [19] se han usado tradicionalmente para representar conocimiento porque proporcionan una caracterización precisa de la base de conocimiento junto con la posibilidad de realizar tareas de razonamiento.

Las lógicas basadas en lenguajes atributivos son una familia de DL cuyos nombres describen su expresividad mediante la adición de letras conforme a una convención de nombres no estandarizada pero ampliamente utilizada en la bibliografía.

Tabla 49: Sintaxis y semántica de SHOIN(D) [104]

Fragmento OWL	Sintaxis SHOIN(D)	Semántica
A, OWL class	A	$A^I \subseteq \Delta^I$
D, Datatype	D	$D^D \subseteq \Delta^I$
R, OWL object property	R	$R^I \subseteq \Delta^I \times \Delta^I$
T, OWL datatype property	T	$T^I \subseteq \Delta^I \times \Delta^I$
o, OWL individual	o	$o^I \in \Delta^I$
v, OWL data value	v	$v^I = v^D$
intersectionOf($C_1 \dots C_n$)	$C_1 \sqcap \dots \sqcap C_n$	$(C_1 \sqcap \dots \sqcap C_n)^I = C_1^I \sqcap \dots \sqcap C_n^I$
unionOf($C_1 \dots C_n$)	$C_1 \sqcup \dots \sqcup C_n$	$(C_1 \sqcup \dots \sqcup C_n)^I = C_1^I \sqcup \dots \sqcup C_n^I$
complementOf(C)	$\neg C$	$(\neg C)^I = \Delta^I \setminus C^I$
oneOf($o_1 \dots o_n$)	$\{o_1, \dots, o_n\}$	$\{o_1, \dots, o_n\}^I = \{o_1^I, \dots, o_n^I\}$
restriction($R \ r_1 \dots r_n$)	$R \ r_1 \sqcap \dots \sqcap R \ r_n$	$(R \ r_1 \sqcap \dots \sqcap R \ r_n)^I = (R \ r_1)^I \sqcap \dots \sqcap (R \ r_n)^I$
restriction($R \ someValuesFrom(C)$)	$\exists R.C$	$(\exists R.C)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists y.(x, y) \in R^I \text{ and } y \in C^I\}$
restriction($R \ allValuesFrom(C)$)	$\forall R.C$	$(\forall R.C)^I = \{x \in \Delta^I \mid \forall y.(x, y) \in R^I \rightarrow y \in C^I\}$
restriction($R \ hasValue(o)$)	$\exists R.o$	$(\exists R.o)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists(x, o) \in R^I \text{ and } o \in o^I\}$
restriction($R \ cardinality(n)$)	$\geq nR \sqcap \leq nR$	$(\geq nR \sqcap \leq nR)^I = (\geq nR)^I \sqcap (\leq nR)^I$
restriction($R \ maxCardinality(n)$)	$\geq nR$	$(\geq nR)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in R^I\} \geq n\}$
restriction($R \ minCardinality(n)$)	$\leq nR$	$(\leq nR)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in R^I\} \leq n\}$
restriction($T \ r_1 \dots r_n$)	$T \ r_1 \sqcap \dots \sqcap T \ r_n$	$(T \ r_1 \sqcap \dots \sqcap T \ r_n)^I = (T \ r_1)^I \sqcap \dots \sqcap (T \ r_n)^I$
restriction($T \ someValuesFrom(D)$)	$\exists T.D$	$(\exists T.D)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists y.(x, y) \in T^I \text{ and } y \in D^D\}$
restriction($T \ allValuesFrom(D)$)	$\forall T.D$	$(\forall T.D)^I = \{x \in \Delta^I \mid \forall y.(x, y) \in T^I \rightarrow y \in D^D\}$
restriction($T \ hasValue(v)$)	$\exists T.v$	$(\exists T.v)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists(x, v) \in T^I \text{ and } v \in v^I\}$
restriction($T \ cardinality(n)$)	$\geq nT \sqcap \leq nT$	$(\geq nT \sqcap \leq nT)^I = (\geq nT)^I \sqcap (\leq nT)^I$
restriction($T \ maxCardinality(n)$)	$\geq nT$	$(\geq nT)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in T^I\} \geq n\}$
restriction($T \ minCardinality(n)$)	$\leq nT$	$(\leq nT)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in T^I\} \leq n\}$
oneOf($v_1 \dots v_n$)	$\{v_1, \dots, v_n\}$	$\{v_1, \dots, v_n\}^I = \{v_1^I, \dots, v_n^I\}$

Un ejemplo es (\mathcal{ALC}), que se refiere a un lenguaje atributivo con complemento de conceptos complejos y se corresponde con la lógica de primer orden en la que se restringe la sintaxis a fórmulas con dos variables. Cuando se nombra una lógica con más características, \mathcal{ALC} suele reemplazarse por la letra \mathcal{S} .

Otro ejemplo es $\mathcal{SHOIN}(D)$, que se corresponde con una lógica \mathcal{ALC} (transitividad en roles) con jerarquía de roles (\mathcal{H}), nominales (\mathcal{O}), roles inversos (\mathcal{I}), restricciones numéricas (\mathcal{N}) y propiedades de tipo de dato primitivo (\mathcal{D}). $\mathcal{SHOIN}(D)$ forma el núcleo de OWL-DL y es prácticamente equivalente, de modo que este capítulo se centra en esta lógica y en OWL-DL.

Una ontología está formada por tres partes o conjuntos: la TBox, RBox y ABox (K_T, K_R y K_A). El conjunto terminológico (TBox) contiene el conocimiento intensional (elementos definidos mediante los operadores permitidos), el conjunto de declaraciones (ABox) contiene el conocimiento extensional (afirmaciones sobre individuos) y el conjunto de roles (RBox) contiene los axiomas de un número finito y determinado de roles.

Los conceptos son definidos usando las primitivas atómicas (operadores) definidas para las lógicas \mathcal{ALC} . Sin embargo, cuantos más operadores hay definidos en la lógica, más expresiva es ésta. De acuerdo con las recomendaciones de la W3C (World Wide Web Consortium), la aplicación funciona con ontologías representadas en OWL, por lo que la tabla 49 muestra los operadores en OWL-DL, sus operadores equivalentes en la lógica $\mathcal{SHOIN}(D)$ y sus respectivas descripciones semánticas.

La semántica de $\mathcal{SHOIN}(D)$ es definida por una interpretación \mathcal{I} que está formada por el dominio de la interpretación ($\Delta^{\mathcal{I}}$) y una función de interpretación donde los conceptos atómicos son interpretados como subconjuntos del dominio de interpretación y los roles son interpretados como relaciones binarias que pertenecen al producto cartesiano $\Delta^{\mathcal{I}} \times \Delta^{\mathcal{I}}$. De acuerdo con la tabla 49, la semántica de otros constructores puede ser especificada mediante la definición de individuos representados por cada constructor [19]. Para cada constructor, la semántica de la clase resultante está definida en términos de la semántica de sus componentes [104].

De acuerdo con nuestra propuesta, una ontología breve O^B es una ontología construida a partir de una segunda ontología O que contiene exclu-

sivamente el conocimiento de O que resulta esencial para un determinado propósito, en términos de axiomas, conocimiento extensional e intensional de acuerdo con la siguiente definición.

Definición 1 *Dada una ontología $O = (K_T, K_R, K_A)$, una ontología breve es una ontología $O^B = (K_T^B, K_R^B, K_A^B)$ tal que $K_T^B \sqsubseteq K_T \wedge K_R^B \sqsubseteq K_R \wedge K_A^B \sqsubseteq K_A$ y para cada concepto $C \in K_T$ y su equivalente $C^B \in K_T^B$, la definición de C coincide exactamente con la definición de C^B o bien la definición de C^B es una generalización de la definición de C .*

3.2 Proceso de Extracción de Ontologías Breves

En esta subsección se describe el proceso de extracción de ontologías breves y el algoritmo diseñado para realizar dicha tarea. De igual forma, se utiliza un ejemplo en el que se definen varios conceptos y sobre el que se aplica el proceso de extracción de ontologías breves. También se utiliza una representación basada en grafos para describir dicho ejemplo con el objetivo de facilitar su comprensión y poder mostrar de forma visual el efecto que produce en una ontología la aplicación del algoritmo. Finalmente, se describe la última parte del proceso, que consiste en establecer los nuevos rangos y los dominios de las propiedades que han sido incluidas en la ontología breve.

El proceso de extracción persigue construir una nueva ontología (ontología breve O^B) sin la gran cantidad de información que tiene la original (O), por lo que se necesita establecer un mecanismo para realizar dicha reducción. Este mecanismo debe conseguir generar una ontología de propósito específico partiendo de una ontología de propósito más general. La ontología O suele ser una ontología de gran tamaño y es nombrada como ontología de base.

El algoritmo para construir O^B es un proceso recursivo que explora sobre O , sus individuos, conceptos y axiomas. Sin embargo, únicamente los que son considerados relevantes pasarán a formar parte de la nueva O^B . Por esta razón, la estructura de los conceptos y sus expresiones (como son definidos) son particularmente trascendentes.

Cada concepto C está definido por una expresión de concepto D que a su vez puede ser definida como definiciones completas para conceptos definidos ($C \equiv D$) o bien como definiciones incompletas para conceptos primitivos ($C \sqsubseteq D$).

Aunque algunos axiomas o expresiones de conceptos pueden ser tan simples como la expresión $\exists r.C$, otros pueden ser más complejos y estar formados por ejemplo por una composición de negaciones ($\neg C$), uniones ($o_1 \sqcup o_2$) o intersecciones ($C_1 \sqcap \dots \sqcap C_n$) de conceptos, individuos, valores primitivos o subexpresiones de conceptos anidadas. En cualquier caso, dichas expresiones de conceptos deben ser construidas usando los operadores primitivos de la tabla 49.

Antes de continuar con la descripción del algoritmo que permite obtener las ontologías breves, es necesario definir algunos conceptos preliminares como concepto principal, rol restrictivo y rol relevante.

Definición 2 *Dada una ontología $O = (K_T, K_R, K_A)$, un concepto principal es un concepto $C \in K_T$ que es usado durante la construcción de la ontología breve como punto de partida del proceso recursivo que recorre y explora la ontología de base O .*

Definición 3 *Dada una ontología $O = (K_T, K_R, K_A)$, un rol restrictivo es un rol $r \in K_R$ que obligatoriamente deberá existir en la ontología breve que se genere a partir de la ontología de base O y que se utiliza para limitar las autollamadas del proceso recursivo que recorre O en la medida en que sólo se realiza una autollamada si todos los roles de una definición son roles restrictivos.*

Definición 4 *Sea $O = (K_T, K_R, K_A)$ una ontología y $O^B = (K_T^B, K_R^B, K_A^B)$, una ontología breve de O ; un rol relevante es un rol $r^B \in K_R^B$ tal que hay un rol $r \in K_R$ que es equivalente al rol r^B , con r definido como rol restrictivo en O para construir O^B .*

Definición 5 *Sea O una ontología y O^B , una ontología breve; dos elementos cualesquiera $a \in O$ y $b \in O^B$ son equivalentes si son nombrados de la misma forma y si el perteneciente a O^B es creado como una copia del perteneciente a O o ambos son creados como una copia de una tercera ontología.*

La relación de equivalencia definida en 5 es representada mediante el símbolo \cong y cumple las siguientes propiedades:

- Reflexiva: $\forall C \in O : C \cong C$

- Simétrica: $\forall C \in O_1 \forall D \in O_2 : C \cong D \Rightarrow D \cong C$
- Transitiva: $\forall C \in O_1 \forall D \in O_2 \forall G \in O_3 : C \cong D \wedge D \cong G \Rightarrow C \cong G$

Por ejemplo, dada una ontología $O = (K_T, K_R, K_A)$ y su ontología breve $O^B = (K_T^B, K_R^B, K_A^B)$; si los conceptos $C \in K_T$ y $C^B \in K_T^B$ son nombrados de la misma forma y si C^B es una copia de C que cumple que la definición de C^B es equivalente a la definición de C o que la definición de C^B es una generalización de la expresión equivalente que define a C , entonces pueden llamarse equivalentes. Para el caso de los roles, también puede decirse que para una ontología $O = (K_T, K_R, K_A)$ y su ontología breve $O^B = (K_T^B, K_R^B, K_A^B)$; si los roles $r \in K_R$ y $r^B \in K_R^B$ son nombrados de la misma forma y si r^B es una copia de r que cumple que las expresiones que definen el dominio y rango de r^B son equivalentes a las de r o una generalización de sus expresiones equivalentes, entonces r^B y r pueden llamarse equivalentes.

3.2.1 Algoritmo

Esta subsección describe los algoritmos necesarios para el proceso de extracción de ontologías breves. El algoritmo 1 (crearOntologiaBreve) construye la ontología breve partiendo de la ontología original junto con la definición previa del conjunto de conceptos principales y el conjunto de roles restrictivos. Este algoritmo hace una llamada al algoritmo 2 para cada concepto principal definido. El algoritmo 2 (crearTaxonomia) crea una copia del concepto de la ontología original en la ontología breve. Además, si su expresión de concepto es considerada válida, hace una llamada recursiva a sí mismo para añadir a la ontología breve los individuos o conceptos usados en la expresión de concepto. Por último, el algoritmo 3 (expresionValida) permite comprobar si una expresión de concepto cualquiera es considerada válida o no.

Con respecto al algoritmo 2, dado un concepto $C \in O$ y su expresión de concepto D , si C es añadido a O^B entonces cada concepto o superclase de los individuos que estén en D es considerado como candidato para ser incluido en O^B . De modo que, en caso de ser añadido, el algoritmo extenderá su ejecución sobre los conceptos y superclases de los individuos que se usen en la

definición de D , en busca de nuevos elementos o candidatos para añadir a la nueva ontología O^B .

Además, los roles usados en una definición de un concepto expresan parte de su semántica y en concreto, los roles restrictivos permiten controlar qué conocimiento es incorporado a O^B seleccionando los conceptos e individuos más adecuados para la ontología de propósito específico O^B .

Los roles restrictivos son usados en el proceso de selección de candidatos, en la medida en que sólo los conceptos e individuos relacionados directamente con roles restrictivos en sus expresiones de concepto, pueden ser añadidos a O^B . El comportamiento es similar a un proceso de poda en el que se descartan las ramas (conceptos o individuos) que no están conectadas por un rol restrictivo.

En consecuencia, se puede afirmar que el conocimiento contenido en la ontología breve está delimitado por la especificación del conjunto de roles restrictivos y conceptos principales definidos para establecer el punto de partida del proceso recursivo.

Sea A, R, o , un conjunto de conceptos, roles e individuos respectivamente en O , y A^B, R^B, o^B sus equivalentes en O^B . Los algoritmos 1, 2 y 3 resumen el proceso de extracción de ontologías breves usando la siguiente notación y consideraciones.

\cong es un símbolo para representar que un concepto, rol o individuo en O^B es equivalente a otro en O .

\sqsubseteq es un símbolo para representar que un concepto es subsumido (generalizado) por otro concepto.

\in es un símbolo para representar que un elemento existe en un conjunto determinado.

\subset es un símbolo para representar que un concepto específico, individuo o rol es usado en una expresión de concepto.

La mayoría de las APIs de OWL como Jena [123] o Sesame [35] proporcionan operaciones para editar y gestionar las ontologías. Respecto al caso concreto de la API de OWL que utiliza Protégè, algunos de las funciones o procedimientos que implementan tienen una correspondencia directa con las siguientes operaciones usadas en los algoritmos:

- La operación *Crear concepto* usada en el algoritmo 2 es equivalente al método *createOWLNamedClass*, que crea un nuevo concepto con el nombre que recibe como parámetro y le asigna una superclase.
- La operación *Recuperar todos los conceptos que subsumen a C* es equivalente a el método *getSuperclasses*.
- La operación para subsumir un concepto C por otro es llevada a cabo mediante el método *addSuperclass*.
- La operación *Crear un individuo* es equivalente al método *createOWL-Individual*, pero esto requiere la creación previa de otros individuos usados en su definición como recursos (*owl:resource*) por medio de propiedades relevantes.

Cada expresión que se encuentra dentro de los diferentes algoritmos y que está precedida por el símbolo \triangleright , representa una aserción que es verdadera en ese punto de ejecución.

Una vez descritos estos conceptos preliminares, ya estamos a disposición de explicar los algoritmos indicados.

El procedimiento `CREARONTOLOGIABREVE` (algoritmo 1) crea una nueva ontología O^B tomando como entradas la ontología original O , el conjunto de conceptos principales MC y los roles restrictivos RR que pertenecen a O . El resultado será una nueva ontología que será autocontenida y contendrá únicamente el conocimiento relevante de la ontología original.

El procedimiento `CREARTAXONOMIA` (algoritmo 2) es un procedimiento recursivo para crear un concepto C^B en O^B , equivalente a C . Dicho procedimiento no realiza ningún cambio en O^B en caso de que el concepto ya exista. Sólo se incorpora a la definición del concepto, la parte que lo relaciona con propiedades relevantes o conceptos que también son incorporados a O^B .

Algoritmo 1 Creación de una ontología breve partiendo de una ontología de base.

```

1: procedure CREAMONTOLOGIABREVE( $O, MC, RR$ )
2:   Crear roles equivalentes en  $O^B$  a los roles restrictivos de  $O$ : roles relevantes
3:      $\triangleright [\forall r \in RR | r \in R \Rightarrow \exists r^B \in R^B \wedge r \cong r^B]$ 
4:   for all Concepto  $C | C \in O \wedge C \in MC$  do
5:     CREATAXONOMIA( $C$ ) (Algoritmo 2)
6:   end for
7:   Crear concepto  $MC^B$  (concepto principal) en  $O^B$ .
8:   Subsumir conceptos principales por  $MC^B$ :
9:      $\triangleright [\forall C \in MC \Rightarrow \exists C' \in A^B \wedge C' \sqsubseteq MC^B \wedge C' \cong C]$ 
10: end procedure

```

Algoritmo 2 Creación recursiva de la jerarquía de conceptos de la ontología breve.

```

1: procedure CREATAXONOMIA( $C$ )
2:   if  $\exists C^B \in O^B | C \cong C^B$  then
3:     Terminar algoritmo 2
4:   end if
5:   Crear concepto breve  $C^B$  en  $O^B$  equivalente a  $C$ .
6:      $\triangleright [C^B \in O^B | C \cong C^B \wedge C \in A]$ 
7:   Recuperar todos los conceptos que subsumen  $C$ .
8:      $\triangleright [AC = \{C' | C' \in A \wedge C \sqsubseteq C'\}]$ 
9:   for all Conceptos  $C' \in AC$  do
10:    CREATAXONOMIA( $C'$ ) (Algoritmo 2)
11:     $\triangleright [\exists C'' \in A^B | C'' \cong C' \wedge C' \in A]$ 
12:    Subsumir  $C$  por  $C''$ .
13:     $\triangleright [C \sqsubseteq C'' \wedge C'' \in A]$ 
14:   end for
15:   Recuperar todas las expresiones de concepto de  $C$ :  $GE$ 

```

```

16:   for all Expresión de concepto  $E \in GE$  do
17:     if EXPRESIONVALIDA( $E$ ) (Algoritmo 3) then
18:       Recuperar todos los conceptos que aparecen en  $E$  y los concep-
       tos cuyos individuos están en  $E$ .
        $GP = \{P_1 \in O | P_1 \in A \wedge P_1 \subset E\} \cap$ 
19:          $\triangleright [ \{P_2 \in O | P_2 \in A \wedge u \in o \wedge u \subseteq P_2 \wedge u \subset E\} ]$ 
20:       for all Concept  $P$  in  $GP$  do
21:         CREATAXONOMIA( $P$ ) (Algoritmo 2)
22:       end for
23:     end if
24:   end for
25:   for all Expresión de concepto  $E \in GE$  do
26:     if EXPRESIONVALIDA( $E$ ) (Algoritmo 3) then
27:       Recuperar todos los individuos en  $E$ 
28:        $IE = \{u \subset E | u \in o\}$ 
29:       for all Individuo  $u \in IE$  do
30:         Crear un individuo equivalente.
31:          $u^B \in o^B | u \cong u^B \wedge u \in o$ 
32:       end for
33:       if  $C \sqsubseteq E \wedge E \notin A$  then
34:         Construir una expresión de concepto equivalente.
35:          $E^B \in O^B | E^B \cong E \wedge E \in O$ 
36:          $[\forall P_1 \subset E | P_1 \in A \Rightarrow \exists P_1^B \subset E^B | P_1^B \in A^B \wedge P_1 \cong P_1^B ]$ 
37:          $[\forall u \subset E | u \in o \Rightarrow \exists u^B \subset E^B | u^B \in o^B \wedge u \cong u^B ]$ 
38:         Subsumir concepto  $C^B$  por  $E^B$ .
39:          $C^B \sqsubseteq E^B$ 
40:       else if  $C \equiv E \wedge E \notin A$  then
41:         Construir una expresión de concepto equivalente.
42:          $E^B \in O^B | E^B \cong E \wedge E \in O$ 
43:          $[\forall P_1 \subset E | P_1 \in A \Rightarrow \exists P_1^B \subset E^B | P_1^B \in A^B \wedge P_1 \cong P_1^B ]$ 
44:          $[\forall u \subset E | u \in o \Rightarrow \exists u^B \subset E^B | u^B \in o^B \wedge u \cong u^B ]$ 
45:         Definir  $E^B$  como definición completa de  $C^B$ .
46:          $C^B \equiv E^B$ 
47:       end if
48:     end if
49:   end for
50: end procedure

```

Finalmente, el procedimiento EXPRESIONVALIDA (algoritmo 3) evalúa la expresión de concepto que recibe como parámetro y determina si es válida o no.

No será válida si la expresión de concepto utiliza roles que no se encuentran dentro del conjunto de los restrictivos.

Algoritmo 3 Evaluación de si una expresión de concepto es válida.

```

1: function EXPRESIONVALIDA(E)
2:   Recuperar roles restrictivos en  $RR \in O$ .
3:   if todos los roles en  $E$  están en  $RR$  then
4:      $E$  es una expresión válida.
5:      $\triangleright [\forall r \subset E | r \in R \Rightarrow r \in RR \wedge \exists r^B \in R^B \wedge r \cong r^B]$ 
6:     return verdadero
7:   end if
8:   return falso
9: end function

```

3.2.2 Representación en grafo

En esta sección se describe como representar la definición de una ontología mediante un esquema basado en grafos. La razones por las que este tipo de representación es incluida son dos. En primer lugar, conseguir una abstracción que facilite tanto la comprensión del modelo como del efecto que produce en el modelo la aplicación del algoritmo de extracción de ontologías breves mediante una representación gráfica. En segundo lugar, utilizar un modelo que sólo incluya la información relevante para el algoritmo, razón por la que no se representan los operadores, valores primitivos (float, string, ...) o las propias relaciones Es-Un.

Por tanto, este esquema está caracterizado por que las relaciones representadas (conectores o líneas) entre conceptos o individuos son las existentes en las expresiones de conceptos, dejando sin representar las habituales relaciones Es-Un. Esta representación es usada en el ejemplo de la sección 3.2.3.

La interpretación de los elementos que se utilizan en el grafo son descritos a continuación:

- Los nodos con forma elíptica que tienen en su interior una etiqueta representan conceptos.

- Los nodos con forma rectangular que no tienen en su interior ninguna etiqueta son nombrados como *nodos vacíos*. Un nodo vacío representa una expresión de concepto utilizada en la definición de un concepto, v.g. el operador one-of o la intersección de varias subexpresiones de concepto. Un concepto puede tener asociado más de un *nodo vacío* debido a que puede estar definido por varias definiciones completas o una definición incompleta.
- Un nodo con forma rectangular que contiene en su interior una etiqueta representa un individuo de un concepto. Si además se da el hecho de que no haya ningún *nodo vacío* entre un concepto y dicho individuo y que ambos están conectados por un arco, entonces el individuo es una instancia de dicho concepto.
- Un arco que tiene una etiqueta sobre él representa un rol que se utiliza en la expresión de concepto que se encuentra en el origen del arco. La etiqueta representa el rol. El nodo que se encuentra en el extremo de la flecha del arco representa un concepto o individuo que está conectado a la expresión del concepto mediante dicho role.
- Un arco sin etiqueta que conecta un nodo con forma elíptica y un *nodo vacío* simboliza que el concepto está definido por la expresión que identifica ese *nodo vacío*.

3.2.3 Ejemplo

En esta sección, se desarrolla y explica un ejemplo sencillo con un fragmento de una ontología cuyos conceptos no tienen definiciones excesivamente complejas con la intención de que se pueda explicar gráficamente y de forma suficientemente clara los resultados y efectos del algoritmo. El ejemplo incluye algunas definiciones comunes, como son las hechas mediante los operadores existencial o universal; la unión y la intersección de subexpresiones; y el uso del operador one-of utilizado en la definición del concepto C_4 .

$$C_1 \equiv C_2 \sqcap \exists r_1.C_3 \sqcap C_{10}$$

$$C_2 \equiv \forall r_2.C_4$$

$$C_3 \equiv \exists r_3.C_5$$

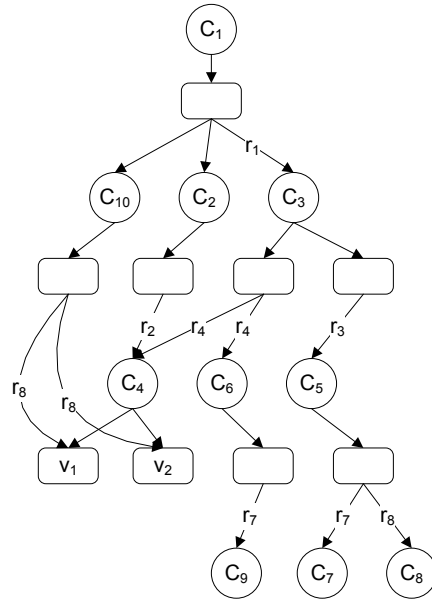


Figura 16: Representación gráfica de la ontología del ejemplo.

$$C_3 \equiv \exists r_4.C_4 \sqcap \exists r_4.C_6$$

$$C_4 \equiv \{v_1, v_2\}$$

$$C_5 \equiv \exists r_7.C_7 \sqcap \exists r_8.C_8$$

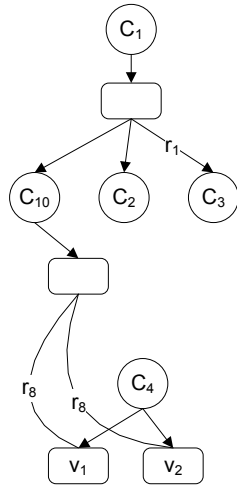
$$C_6 \equiv \exists r_7.C_9$$

$$C_{10} \equiv \exists r_8.v_1 \sqcup \exists r_8.v_2$$

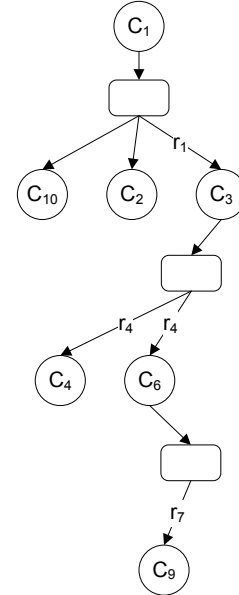
La figura 16 muestra la representación del grafo (ver sección 3.2.2) para dicho ejemplo. Se puede observar que no se han incluido las representaciones de las relaciones jerárquicas Es-Un. Este tipo de representación permite centrar la atención en los conceptos, individuos o relaciones que son usadas en una expresión de concepto para su propia definición. Además, también permite identificar de manera inmediata el conjunto de roles que son utilizados en la definición de un concepto.

El concepto C_1 tiene una única expresión de concepto o *nodo vacío* que le relaciona directamente con los conceptos C_2 , C_{10} y con el concepto C_3 mediante la propiedad r_1 debido a la cláusula existencial existente en la definición.

Tanto en las definiciones como en la figura, se puede observar que el concepto C_2 es utilizado directamente en la definición del concepto C_1 . A su



(a) Caso 1. $MC = \{C_1\}$ y
 $RR = \{r_1, r_8\}$



(b) Caso 2. $MC = \{C_1\}$ y
 $RR = \{r_1, r_4, r_7\}$

Figura 17: Ontologías breves de la ontología de la figura 16.

vez, dicho concepto tiene asociado un *nodo vacío* que representa su definición en base al concepto C_4 .

Respecto al concepto C_3 , está definido mediante dos diferentes expresiones de concepto. Esto hace que C_3 esté conectado a dos *nodos vacíos* mediante dos arcos sin etiqueta. Como se ha indicado anteriormente, aunque la segunda expresión de concepto de C_3 está compuesta por la intersección de dos cláusulas existenciales, en la representación de la figura 16 no aparece ninguna información relativa a que la expresión contenga una intersección o restricciones existenciales.

Además de los dos nodos anteriores, C_3 está conectado a un tercer *nodo vacío* (expresión de concepto) mediante un arco etiquetado, lo que significa que otro nodo (C_1) está definido mediante dicha expresión de concepto y se relaciona con el concepto C_3 mediante el role r_1 .

El concepto C_4 está conectado a dos *nodos vacíos* mediante arcos etiquetados, lo que significa que es usado en sus definiciones mediante las etiquetas

r_2 y r_4 . A su vez, está conectado directamente a dos nodos rectangulares etiquetados sin tener ningún *nodo vacío* entre medias, lo que significa que v_1 y v_2 son individuos del concepto C_4 .

El concepto C_5 se usa junto al rol r_3 para definir el concepto C_3 , pero también tiene asociada una expresión de concepto que lo define en función de los conceptos C_7 y C_8 y los roles r_7 y r_8 . Igualmente, el concepto C_6 se usa junto al rol r_4 para definir el concepto C_3 , pero también tiene asociada una expresión de concepto que lo define en función del concepto C_9 mediante el rol r_7 .

En el caso del concepto C_{10} , se puede ver que tiene una expresión de concepto que lo define en base a las dos instancias del concepto C_4 (v_1 y v_2) mediante la propiedad r_8 , puesto que la conexión existente es entre un nodo rectangular sin etiquetar y un nodo rectangular etiquetado a través de un arco etiquetado.

Por otro lado, la figura 17 muestra la representación del grafo después de aplicar el algoritmo de extracción en dos diferentes escenarios, siendo el concepto C_1 el concepto principal (*MC*) en ambos casos.

La figura 17a representa la ontología breve obtenida con el conjunto relevante de roles formado por r_1 y r_8 . En concreto las expresiones de concepto de C_2 y C_3 han sido descartadas puesto que estaban definidas completamente en base a roles no considerados dentro del conjunto de los restrictivos (r_2 , r_3 y r_4). Sin embargo, v_1 y v_2 sí pertenecen a la ontología breve porque están conectados al concepto C_{10} a través del rol r_8 (rol restrictivo). Además, el concepto C_4 también tiene que ser añadido puesto que v_1 y v_2 son sus individuos.

Por otro lado, la figura 17b representa otro caso de ontología breve en el que se ha variado el conjunto de roles restrictivos a r_1 , r_4 y r_7 . Los *nodos vacíos* de C_2 y C_{10} no han sido incluidos en la ontología breve porque los roles r_2 y r_8 no forman parte del conjunto de roles restrictivos. Tampoco ha sido incluido una de los dos *nodos vacíos* de C_3 porque su definición está hecha en función del rol r_3 y en consecuencia todo lo que cuelga indirectamente de este nodo ha sido excluido de la ontología breve.

Los conceptos C_4 y C_6 son añadidos porque están conectados al *nodo vacío* de C_3 a través del rol r_4 . Esto nos lleva a realizar la inclusión de C_9 porque está

conectado a través de un rol restrictivo al *nodo vacío* que define al concepto C_6 .

Respecto a las instancias v_1 y v_2 , no han sido añadidas porque no están directamente conectadas a ningún *nodo vacío* de los incluidos en la ontología breve a pesar de que el concepto C_4 sí se encuentra en la figura 17b.

Finalmente, cabe destacar que en ambos casos han sido incluidos los conceptos C_2 y C_{10} puesto que estos no están relacionados por la expresión de concepto a través de ningún rol, de modo que no se puede aplicar ninguno de los criterios de poda sobre ellos.

3.2.4 Dominio y rango de los roles

El problema que se plantea en esta sección es que tras la finalización del proceso de creación de la ontología breve, se puede dar el hecho de que los conceptos utilizados en la definición del dominio y el rango de una propiedad no hayan sido incluidos total o parcialmente en la ontología breve. Obviamente, este problema no se da en el rango de las propiedades de tipo de dato primitivos, puesto que estos vienen definidos por literales de RDF o tipos de datos del esquema en el caso de OWL. Antes de describir como se ha afrontado este problema, se describen algunas consideraciones a tener en cuenta.

De acuerdo con la descripción de OWL de la W3C¹, una propiedad se usa para establecer relaciones entre individuos o entre individuos y valores de datos. También describen el dominio de una propiedad como una limitación de los individuos a los que la propiedad puede ser aplicada. Por tanto, si un individuo es relacionado con otro mediante una propiedad y la propiedad tiene un concepto como uno de sus dominios, entonces el individuo debe pertenecer a uno de sus dominios. Por el contrario, el rango limita el tipo de valores que una propiedad puede tomar como valor (los individuos para las propiedades objeto y los valores de datos para las propiedades de tipo primitivo). Si una propiedad relaciona un individuo con otro y la propiedad tiene un concepto como su rango, entonces el otro individuo debe pertenecer al concepto del rango [165].

¹<http://www.w3.org/TR/owl-features/>

El dominio y el rango tiene la utilidad de definir la semántica de las propiedades pero también da la posibilidad de llevar a cabo procesos de razonamiento basados en ellos. Por ejemplo, dado un rol (*tieneCoche*) definido como propiedad en OWL cuyo dominio es el concepto *Persona* y cuyo rango el concepto *Coche*, si en la ontología se encuentra el individuo *Manolo* que está relacionada con el individuo *SeatExeo* mediante una restricción en la propiedad *tieneCoche*, entonces el razonador podrá deducir que *Manolo* debe ser una persona y que *SeatExeo* debe ser un coche.

```
<owl:ObjectProperty rdf:ID="tieneCoche">
  <rdfs:domain rdf:resource="#Persona"/>
  <rdfs:range rdf:resource="#Coche"/>
</owl:ObjectProperty>

<owl:Thing rdf:ID="Manolo">
  <tieneCoche rdf:resource="#SeatExeo" />
</owl:Thing>
```

Cuando existen múltiples dominios quiere decir que la propiedad es la intersección de los conceptos identificados, aunque también pueden ser definidos por medio de expresiones de conceptos, tales como uniones de conceptos u otras más complejas. También pueden no estar definidos, lo que se interpreta como cualquier cosa o el concepto más genérico, denotado como \top a nivel de semántica de la lógica descriptiva $SHOIN(D)$ definida en la tabla 49 o como *owl:Thing* en OWL.

En el algoritmo 1 que crea la ontología breve, se puede ver que el primer paso es la creación de las propiedades relevantes de la ontología breve partiendo de las propiedades restrictivas. En ese momento, es posible asignarles características como la de ser simétrica, funcional, transitiva o tener inversa, pero no es posible asignarles el dominio ni el rango porque todavía no se conocen que conceptos estarán en la ontología breve. Por tanto, dichas propiedades deben ser creadas en principio sin dominio ni rango y si se quieren añadir, debe hacerse una vez que se conozcan todos los conceptos que se han incluido en la ontología breve.

A continuación, se plantean y discuten cuatro alternativas diferentes para la definición de los dominios y rangos de las propiedades que han sido desarrolladas de manera incremental.

La primera solución tomada es la que simplifica más el problema y la menos ambiciosa: dejar todos los rangos y dominios sin definir. Esta solución es apta cuando el usuario no está interesado en realizar tareas de razonamiento con la ontología resultante sino que busca obtener una taxonomía resumida. El no asignarle dominio ni rango a las propiedades quiere decir que éste podría ser cualquier cosa (*owl:Thing*), por lo que se reduce en mayor medida la posibilidad de hacer inferencias y la semántica original de las propiedades se desprecia totalmente.

La segunda alternativa distingue dos tipos de casos: i) Los conceptos que se usan para definir el dominio y/o rango de una propiedad restrictiva han sido incluidos en la ontología breve. ii) Alguno de los conceptos utilizados no está incluido en la ontología breve. El primer caso es el más favorable y preferible porque tan solo se tiene que realizar la asignación del dominio y/o rango en la misma forma en que está en la ontología original. Para el segundo caso la forma de proceder es como la de la primera alternativa, no asignándole ningún tipo rango y/o dominio.

La solución adoptada en la primera alternativa y en el segundo caso de la segunda alternativa se fundamenta en el hecho de que si un concepto no está en la ontología breve es porque ha sido despreciado y no considerado de interés. Por tanto, si una propiedad tiene su rango o dominio en dicho concepto o grupo de conceptos, se asume que tiene el dominio y/o rango sobre algo que ya no es de interés en la ontología breve y por eso no se le asigna ningún dominio y/o rango.

Por ejemplo, podría darse el caso de que no exista ese dominio o rango en la ontología breve porque dicha propiedad nunca es usada en dicha ontología. Ante este hecho, cabría preguntarse si tiene sentido que esa propiedad sea incluida en la ontología breve. La respuesta es que sí, porque ha sido el creador de la ontología breve el que ha considerado que esa propiedad es de su interés aunque no se haga uso todavía de ella o aunque sea necesario redefinir su dominio o rango posteriormente.

Por tanto, la segunda alternativa recupera de forma selectiva la semántica de las propiedades, consiguiendo una ontología con mayor capacidad de razonamiento e inferencia que con la primera alternativa. De hecho, el caso más favorable es cuando todos los conceptos que se usan para definir los rangos y dominios de las propiedades restrictivas hayan sido incluidos en la ontología breve, lo que supondría que no habría pérdida de información en lo que a este aspecto se refiere. Por el contrario, el caso más desfavorable sería aquél en el que la propiedad restrictiva tiene definidos el dominio y el rango pero la propiedad relevante equivalente no tiene definido ninguno de los dos.

La tercera alternativa sigue teniendo el mismo comportamiento cuando todos los conceptos que se usan para definir el dominio y/o rango de una propiedad existen en la nueva ontología, pero plantea un enfoque diferente cuando alguno de esos conceptos no ha sido incluido. Busca reducir al mínimo posible los dominios o rangos que estuvieran definidos en la ontología original y que pasen a no tenerlo definido en la ontología breve. Para ello, se utiliza una estrategia de generalización de las expresiones que los definen, pretendiendo generar una expresión de concepto lo más parecida posible a la original. Por tanto, la expresión de concepto resultante será el nuevo dominio o rango de la propiedad.

La estrategia de generalización consiste en buscar los conceptos que generalizan cada uno de los conceptos que no existen en la ontología breve hasta encontrar uno que sí haya sido incluido y sustituirlo por éste. De esta forma, esta alternativa mantiene en la medida de lo posible la expresión original que define el dominio o el rango de la propiedad.

La creación de una ontología breve asume y plantea una pérdida de información controlada tanto en el conocimiento explícito (proveniente de las relaciones explícitas entre individuos y conceptos) como en el implícito (proveniente del razonamiento y la inferencia).

Las dos primeras alternativas pierden conocimiento explícito en la medida en que no se incorporan todos los dominios o rangos de las propiedades. Si bien la primera alternativa pierde todo el conocimiento implícito proveniente de los dominios y rangos, la segunda sólo lo hace parcialmente. En cambio, la tercera procura no perder ese conocimiento implícito modificándolo y adap-

tándolo a la ontología breve mediante la generalización de los conceptos que no han sido incorporados a la ontología breve. Esta modificación y adaptación puede suponer en ocasiones comportamientos más o menos deseables en función de los requerimientos particulares.

La cuarta alternativa está basada en la tercera y presenta una estrategia diferente cuando se encuentran conceptos en las expresiones que no están en la ontología breve (dado que esos conceptos se usan en una expresión de concepto, también serán llamados operandos). En este caso, se eliminan selectivamente esos operandos de la expresión para conseguir una expresión en la que todos los conceptos pertenezcan a la ontología breve sin recurrir a la generalización de los conceptos (como se hacía en la tercera alternativa). No obstante, si el resultado de realizar este proceso es que se eliminan todos los conceptos de la expresión, entonces y sólo entonces, se inicia el mismo proceso de generalización de la expresión que se usaba en la alternativa tres.

En cuanto a la generalización y adaptación de las expresiones, se distingue entre operandos y operadores. Por tanto, dichas expresiones están formadas por un único concepto, una unión, una intersección, un complemento o las posibles combinaciones de ellos; siendo el primero el caso más sencillo.

Algoritmo 4 Asignación del dominio de un rol de una ontología breve, alternativa 3.

Entrada: Una expresión de concepto E y un rol R al que asignarle el dominio.

Salida: Definición del dominio definido.

```
1: procedure ALTERNATIVA3(E)
2:    $E^B = \text{GENERALIZAR}(E)$ 
3:   if  $E^B$  no está vacío then
4:     poner  $E^B$  como dominio de R
5:   end if
6: end procedure
```

El procedimiento ALTERNATIVA3 explicitado en el algoritmo 4 describe el procedimiento a seguir para la asignación del dominio de un rol conforme a la descripción de la tercera alternativa. En este procedimiento se hace una llamada al procedimiento GENERALIZAR que tiene el comportamiento descrito para la tercera alternativa. El procedimiento equivalente para la asignación

de un rango sería el mismo, salvo por la operación de la línea 4, que tendría que ser sustituida por la asignación de E^B como rango del rol R .

El algoritmo 5 que contiene el procedimiento ALTERNATIVA4 describe como asignar el dominio de un rol de la ontología breve siguiendo el enfoque de la cuarta alternativa. Nuevamente, para el caso de los rangos se utilizaría un algoritmo equivalente a éste, que realizaría las asignaciones de las expresiones de concepto sobre los rangos en vez de sobre los dominios (línea 4 y 8).

Antes de asignar el dominio, se transforma la expresión de concepto (en términos de la ontología de base) que recibe como parámetro en una expresión en términos de conceptos de la ontología breve O^B . Esta transformación puede variar desde el intercambio por sus conceptos equivalentes o la supresión selectiva de algunos conceptos de la expresión (procedimiento CONVERTIREXPRESION), hasta la generalización de los conceptos no presentes en la ontología breve (procedimiento GENERALIZAR). Ambos procedimientos se describen a continuación.

Algoritmo 5 Asignación del dominio de un rol de una ontología breve. alternativa 4.

Entrada: Una expresión de concepto E y un rol R al que asignarle el dominio.

Salida: Definición del dominio definido.

```

1: procedure ALTERNATIVA4( $E$ )
2:    $E^B =$  CONVERTIREXPRESION( $E$ )
3:   if  $E^B$  no está vacío then
4:     poner  $E^B$  como dominio de  $R$ 
5:   else
6:      $E^B =$  GENERALIZAR( $E$ )
7:     if  $E^B$  no está vacío then
8:       poner  $E^B$  como dominio de  $R$ 
9:     end if
10:  end if
11: end procedure

```

El procedimiento CONVERTIREXPRESION que se explicita en el algoritmo 6 convierte una expresión de la ontología original en otra en términos de la ontología breve. Se distinguen tres casos fundamentalmente:

- Cuando todos los conceptos que contiene la expresión tienen conceptos equivalentes en la ontología breve. En este caso sólo hay que sustituir los conceptos originales por los equivalentes en O^B (línea 5).
- Cuando existen algún concepto en la expresión que no tiene uno equivalente en la ontología breve. Esos conceptos son eliminados de la expresión (línea 7) y si esto ha producido que algún operador se haya quedado sin operandos, entonces esos operadores también serán quitados de la expresión (línea 10).
- Cuando ninguno de los conceptos de la expresión tiene un equivalente en O^B . En este caso el resultado es una expresión vacía.

Algoritmo 6 Convertir una expresión eliminando los conceptos que no están presentes en la ontología breve.

Entrada: Una expresión de concepto E.

Salida: Una expresión de concepto en términos de O^B o vacía.

```

1: function CONVERTIREXPRESION(E)
2:   crear contenedor  $Z = \{C | C \in E\}$ 
3:   for all Concepto C en Z do
4:     if C tiene concepto equivalente  $C_B$  en  $O^B$  then
5:       sustituir C por  $C^B$  en E
6:     else
7:       quitar C de E
8:     end if
9:   end for
10:  quitar operadores sin operandos
11:  return E
12: end function

```

Finalmente, el procedimiento GENERALIZAR explicitado con el algoritmo 7, generaliza una expresión de concepto mediante la generalización de cada uno de los conceptos que aparecen en ella.

En primer lugar se intenta obtener el conjunto de conceptos equivalentes a los que subsumen al concepto de la expresión E pero que sean diferentes del concepto T. Si se obtiene un único concepto este sustituirá al concepto original pero si se obtiene más de uno, se formará una nueva expresión en forma de unión que sustituirá al concepto original.

Si tras el paso anterior, no se ha obtenido resultado alguno, entonces se obtendrán los conceptos que generalizan al concepto que se está evaluando en ese momento y cada uno de ellos se pasará como parámetro a la función `generalizar`. En caso de que hayamos obtenido más de un resultado se realizará la unión (*crearUnion*) de todos ellos formando una nueva expresión.

Los algoritmos 5 a 7 representan la alternativa 4. Estos necesitan pequeñas modificaciones para ir obteniendo el resto de alternativas. La alternativa 3 se consigue haciendo que el procedimiento `CONVERTIREXPRESION` realice una generalización sobre los conceptos que no estén en la ontología breve en vez de eliminarlos (línea 7). O simplemente llamando tan solo a la función `GENERALIZAR`, que se encarga de sustituir los conceptos por sus equivalentes y generalizar los que no están en la ontología breve. Esta segunda alternativa es la descrita por el algoritmo 4.

Para conseguir la alternativa 2, tan solo hay que hacer que la función `CONVERTIREXPRESION` no elimine ningún concepto de la expresión original y que simplemente los sustituya por sus equivalentes o si no es posible entonces dejar el dominio sin definir y no se aplica la generalización. Para ello la línea 7 del algoritmo 6 debería devolver una expresión de concepto vacío y la línea 10 ya no tendría sentido. Finalmente, el resultado de llamar a `CONVERTIREXPRESION` sería el dominio del rol y no sería necesario llamar a la función `GENERALIZAR`.

Al igual que se indicaba en las descripciones de los algoritmos de la sección 3.2.1, la API que se ha utilizado para el manejo de OWL incorpora una serie de operaciones y procedimientos que tienen una relación directa con operaciones indicadas en estos algoritmos. En concreto nuestra operación `CREARUNION` se corresponde con la función `createOWLUnionClass`, que puede recibir como parámetro una colección de clases o conceptos.

Algoritmo 7 Generalizar una expresión buscando los conceptos que subsumen a los que no están presentes en la ontología breve.

Entrada: Una expresión de concepto E.

Salida: Una expresión de concepto en términos de O^B o vacía.

```

1: function GENERALIZAR(E)
2:   crear contenedor  $Z = \{C | C \in E\}$ 
3:   for all Concepto C en Z do
4:     if C tiene concepto equivalente  $C_B$  en  $O^B$  then
5:       sustituir C por  $C^B$  en E
6:     else
7:       crear contenedor  $S_1 = D^B | D^B \cong D \wedge C \sqsubseteq D \wedge D \neq \top \wedge D^B \in O^B$ 
8:       if  $S_1$ .tamaño > 1 then
9:         U = crearUnion( $S_1$ )
10:      else
11:        if  $S_1$ .tamaño > 0 then
12:          U =  $S_1[1]$ 
13:        else
14:          crear contenedor  $S_2 = D | D \sqsubseteq C \wedge D \neq \top \wedge D \in O$ 
15:          crear contenedor P
16:          for all Concepto D en  $S_2$  do
17:            G = GENERALIZAR(D)
18:            if G no está vacío then
19:              Pañadir(G)
20:            end if
21:          end for
22:          if P.tamaño > 1 then
23:            U = crearUnion(P)
24:          else if P.tamaño > 0 then
25:            U = P[1]
26:          else
27:            U = null
28:          end if
29:        end if
30:      end if
31:      sustituir C por U en E
32:    end if
33:  end for
34:  return U
35: end function

```

3.3 Constructor de Ontologías Breves

Esta sección describe el constructor de ontologías breves desde el punto del diseño y la implementación, incluyendo herramientas, lenguajes, su arquitectura y su funcionamiento. Además, se incluye una propuesta de metodología iterativa de trabajo para casos especiales con diferentes requisitos en el proceso de extracción de ontologías breves. Dicha propuesta requiere procesos de emparejamiento y mezcla de ontologías (matching y merging), parte que está fuera del ámbito de esta tesis, por lo que se ha descrito únicamente a nivel teórico.

Por otro lado, cada definición completa para los conceptos definidos o definición incompleta para los conceptos primitivos es nombrada como clase equivalente ($C \equiv D$) o como relación de subsunción ($C \sqsubseteq D$) respectivamente. Además, las expresiones de concepto son definidas con los operadores y restricciones que se encuentran en el segundo y tercer grupo de filas que se definen en la tabla 49: intersecciones, uniones, restricciones y demás.

En la figura 18 se muestra la arquitectura basada en capas sobre la que subyace el constructor de ontologías. BRONER (BRief ONtology builDER) ha sido desarrollado como una API para el lenguaje java debido a la cantidad de herramientas disponibles, incluyendo pero no limitadas a las APIs de JENA [123] o SESAME [35], D2RQ [24], KAON2 [132], razonadores [28, 149] y herramientas de representación visual [67, 99]. Algunas de éstas facilitan la tarea de desarrollo y otras simplemente hacen posible expandir la funcionalidad en versiones futuras.

En particular, el constructor de ontologías ha sido desarrollado usando las APIs proporcionadas con Protègè [129] y JENA para manejar y crear las

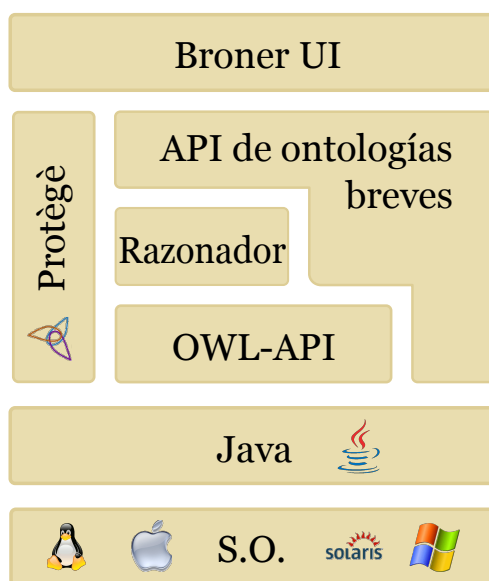


Figura 18: Arquitectura del constructor de ontologías breves.

ontologías en OWL. La interacción de estas APIs con la del razonador permiten comprobar la consistencia y realizar inferencia cuando es necesario.

La API de BRONER ha sido testada con los razonadores pellet [149] y racer [127], aunque cualquier otro razonador DIG que soporte OWL podría ser usado en lugar de éste, puesto que la interfaz DIG provee acceso uniforme a razonadores basados en lógica descriptiva.

La capa más alta de la figura 18 es la llamada BRONER UI (interfaz de usuario de BRONER). La interfaz de usuario está basada en el framework de Protégé mientras que sus funcionalidad está basada en la API del constructor de ontologías (brief ontology builder).

Protégé provee la posibilidad de que el usuario elabore sus propios complementos (plugins) para definir interfaces de usuario como extensiones, lo que incluye la creación de plugins de ejecución de fondo para almacenamiento, pestañas, menús y demás. Por esta razón, la interfaz de usuario de BRONER se ha desarrollado y encapsulado en Protégé como un plugin en forma de pestaña. De esta manera se obtiene una aplicación interactiva que queda integrada en un entorno de edición y creación de ontologías.

La figura 19 muestra una captura de pantalla de la pestaña de BRONER en funcionamiento. La ventana está dividida en seis marcos. El primero permite

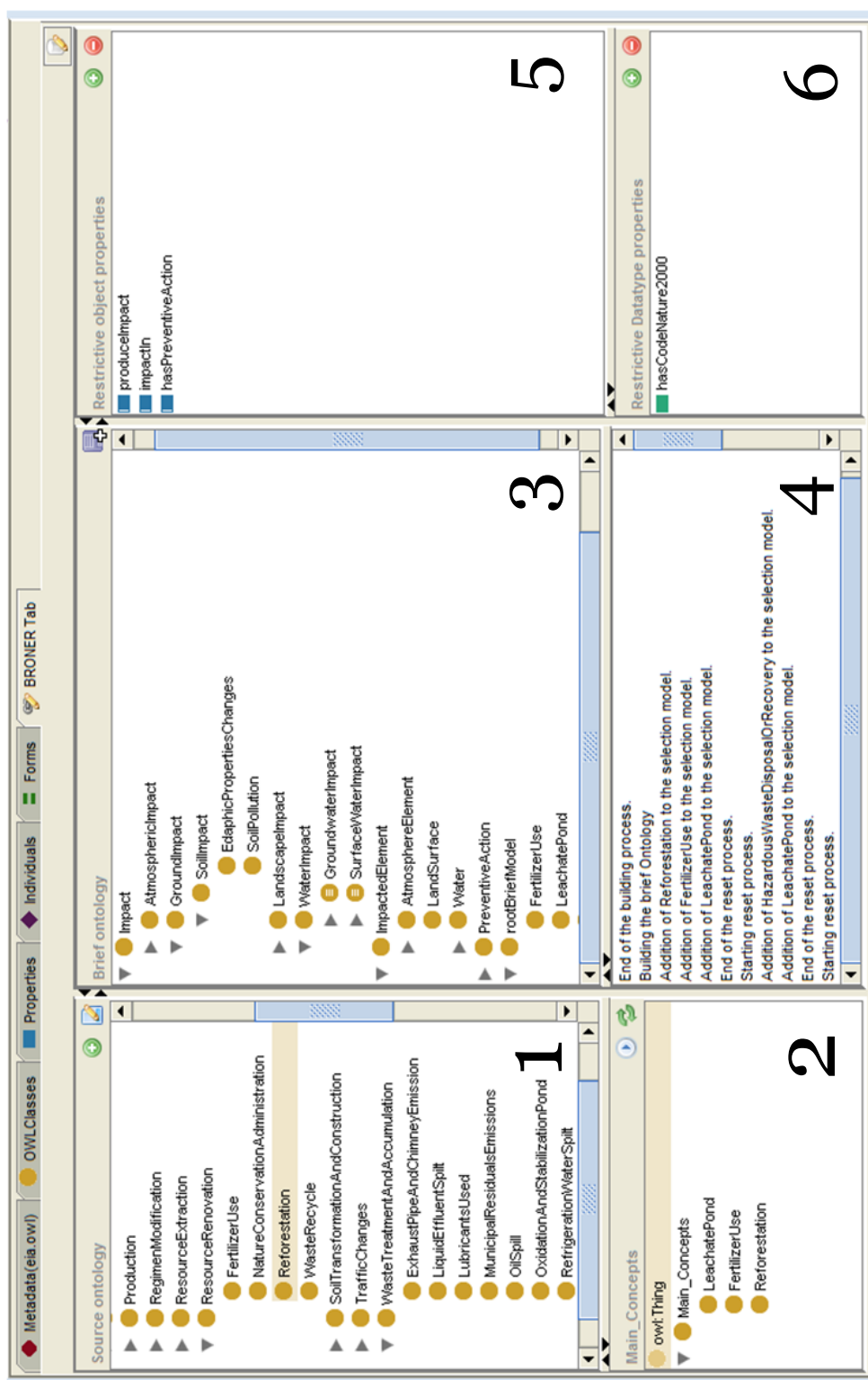
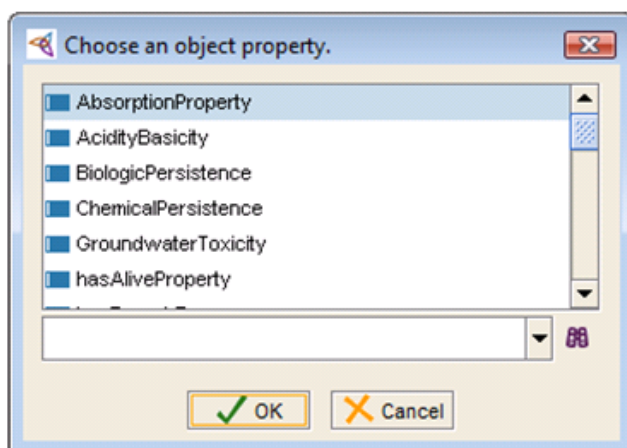
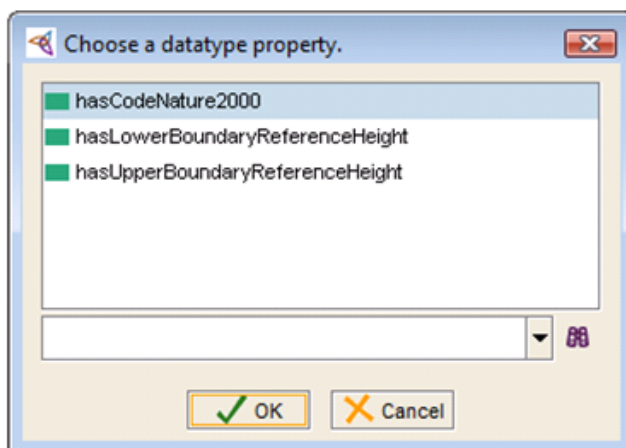


Figura 19: Captura de pantalla de BRONER.



(a) Selección de propiedades de objeto.



(b) Selección de propiedades de tipo de dato primitivo.

Figura 20: Ventanas para la selección de las propiedades relevantes.

al usuario manejar una de las entradas requeridas para la construcción de la ontología breve, permitiendo explorar la jerarquía de conceptos de la ontología original y seleccionar los conceptos principales (MC) donde el algoritmo deberá empezar el proceso recursivo.

El segundo marco contiene la lista de conceptos que han sido seleccionados por el usuario como puntos de comienzo para el algoritmo de extracción. La selección se realiza mediante el botón de añadir que se encuentra en la sección 1. Aquí se encuentra también un botón para iniciar el proceso de construcción de la nueva ontología breve.

Una vez que el proceso de construcción ha finalizado, en el tercer marco se muestra la jerarquía de conceptos de la ontología breve cuya información detallada puede verse en cualquier momento en una nueva ventana si se hace doble clic sobre cualquier concepto.

Además, si el complemento está funcionando en modo verboso (modo abundante y copioso de mensajes), el último marco contendrá mensajes generados durante el proceso de construcción que dan información sobre como se ha construido la ontología breve. Por ejemplo, se añade un nuevo mensaje cuando un concepto es añadido a la ontología breve u otro diferente si se encuentra un concepto que tiene que ser descartado debido a que aparece en una expresión de concepto con una propiedad que no pertenece al conjunto de propiedades restrictivas.

Los marcos quinto y sexto contienen las listas de propiedades restrictivas, tanto las *object properties* como las *datatype properties*. Cada uno de los botones con el símbolo + de estas secciones abre un nuevo cuadro de diálogo que muestra las respectivas listas de propiedades de la ontología original. Por tanto, el usuario puede explorar las propiedades existentes en la ontología sobre la que se está trabajando y seleccionar las que se considerarán como propiedades restrictivas. Las figuras 20a y 20b muestran los cuadros de diálogo para seleccionar las *object properties* y *datatype properties* respectivamente.

Además de estas opciones, cabe destacar que el usuario puede cambiar la ontología sobre la que se trabaja introduciendo su URI (uniform resource identifier) en un sencillo formulario (ver figura 21) activando el botón que se encuentra en la barra superior del plugin.



Figura 21: Ventana para la selección de la ontología

3.3.1 Metodología de trabajo adicional

Como se ha explicado anteriormente, BRONER se utiliza para extraer el conocimiento relevante de una ontología. Sin embargo, el usuario puede tener la necesidad de extraer diferentes partes de la misma ontología que por ejemplo no estén conectadas entre sí. Este problema puede ser solventado fácilmente con una selección adecuada de los conceptos principales (MC), por parte del usuario, antes de aplicar el proceso de extracción. A pesar de esto, este enfoque no sería adecuado si un usuario quiere llevar a cabo la extracción de conocimiento de diferentes partes de la ontología utilizando diferentes conjuntos de propiedades restrictivas.

El primer enfoque para solucionar este problema consiste en modificar el modelo de representación, añadiendo la posibilidad de asignar un conjunto diferente de propiedades restrictivas a cada concepto principal. Esto hace que el algoritmo sea más flexible pero también más complicado, menos intuitivo. Este modelo de representación requeriría un algoritmo menos eficiente y una comprensión mucho mayor de la ontología por parte del usuario para predecir el resultado, por lo que sería más difícil construir la ontología breve en un primer intento.

Un segundo enfoque consiste en emplear una metodología iterativa que permite extraer fácilmente diferentes partes de la ontología original y que se basa en el método de prueba y error. La figura 22 muestra el flujo de trabajo para este enfoque.

En primer lugar, el usuario debe elegir y abrir la ontología de la que quiere extraer el conocimiento relevante para solucionar su problema. En segundo lugar debe estudiar e inspeccionar la ontología hasta que pueda realizar la selección de conceptos principales y de roles restrictivos.

BRONER únicamente necesita esta información, así que en el tercer paso se inicia el proceso de extracción y se obtiene la ontología breve que se corresponde con esos conceptos principales y roles restrictivos. En el siguiente paso, el usuario inspecciona la ontología breve y comprueba si coincide con el resultado esperado. Dependiendo de si éste satisface o no al usuario, almacenar una copia de la ontología breve en formato OWL (pasos 5) o puede desecharla saltándose el paso 5.

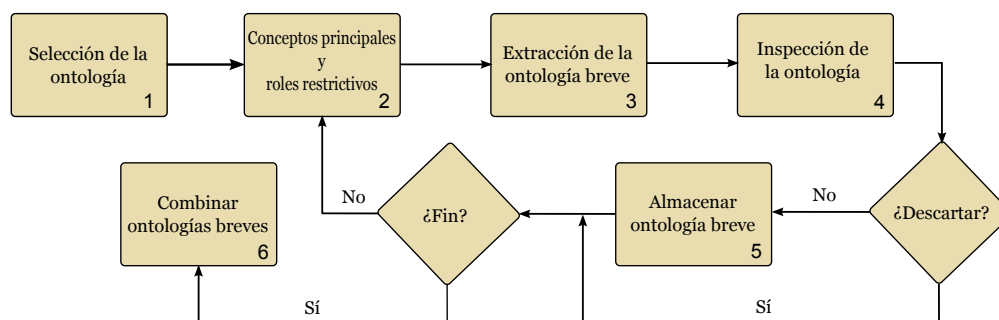


Figura 22: Metodología incremental de BRONER.

Si el usuario quiere generar una nueva ontología breve, puede volver de nuevo al segundo paso y comenzar una nueva iteración. En el momento en que no sea necesario seguir iterando, todas las ontologías breves que han sido almacenadas deberán ser combinadas para producir una nueva que contenga las diferentes partes de la ontología original.

A priori, se podría pensar que el proceso de emparejamiento y combinación (matching y merging) es muy simple debido a que todos los fragmentos provienen de la misma ontología. De hecho, normalmente los algoritmos de matching suelen utilizar algún tipo de función de similitud, que en este caso se ve reducida a comprobar si los nombres son iguales en cuyo caso se tiene la certeza de que hacen referencia al mismo concepto. Por esta razón la parte de emparejamiento es prácticamente trivial y la dificultad real subyace en la combinación de conceptos que representan la misma entidad pero que pueden tener definiciones distintas como resultado de los procesos de extracción de las ontologías breves.

Combinar una ontología con otra se puede reducir a combinar cada una de las partes que la componen (propiedades, conceptos e individuos). El algoritmo 8 que describe el procedimiento `COMBINARONTOLOGIASBREVES` refleja los pasos a seguir en el proceso de combinación de las ontologías breves. Este orden se debe a la relación existente entre las distintas entidades:

- Un individuo es instancia de un concepto, por lo que el concepto debe existir antes de la creación del individuo.
- En las expresiones de conceptos se usan los roles, por lo que éstos deberán existir para poder definir los conceptos.

Algoritmo 8 Combinación de ontologías breves

Entrada: Un conjunto de ontologías breves $\{O^1, O^2, \dots, O^n\}$ y la ontología original O^o

Salida: una ontología combinada O

```

1: procedure COMBINARONTOLOGIASBREVES
2:   COMBINARPROPIEDADES
3:   COMBINARCONCEPTOS
4:   COMBINARINDIVIDUOS
5:   COMBINARRANGOSYDOMINIOS
6: end procedure

```

- Las propiedades son usadas tanto en las definiciones de los conceptos como en la asignación de valores de sus individuos.

En general, para los algoritmos 8 a 11, hay que tener en cuenta las siguientes consideraciones: R^i es el conjunto de propiedades existentes en la ontología breve O^i ; A^i es el conjunto de conceptos existentes en O^i ; v^i es el conjunto de instancias existentes en O^i .

Algoritmo 9 Combinación de las propiedades de las ontologías breves

Entrada: Un conjunto de ontologías breves $\{O^1, O^2, \dots, O^n\}$ y la ontología original O^o

Salida: La ontología combinada O con los roles definidos

```

1: procedure COMBINARPROPIEDADES
2:   crear contenedor  $P = \{\bigcup_{i=1}^{i=n} r \mid r \in R^i \wedge R^i \in O^i\}$ 
3:   borrar duplicados en  $P$ 
4:   for all Rol  $r \in P$  do
5:     crear propiedad  $r$  in  $O$ 
6:   end for
7: end procedure

```

El algoritmo 9 realiza la combinación de propiedades. Cada ontología breve puede tener asociado un conjunto diferente de propiedades relevantes, por lo que este algoritmo crea en la ontología combinada un conjunto relevante de propiedades que incluye a todas las existentes en las distintas ontologías breves.

Algoritmo 10 Combinación de los conceptos de las ontologías breves

Entrada: Un conjunto de ontologías breves $\{O^1, O^2, \dots, O^n\}$ y la ontología original O^o

Salida: La ontología combinada O con los conceptos creados y definidos.

```

1: procedure COMBINARCONCEPTOS
2:   crear contenedor  $X = \{\bigcup_{i=1}^{i=n} C \mid C \in A^i \wedge A^i \in O^i\}$ 
3:   for all Concept C en X do           ▷ crear todos los conceptos
4:     if C no está en O then
5:       crear concepto C en O
6:     end if
7:   end for
8:   for all Concept C en X do           ▷ crear todos los conceptos
9:     seleccionar  $C^B$  de O tal que  $C \cong C^B$ 
10:    duplicar taxonomía de C en  $C^B$ 
11:  end for
12:  crear contenedor  $Z = \{\bigcup_{i=1}^{i=n} u \mid u \in v^i \wedge v^i \in O^i\}$ 
13:  for all Individuo u en Z do         ▷ crear todos los individuos
14:    if u no está en O then
15:      crear individuo u en O
16:    end if
17:  end for
18:  while X no está vacío do           ▷ crear las definiciones
19:     $t = siguienteElementoDe(X)$ 
20:    quitar t de X
21:    crear contenedor  $Y = \{C \mid C \cong t \wedge C \in X\}$ 
22:    COMBINARLISTADECONCEPTOS(t, Y, O)
23:    if Y no está vacío then
24:      quitar elementos en Y de X
25:    end if
26:  end while
27: end procedure

```

El algoritmo 10 realiza la combinación de los diferentes conceptos de las ontologías breves. En primer lugar se crean todos los conceptos y todos los individuos estableciendo únicamente las relaciones taxonómicas. Esto es así porque en la definición de un concepto puede estar contenida una referencia a otro concepto cualquiera o incluso a un individuo de la ontología. El siguiente paso es identificar cada concepto y el grupo de conceptos equivalentes presentes en las distintas ontologías breves. Finalmente, el procedimiento `COMBINARLISTADECONCEPTOS` realiza la combinación de todas las definiciones de esos conceptos equivalentes y se la asigna al concepto correspondiente de la ontología combinada.

Aunque existen heurísticas más complejas para la combinación de las definiciones de conceptos, el procedimiento `COMBINARLISTADECONCEPTOS` consiste en seleccionar la definición del concepto menos genérica, es decir, aquella en la que sus términos son más específicos.

Algoritmo 11 Combinación de los individuos de las ontologías breves

Entrada: Un conjunto de ontologías breves $\{O^1, O^2, \dots, O^n\}$ y la ontología original O^o

Salida: La ontología combinada O con los individuos definidos.

```

1: procedure COMBINARINDIVIDUOS
2:   crear contenedor  $X = \{\bigcup_{i=1}^{i=n} u \mid u \in v^i \wedge v^i \in O^i\}$ 
3:   while  $X$  no está vacío do
4:      $u = \text{siguienteElementoDe}(X)$ 
5:     quitar  $u$  de  $X$ 
6:     crear contenedor  $Y = \{s \mid s \cong u \wedge s \in X\}$ 
7:     COMBINARLISTADEINDIVIDUOS( $u, Y, O$ )
8:     if  $Y$  no está vacío then
9:       quitar elementos en  $Y$  de  $X$ 
10:    end if
11:  end while
12: end procedure

```

En el momento en que el procedimiento `COMBINARINDIVIDUOS` (algoritmo 11) es invocado desde el procedimiento `COMBINARONTOLOGIASBREVES`, los individuos ya existen dentro de la ontología combinada, de modo que el pro-

cedimiento sólo es responsable de realizar la combinación de los valores asociados a sus propiedades.

Al igual que en su homólogo, el procedimiento `COMBINARLISTADEINDIVIDUOS` realiza esta tarea para cada conjunto de individuos equivalentes conforme a la misma estrategia, escoger el individuo cuya definición sea más completa.

Finalmente, el último paso del algoritmo 8 invoca al procedimiento `COMBINARRANGOSYDOMINIOS` que tiene como objetivo establecer los rangos y dominios más específicos posibles. Esto es así porque unos pueden no haber sufrido ningún cambio respecto a los originales y otros pueden haber sufrido generalizaciones, incluso pueden darse casos en los que a la misma expresión de concepto de un dominio o rango de la ontología de base se le hayan hecho diferentes tipos de generalizaciones.

3.4 Aplicación a la Evaluación de Impacto Ambiental

Esta sección describe la aplicación de BRONER a la evaluación ambiental. Dado que el tema de la EIA ha sido explicado con detalle en las secciones anteriores, la sección hace una breve descripción del problema que se aborda en este caso de uso y algunos puntos clave sobre las decisiones y el modo de proceder del usuario ante la herramienta.

En primer lugar, es conveniente recordar el concepto de EIA como el proceso de análisis para identificar las relaciones causa-efecto y cuantificar, evaluar y prevenir el impacto ambiental de un proyecto [98]. Esto hace que las metodologías existentes incluyan etapas de identificación de impactos, descripción del entorno afectado, predicción de impactos o evaluación de impactos entre otras.

La aplicación presentada en esta sección asiste al experto ambiental en la creación de metodologías de EIA y en la identificación de las relaciones existentes entre los factores ambientales, impactos, acciones e indicadores.

Esta aplicación requiere el uso de la ontología para la EIA, cuya representación de conocimiento es adecuada para que se use con el algoritmo 1 porque contiene los conceptos de la EIA relevantes para tratar con este problema, sus relaciones y las expresiones de conceptos que permiten a los conceptos o individuos estar relacionados mediante relaciones diferentes de la clásica Es-Un.

3.4.1 Modelo de conocimiento

El modelo de conocimiento para la aplicación ambiental se corresponde con la ontología descrita en el capítulo 2, donde está explicada en detalle.

La figura 23 muestra los conceptos del primer nivel de la taxonomía más relevantes. Los conceptos están representados en cajas, mientras que las propiedades relevantes usadas en sus expresiones de conceptos, y que permiten relacionar unos con otros, están representadas en forma de arcos. A modo de breve resumen, los conceptos y propiedades de interés para este caso se describen a continuación:

El concepto `IndustrialActivities` contiene las actividades contaminantes recogidas en la directiva IPPC [62] y el concepto `ImpactingActions` contiene otra clasificación diferente de acciones relacionadas con la actividad humana que también pueden producir impactos.

El concepto `PreventiveAction` representa acciones preventivas a posibles impactos ambientales, que son representados con el concepto `Impact`. La forma en que son medidos y controlados esos impactos esta representada con el concepto `Indicators&MeasureUnits` y sus posibles valoraciones con el concepto `ImpactAssessment`.

Finalmente, las propiedades `hasPreventiveAction`, `produceImpact`, `hasIndicator&MeasureUnit`, `hasImpactAssessment` e `impactIn` permiten relacionar los anteriores conceptos conforme a la figura 23.

3.4.2 Aplicación ambiental

La ontología de EIA contiene mucho más conocimiento sobre evaluación ambiental del comentado en la subsección anterior. Esto es considerado generalmente como una ventaja, sin embargo, una cantidad de conocimiento mayor que la esperada o mayor de la que una aplicación puede manejar se convierte en un elemento desfavorable.

En general, una metodología de EIA consiste en determinar las variables y factores que han de ser medidos. De hecho, se pueden encontrar muchos ejemplos en la literatura con metodologías para problemas específicos como construcción civil, aguas residuales y vertederos entre otros.

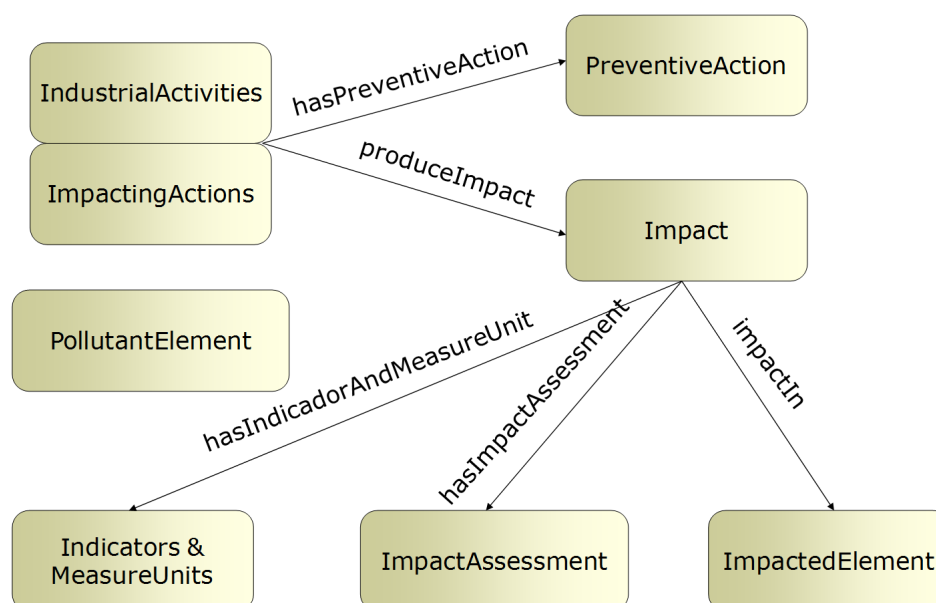


Figura 23: Esquema de la ontología.

La API de BRONER ofrece la posibilidad de asistencia en el desarrollo de metodologías de EIA personalizadas en función de la actividad humana evaluada o de las acciones que se llevan a cabo en dicha actividad evitando tratar con información innecesaria.

Una vez que el usuario ha arrancado la aplicación y tiene activa la pestaña de BRONER, debe seleccionar la fuente de conocimiento (ontología EIA) y seleccionar los conjuntos de conceptos principales y propiedades relevantes que permiten a BRONER determinar el conocimiento relevante.

La figura 23 muestra como están conectados los distintos conceptos relevantes para este problema. Las acciones o las actividades industriales están definidas por los impactos que producen y las acciones preventivas que tienen asociadas mediante los roles *produceImpact* y *hasPreventiveAction* respectivamente. También puede apreciarse que los impactos están definidos y relacionados con los indicadores, el tipo de evaluación y los factores ambientales sensibles a impacto mediante los roles *hasIndicator&MeasureUnit*, *hasImpactAssessment* y *impactIn* respectivamente.

Si el usuario selecciona como conceptos principales las actividades industriales o las acciones impactantes, se puede ver que existe un camino que

conecta directa o indirectamente a estos con el resto de conceptos que hemos considerado de interés. Por ejemplo, si se va a realizar la EIA de una instalación que incluye tres acciones como conceptos principales, al incluir como propiedades relevantes a todas las propiedades citadas en el párrafo anterior obtendremos toda la información relevante que contiene la ontología para ese caso de estudio.

Si por el contrario, el usuario estuviera interesado únicamente en los indicadores ambientales y los factores ambientales que se ven afectados por esas acciones, tendría que seleccionar como propiedades relevantes *produceImpact*, *hasIndicator&MeasureUnit* e *impactIn*; que son las que permiten trazar un camino entre las acciones y dichos conceptos. Por esa razón, todos los conceptos que no están en el camino para alcanzar los indicadores y factores ambientales desde las acciones son considerados conocimiento irrelevante para la nueva metodología de EIA hecha a medida. El resultado producido tras iniciar el proceso de extracción es una ontología para el problema estudiado cuyo contenido son las acciones seleccionadas por el usuario, los impactos que producen estas acciones, los factores ambientales a los que afectan y los indicadores que permiten cuantificarlos.

La figura 24 muestra un ejemplo de ontología para vertederos (*landfills*) y balsas de lixiviados (*leachatePond*), ambas incluidas en el grupo de actividades industriales que se recogen dentro de la directiva europea IPPC [65]. Los lixiviados son líquidos altamente contaminados producidos por la descomposición en vertederos. La mayor parte de los lixiviados se producen como resultado de la escorrentía que se filtra en el vertedero y tiene contacto con la basura en estado de descomposición, pudiendo causar serios problemas de contaminación ambiental. Por esta razón, estos líquidos son encauzados hacia balsas impermeables (balsas de lixiviados), donde son almacenados.

Esta ontología ha sido generada mediante la selección de los conceptos principales *landfills* y *leachatePond*. Como puede verse en la figura 24, los conceptos principales son siempre subsumidos por el concepto *rootBriefModel* (raíz del modelo breve) en la ontología breve, lo que permite conocer a posteriori como fue construida. Este concepto es el nombre que en la práctica



Figura 24: Ontología breve para la EIA en vertederos y balsas de lixiviados.

tiene el concepto MC^B utilizado en el algoritmo 1 para generalizar a todos los conceptos principales.

Como se ha explicado anteriormente, la selección de las propiedades restrictivas *produceImpact*, *hasIndicatorAndMeasureUnit* e *impactIn* y la selección previa de los conceptos principales, produce una ontología breve con impactos para estas actividades, sus indicadores y los factores ambientales afectados por dichos impactos. La figura 24 muestra la taxonomía de las subclases del concepto OWL:Thing. Los indicadores ambientales no se muestran en la figura debido a su número. Cabe mencionar, que en este ejemplo no se han utilizado propiedades de tipos de dato primitivo.

La ontología breve de la figura no contiene la taxonomía completa para los impactos, factores ambientales o indicadores; únicamente contiene los que son realmente relevantes para esta EIA en particular y sus conceptos e individuos no contienen referencias a otros conceptos o individuos que no hayan sido considerados también como relevantes.

A continuación, se describe un ejemplo de como afecta la aplicación de proceso de extracción de conocimiento relevante a la propia definición de un concepto.

Supongamos la definición del concepto *leachatePond* (ver figura 25) antes de la extracción de la ontología breve, de acuerdo con la sintaxis de la tabla 49. Según esa definición, dicha clase tiene la superclase *WasteManagement* (gestión de residuos) y está relacionada mediante las propiedades *hasPreventiveAction*, *produceImpact* y *usePollutantElement* a otras clases de la ontología mediante restricciones del tipo *someValuesFrom*.

La figura 26 muestra como está definido el concepto en la ontología breve. Cabe recordar que para este ejemplo, los conceptos principales eran *landfills* y *leachatePond*, motivo por el cual en la figura 26 podemos ver que la superclase ha pasado de ser *WasteManagement* a *rootBriefModel*.

Las propiedades *hasPreventiveAction* y *usePollutantElement* no fueron incluidas en el conjunto de roles restrictivos, por lo que en la figura 26 no ha sido incluida ninguna de las restricciones que contenían dichas propiedades. Por tanto, la definición del nuevo concepto sólo hace referencia a los impactos que puede producir dicha actividad, que es la información de interés para el problema planteado.

```

⊆ WasteManagement
  ∃ hasPreventiveAction.AppropriatedDikeSize
  ∃ hasPreventiveAction.AppropriatedCapacity
  ∃ hasPreventiveAction.CompactingDike
  ∃ prduceImpact.LandscapeQualityChange
  ∃ prduceImpact.VisualImpact
  ∃ prduceImpact.SmellAccumulation
  ∃ prduceImpact.GroundwaterQualityChanges
  ∃ prduceImpact.SurfaceWaterQualityChanges
  ∃ prduceImpact.SurfaceWaterAffection
  ∃ prduceImpact.SoilPollution
  ∃ usePollutantElement.Leachate
  ∃ usePollutantElement.OrganicCompounds
  ∃ usePollutantElement.HeavyMetal
  ∃ usePollutantElement.SulphurCompounds

```

Figura 25: Definición del concepto *leachatePond* en la ontología original

```

⊆ rootBriefModel
  ∃ prduceImpact.LandscapeQualityChange
  ∃ prduceImpact.VisualImpact
  ∃ prduceImpact.SmellAccumulation
  ∃ prduceImpact.GroundwaterQualityChanges
  ∃ prduceImpact.SurfaceWaterQualityChanges
  ∃ prduceImpact.SurfaceWaterAffection
  ∃ prduceImpact.SoilPollution

```

Figura 26: Definición del concepto *leachatePond* en la ontología breve

Aunque BRONER da la flexibilidad de seleccionar las diferentes propiedades para poder definir el contenido de la ontología breve, en este ejemplo se ha considerado el caso particular en el que el usuario está precisamente interesado en evaluar una instalación o acción humana únicamente en los indicadores y los factores a los que afectan. Por esta razón, se ha desarrollado una interfaz de usuario específica para este caso (EIATab). Es una versión más limitada que BRONER en el sentido de que oculta la selección de la fuente de conocimiento y la selección de propiedades relevantes puesto que se consideran constantes en todo momento. El aspecto coincide con el de la figura 19, pero las secciones 5 y 6 no están presentes.

Debido a estos cambios, se facilita la tarea del experto ambiental porque no tiene que preocuparse de estudiar el modelo de conocimiento para poder hacer una correcta selección de propiedades y únicamente tiene que seleccionar las acciones sobre las que quiere hacer la EIA y ejecutar el proceso de generación para obtener la ontología breve de EIA adaptada a dichas acciones. En cualquier caso, en el momento en el que sus necesidades sean diferentes, siempre podrá recurrir a una nueva utilización de BRONER.

CAPÍTULO 4

Evaluación del Riesgo Ambiental

Las actividades de gestión, recogida y transporte de residuos, de recuperación y eliminación de residuos y de residuos peligrosos, están obligadas por la ley de responsabilidad medioambiental [13] a disponer de garantía financiera (como se indica en la tabla 38).

Sin duda es indispensable poder evaluar el riesgo ambiental, para lo que es necesaria una metodología de forma parecida a las metodologías de la EIA. En este capítulo se presenta una metodología y una herramienta para la evaluación del riesgo ambiental (ERA) en vertederos. Este desarrollo se basa en la metodología para la EIA y para el diagnóstico de vertederos [38, 175, 136].

Además, se plantea la forma de obtener una metodología, y su correspondiente herramienta de ERA, genérica para cualquier actividad.

La realización de esta metodología para la evaluación del riesgo requiere un estudio profundo de la actividad. Por este motivo, se han vuelto a estudiar los factores que se tuvieron en cuenta en las metodologías de diagnóstico ambiental descritas en el capítulo 1 desde la perspectiva de la ERA y se han tenido en cuenta otros nuevos.

La metodología que se propone es una metodología de Evaluación de Riesgo Ambiental en Vertederos (ERIAVE) que sigue los pasos de la metodología para la EIA EVIAVE [39, 93, 176]. Sin embargo, en ésta se estudian las variables desde el punto de vista del riesgo mientras que en EVIAVE se hacía desde el punto de vista del diagnóstico ambiental. Además, ERIAVE especializa la metodología genérica de la UNE 150008 para el caso concreto de vertederos y usa la computación por palabras [172, 173, 174] como base para el procesamiento de la información.

Como se ha indicado en la sección 1.3.2, la metodología de evaluación de riesgo de la UNE 150008 [159] está orientada a especificar los criterios de identificación, análisis y evaluación del riesgo medioambiental de una organización, independientemente de su tamaño y actividad, es decir, tiene carácter general. También incluye la identificación de las consecuencias medioambientales actuales derivadas de actividades pasadas de la organización. Todo esto, con el fin de obtener un índice de riesgo de contaminación para la actividad evaluada.

Esta medida del riesgo puede utilizarse por una posible entidad aseguradora como información de apoyo a la decisión a la hora de establecer la prima del seguro, o a la hora de decidir si se está tratando con un cliente de riesgo que no interesa asegurar. También por parte de la Administración pública para fijar posibles indemnizaciones ante catástrofe ambiental.

Finalmente, se presenta ERIABC (Evaluación de Riesgo Ambiental Basado en Contexto) como una herramienta basada en el conocimiento de la ontología de la EIA para la creación de metodologías específicas (breves) en determinadas actividades.

4.1 Metodología ERIAVE

En la metodología propuesta, la medida de riesgo es llamada índice de riesgo global (IRG), y evalúa de forma conjunta los riesgos para los distintos entornos del medio, pudiendo establecer o fijar la importancia o peso de cada uno.

De acuerdo con la norma UNE 150008, se obtiene también el índice de riesgo para los entornos humano, natural y socioeconómico. La norma también indica que los índices de riesgo se obtienen multiplicando una medida de probabilidad de contaminación, por una medida del daño o una medida de las consecuencias.

Todos los elementos del medio que se tienen en cuenta para el cálculo del IRG se pueden organizar mediante una red de computación. La figura 27 ilustra parte de la red en la que cada nodo simboliza el índice de riesgo de afección para cada elemento del medio o factor ambiental. Dicha medida de riesgo se estima en función de una probabilidad de contaminación y una medida del daño.

A lo largo de esta sección se detalla en mayor detalle la forma de calcular los índices de riesgo, las medidas de probabilidad y las estimaciones del daño.

4.1.1 Elementos del medio

Los elementos del medio o componentes medioambientales son los posibles receptores de los impactos provocados por la presencia de una actividad, en este caso, un vertedero.

De acuerdo con la UNE 150008, la fase de identificación de peligros nos ha permitido analizar las fuentes de peligro, los elementos del entorno susceptibles de ser afectados y los elementos del entorno que puedan entrañar

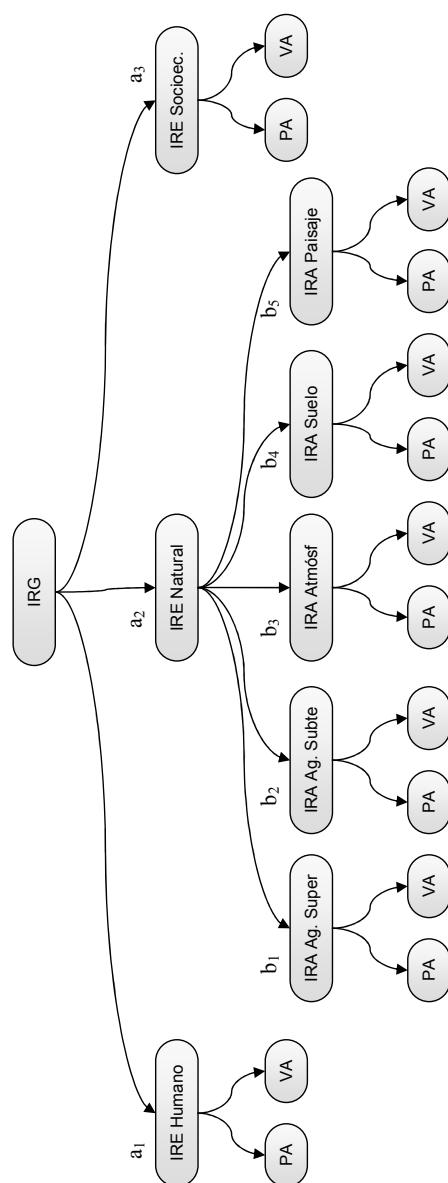


Figura 27: Índice de riesgo global

peligro para la instalación. Tras este estudio, se han fijado los elementos del medio que son sensibles al desarrollo de la actividad:

- Entorno Humano.
- Entorno Natural.
- Entorno Socioeconómico.

Además, se va a considerar que el entorno natural está caracterizado por diferentes factores ambientales. Estos son:

- Aguas subterráneas.
- Aguas superficiales.
- Suelo.
- Atmósfera.
- Paisaje.

4.1.2 Variables del vertedero

Las variables ambientales han sido utilizadas por diferentes autores en los procesos de evaluación ambiental, para lo cual es necesario establecer su importancia, tal y como se recoge en el RD 1302/1986 [143]. Dichas variables pueden ser objetivas, por ejemplo la precipitación y la distancia a núcleos poblados, o depender de la percepción humana, como la erosión o visibilidad.

En esta metodología se mantiene el concepto de variables de vertedero establecido en [93] y definidas como aquellas características del punto de vertido seleccionadas por su sensibilidad en los procesos bioquímicos y físicos del mismo, que influyen directa o indirectamente sobre la contaminación ambiental de los distintos parámetros o elementos del medio considerados [175]. Su estudio va a permitir cuantificar la posibilidad o riesgo de que el punto de vertido genere unos determinados impactos ambientales.

Por tanto, es necesario especificar las variables del vertedero seleccionadas y determinar a que elemento del medio afecta cada variable. La tabla 50 recoge todas las variables seleccionadas y su interacción con los elementos del medio.

Tabla 50: Variables que afectan a los diferentes elementos del medio

Variable	Elementos del medio						
	Entorno Natural					E. humano	E. Socioec.
	A. superf.	A. subter.	Atmósf.	Suelo	Paisaje		
Asentamiento de la masa de residuos	X	X	X	X		X	
Cobertura diaria	X	X	X	X		X	
Cobertura final	X	X	X	X		X	
Compactación	X	X	X	X		X	
Control de gases		X	X	X		X	
Control de lixiviados	X	X		X		X	
Fuga de lixiviados	X	X		X		X	
Dimensionamiento de la balsa según periodo de retorno	X	X		X		X	
Distancia a infraestructuras						X	X
Distancia a masas de aguas superficiales	X						X
Distancia a núcleos poblados						X	X
Edad del vertedero	X	X	X	X		X	
Erosión				X			
Estado de caminos internos	X		X	X		X	
Extensión del vertedero					X		
Fallas		X					
Impermeabilización del punto de vertido	X	X		X			
Morfología	X						
Pluviometría	X	X	X	X		X	
Punto situado en área inundable	X	X		X			
Riesgo sísmico	X	X	X	X		X	
Seguridad						X	
Sistema de drenaje superficial	X	X					
Taludes	X	X	X	X		X	
Pendiente del suelo	X	X	X	X		X	
Tamaño del vertedero	X	X	X	X		X	
Tipo de residuos	X	X	X	X		X	
Viento	X	X	X		X	X	X
Visibilidad					X		X
Vulnerabilidad de las aguas subterráneas		X					
NUMERO TOTAL	21	21	14	19	3	20	5

Consideraciones sobre las variables del vertedero

Todas las variables del vertedero son consideradas como variables lingüísticas y como tales tienen su dominio definido en un intervalo sobre el que se define un conjunto de etiquetas lingüísticas. En este caso, hay cinco etiquetas o valores lingüísticos y los números difusos que tienen asociados son asignados realizando en primera instancia un particionamiento equidistribuido en el dominio de la variable.

A continuación se indican las etiquetas utilizadas para cada una de las variables del vertedero en orden ascendente, es decir, la primera se corresponde con el extremo izquierdo del intervalo y la última con el extremo derecho. Por esta razón, se entiende que el mismo conjunto de etiquetas en orden opuesto tiene una semántica contraria.

Las variables *asentamiento de la masa de residuos*, *riesgo sísmico*, *vulnerabilidad de las aguas subterráneas*, *extensión del vertedero*, *visibilidad*, *tamaño* (Cantidad de residuos o capacidad) y *Tipo de residuos* (poder contaminante) tienen como etiquetas *Muy Bajo*, *Bajo*, *Medio*, *Alto* y *Muy Alto*.

Las variables *cobertura diaria* y *pluviometría* tienen como etiquetas *Muy Satisfactorio*, *Satisfactorio*, *Regular*, *Deficiente*, e *Inadecuado o Inexistente*.

La variable para la *cobertura final* tiene como etiquetas *Muy Adecuada*, *Adecuada*, *Regular*, *Deficiente* e *Inexistente*.

Las variables *compactación*, *distancia a masas de aguas superficiales*, *distancia a núcleos poblados*, *impermeabilización del punto de vertido* y *seguridad* tienen como etiquetas *Muy Alta*, *Alta*, *Media*, *Baja* y *Muy Baja*.

Las variables *control de gases* y *control de lixiviados* tienen como etiquetas *Muy Adecuado*, *Adecuado*, *Medio*, *Bajo* y *Nulo*.

La variable *fuga de lixiviados* tiene como etiquetas *Detección automática con localización de fuga*, *Detección automática con recolección auxiliar de fugas*, *Detección no automática*, *Reconducción sin detección* y *Sin control de fugas*.

La variable *dimensionamiento de la balsa según periodo de retorno* tiene como etiquetas *150 años*, *100 años*, *75 años*, *50 años* y *25 años*.

La variable *distancia a infraestructuras* tiene como etiquetas *Contaminación Nula*, *Contaminación Baja*, *Contaminación Media*, *Contaminación Alta* y *Contaminación Muy Alta*.

La variable *edad del vertedero* tiene como etiquetas *Viejo, Maduro, Edad Media, Joven y Muy Joven*.

La variable *erosión* tiene como etiquetas *Muy Baja, Baja, Media, Marcada y Avanzada*.

La variable *estado de caminos internos* tiene como etiquetas *Muy Adecuado o Inoperativo, Adecuado, Regular, Deficiente e Inadecuado*.

La variable *fallas* tiene como etiquetas *No existe, Existen en el entorno del vaso de vertido pero son de baja actividad, Existen en el entorno del vaso de vertido con actividad media, En el Vaso de Vertido e Inactivas y En el Vaso de Vertido y Activas*.

La variable *morfología* tiene como etiquetas *Muy Apropiada, Apropiada, Media, Inapropiada y Muy Inapropiada*.

La variable *punto situado en zona inundable* tiene como etiquetas (*Riesgo Bajo*), *Riesgo Significativo, Riesgo Alto Excepcional, Riesgo Alto Ocasional y Riesgo Alto Frecuente*.

La variable *sistema de drenaje superficial* tiene como etiquetas *Muy Adecuado, Adecuado, Regular, Inadecuado y No existe*.

Las variables *taludes de vertedero y pendiente del suelo* tienen como etiquetas *Pendiente Muy Adecuada, Pendiente Adecuada, Pendiente de Adecuación Media, Pendiente de Baja Adecuación y Pendiente No Adecuada*.

La variable *viento* tiene como etiquetas *Zona Muy Idónea de Ubicación Respecto al Viento, Zona de Ubicación Idónea Respecto al Viento, Zona con Idoneidad Media, Zona de Baja Idoneidad y Zona de Muy Baja Idoneidad*.

4.1.3 Descriptores ambientales

La valoración ambiental de los diferentes elementos del medio se lleva a cabo mediante los descriptores ambientales, que hacen alusión a aquellas características del medio ambiente que pueden verse afectadas por la actividad de un proyecto. La definición de los descriptores ambientales ofrece información más allá del dato mismo, siendo la medida de una parte observable de un fenómeno.

Los descriptores ambientales pueden ser simples o sintéticos:

Tabla 51: Descriptores ambientales para cada elemento del medio

Elementos del medio	Descriptores ambientales
Aguas superficiales	Tipo de masa de agua Usos del agua Calidad del agua
Aguas subterráneas	Usos del agua Calidad del agua
Atmósfera	Calidad del aire
Suelo	Usos del suelo Tipo de vegetación Cobertura vegetal
Paisaje	Calidad del paisaje Fragilidad
Entorno socioeconómico	Tipo de infraestructura Turismo Patrimonio arquitectónico

Simples: Hacen referencia a estadísticas no muy elaboradas, obtenidas directamente de la realidad. La información que se infiere de estos indicadores es muy limitada. Se distingue entre los descriptores cuantificables de forma exacta o generalizable, y los indicadores subjetivos o cualitativos, que hacen referencia a información basada en percepciones subjetivas de la realidad pero necesarios para tener un conocimiento más completo de la misma.

Sintéticos: Son medidas adimensionales obtenidas como resultado de combinar varios descriptores simples, mediante un sistema de ponderación que jerarquiza los componentes. La información obtenida es mayor, si bien, la interpretación es en muchos casos más difícil y restringida.

Para cada elemento del medio se han definido sus descriptores (indicadores ambientales), de acuerdo con la tabla 51. Aunque en este caso los descriptores utilizados son utilizados como simples por simplicidad, en ocasiones, en elementos del medio como el paisaje, es frecuente la utilización de descriptores sintéticos.

Consideraciones sobre los descriptores ambientales

Al igual que con las variables del vertedero, los descriptores ambientales también son variables lingüísticas con su dominio definido en un intervalo determinado. Sobre dicho dominio también se define un conjunto de cinco etiquetas para cada una de las variables. Los números difusos asociados a las etiquetas lingüísticas de estas variables son nuevamente asignados conforme a un particionamiento equidistribuido sobre el dominio de la variable.

A continuación se indican las etiquetas lingüísticas para cada descriptor ambiental.

La variable *tipo de masa de agua* tiene como etiquetas *Canales, acequias o estanques, ríos de tercer orden o más: ríos, arroyos y ramblas, Lagunas y embalses, Aguas marinas y ríos de primer y segundo orden y Masas de agua permanente* [93].

La variable *usos del agua superficial* tiene como etiquetas *Sin uso para el hombre, Uso hidroeléctrico, navegación y otros, Industria, Agricultura y Abastecimiento humano y recreativo*.

La variable *calidad del agua superficial* tiene como etiquetas *Calidad deficiente o mala, Estado aceptable, Buen estado, Muy buen estado sin especies protegidas y Muy buen estado con especies protegidas*.

La variable *usos del agua subterránea* tiene como etiquetas *Sin uso para el hombre, Otro usos no contemplados, Industria, Agricultura y Abastecimiento humano*.

La variable *calidad del agua subterránea* tiene como etiquetas *Muy deficiente, Deficiente o mala, Estado aceptable, Buen estado y Muy buen estado*.

La variable *usos del suelo* tiene como etiquetas *No urbanizable, Urbanizable industrial, Urbanizable residencial, Urbano industrial y urbanizable turístico y Urbano turístico y urbano residencial*.

La variable *tipo de vegetación* tiene como etiquetas *Espacios abiertos con escasa cobertura vegetal o erial, Formación arbustiva y herbórea sin arbolado o cultivos de secano, Formación arbustiva y herbórea con arbolado o cultivos de regadío o secano con árboles aislados, Formación matorral con arbolado o montes de población joven y Formaciones de arbolado denso, monte autóctono o de repoblación bien asentado*.

La variable *cobertura vegetal* tiene como etiquetas 1-5 %, 6-25 %, 26-50 %, 51-75 % y 76-10 %.

Las variables *calidad del paisaje* y *fragilidad* tienen como etiquetas *Muy Mala*, *Mala*, *Admisible*, *Buena* y *Muy Buena*.

La variable *tipo de infraestructura* tiene como etiquetas *Vías comarcales*, *Red ferroviaria*, *Comunicaciones*, *Energía* y *Núcleos de población*.

La variable *turismo* tiene como etiquetas *Muy Bajo*, *Bajo*, *Admisible*, *Alto* y *Muy Alto*.

La variable *patrimonio arquitectónico* tiene como etiquetas *Muy poca importancia*, *poca importancia*, *importancia media*, *alta importancia* y *Muy alta importancia*.

4.1.4 Valor ambiental

De acuerdo con la norma UNE 180005 y de forma similar a EVIAVE, el índice de riesgo se calcula a partir de una medida del daño o de las consecuencias. ERIAVE calcula una aproximación de la medida de daño mediante el valor ambiental, que se justifica debido a la relación directa que existe entre el daño o la gravedad de las consecuencias con el valor ambiental del elemento a tener en cuenta. Esto es así, puesto que a mayor valor ambiental, mayor gravedad de las consecuencias y a menor valor, menor daño. Por tanto, para el estudio de los elementos del medio anteriormente señalados y su valoración ambiental es necesario realizar la descripción del entorno inmediato a la zona con riesgo de contaminación ambiental.

En cualquier caso, el paso de obtener el valor ambiental a obtener la medida del daño de la forma indicada por la norma UNE, es fácilmente adquirible por la metodología. Debido a la estructura y el diseño de la metodología y la herramienta, tanto una como otra permiten cambiar de manera sencilla el proceso o estructura de cálculo para cualquier variable.

En [38] se define el Valor Ambiental (V_a) como un índice que pretende identificar y cuantificar la consideración ambiental de cada uno de los elementos del medio desde la relación existente entre las características ambientales y sociopolíticas de estos elementos y las emisiones del vertedero. Esto hace que sea un valor relativo. De manera que para determinar el valor

ambiental que adquieren los elementos del medio se consideran únicamente las características que puedan verse afectadas por la presencia del vertedero en el entorno inmediato.

Por el contrario, nuestra consideración de valor ambiental respecto a cada elemento del medio incluye un conjunto de características que hacen que tenga valor por sí mismo, sin importar el hecho de que se vean o no afectadas por la presencia del vertedero.

El valor ambiental de cada elemento del medio se calcula en función de sus descriptores ambientales (como puede verse en la tabla 51), es decir, mediante la asignación de valores de importancia a diferentes características ambientales y socioeconómicas. Para estas variables también se define un conjunto de cinco etiquetas lingüísticas, con sus respectivos números difusos.

En la determinación del valor ambiental se tienen en cuenta las siguientes consideraciones especiales:

- En el caso de que un vertedero se encuentre dentro de un área de protección de la naturaleza, los valores ambientales de todos los elementos del medio deben alcanzar su valor máximo. Esto hace que no sea necesario llevar a cabo el análisis de los descriptores, debiendo tomar todos, en consecuencia, su valor máximo. Esta situación puede verse en la figura 28.
- El elemento del medio que hace referencia a la salud posee la máxima cuantificación en cualquier caso, y se mantiene constante para todos los vertederos que formen parte del análisis ambiental.

4.1.5 Probabilidad de contaminación de los elementos del medio

De acuerdo con la norma UNE, la medida de probabilidad de contaminación se obtiene como una probabilidad de ocurrencia en base a datos históricos de la organización o del sector. ERIAVE, por el contrario, determina las probabilidades de contaminación de un determinado elemento del medio en base a las variables del vertedero que están relacionadas con la materialización del daño, como consecuencia de los procesos físico-químicos y biológicos que

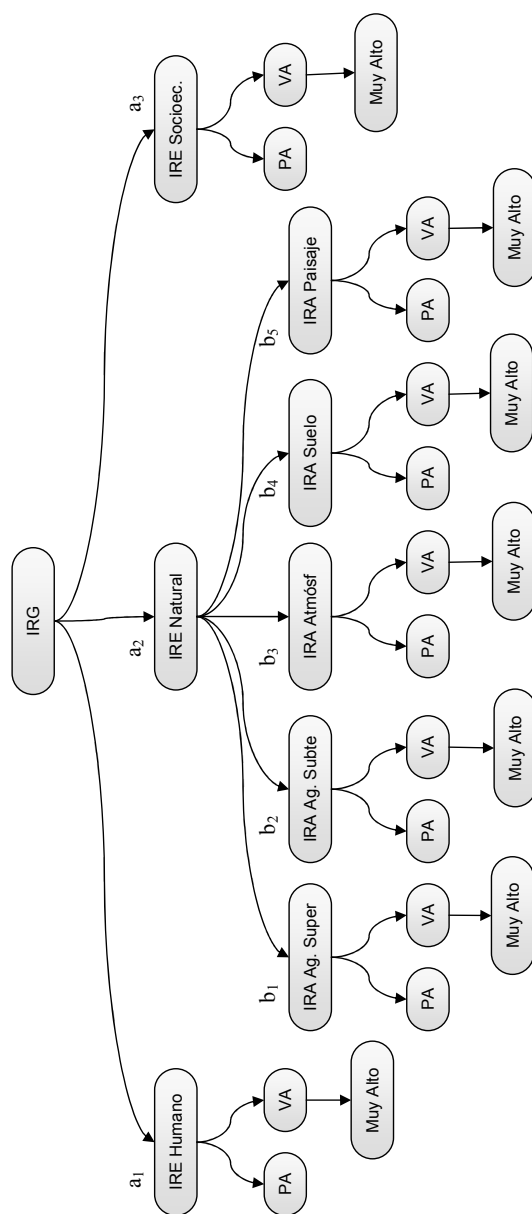


Figura 28: Red en zona de excepción

se produzcan en un vertedero a lo largo de toda su vida. Esto, permite que se puedan estudiar las causas de una alta probabilidad de contaminación y permite plantear medidas preventivas para reducir el riesgo.

La *Probabilidad de contaminación de los elementos del medio* dependerá del estado de explotación del punto de vertido en el momento de la visita, de las características de los residuos y de las características de desplazamiento que poseen las emisiones del punto de vertido al entrar en contacto con el entorno. Para cuantificar la probabilidad de afección a los diferentes elementos se parte de las *variables de vertedero* definidas anteriormente, que participan en el riesgo de contaminación de cada uno de los elementos del medio.

Como se ha dicho, todas estas variables poseen una justificación teórica de su consideración, íntimamente relacionada con los procesos de emisiones que tienen lugar en un vertedero. Un análisis de todas ellas va a permitir cuantificar la probabilidad de contaminación para cada elemento del medio entre 0 y 1 y viene dada por la expresión 4.1 (siguiendo la metodología EVIA-VE), en la que n hace referencia al número de variables que afectan a cada elemento del medio, j hace referencia a cada variable analizada, IRC_j es el *Índice de Riesgo de Contaminación* para cada variable y $IRC_{mínimo}$ e $IRC_{máximo}$ son los valores mínimos y máximos obtenidos para el Índice de Riesgo de Contaminación para cada variable.

$$Pa_i = \frac{\sum_{j=1}^n IRC_j - \sum_{j=1}^n IRC_{jmínimo}}{\sum_{j=1}^n IRC_{jmáximo} - \sum_{j=1}^n IRC_{jmínimo}} \quad (4.1)$$

Definición del Índice de Riesgo de Contaminación

La interpretación de estas variables (j) dentro del concepto de probabilidad de contaminación se realiza mediante una *clasificación de la variable* (C_j) y una importancia o *ponderación* (P_j). La clasificación de la variable dependerá del estado o condición de ésta en el punto de vertido y la ponderación del concepto de *elemento estructural del punto de vertido*; con este término se

considera a los elementos que intervienen directamente en la contaminación de los elementos del medio considerados, e incluyen:

- Humedad de la masa de residuos.
- Densidad de los residuos.

Todas las variables utilizadas para medir de la probabilidad de contaminación que estén directamente relacionadas con estos elementos estructurales tendrán una ponderación máxima. También ponderarán de forma máxima aquellas variables que aún no estando directamente relacionadas con los elementos estructurales sean causa directa de riesgo de afección sobre el parámetro considerado.

La ponderación de la variable es de valor unitario cuando la variable no está relacionada con ningún elemento estructural, ni afecta directamente al elemento del medio evaluado.

Teniendo en cuenta los conceptos indicados se definirá Índice de Riesgo de Contaminación (IRC) para cada variable j a la expresión recogida en 4.2.

$$IRC_j = C_j \times P_j \quad (4.2)$$

La justificación de la ponderación y la clasificación para las variables elegidas en la valoración de la probabilidad de contaminación de cada elemento del medio es la misma que la desarrollada en [12, 175].

4.1.6 Definición de los índices de riesgo

Índice de riesgo global

El índice de riesgo de contaminación global (IRG) se calcula de acuerdo con la expresión 4.3, combinando los índices de riesgo para cada entorno (IRE). Los entornos considerados son el entorno humano, el natural y el socioeconómico.

Cada índice está multiplicado por un coeficiente para fijar su peso, puesto que parece inevitable que determinados elementos del medio tengan mayor peso ambiental que otros a la hora de cuantificar el riesgo total o global del punto de vertido para el entorno inmediato. Estas consideraciones unas

veces vienen marcadas por los propios reglamentos ambientales y otras por los organismos competentes en materia ambiental.

$$IRG = \sum_{i=1}^{i=3} a_i \times IRE_i \quad (4.3)$$

En la expresión 4.3, IRE_i es el índice de riesgo de contaminación para cada entorno y a_i es el peso de cada IRE_i .

Índice de riesgo del entorno

Dependiendo de la complejidad y del número de elementos del medio que se vean afectados en cada entorno, el índice de riesgo se puede calcular directamente mediante la expresión 4.4 o separando el cálculo del índice de riesgo en varios índices de riesgo para elementos del medio pertenecientes a ese entorno de acuerdo con la expresión 4.5.

En el caso del entorno natural, el índice de riesgo se calcula combinando los índices de riesgo de los elementos del medio considerados en ese entorno particular (aguas subterráneas y superficiales, suelo, atmósfera y paisaje), luego se obtiene con la expresión 4.4.

El índice de riesgo de los entornos socioeconómico y humano no se obtiene a partir del índice de riesgo de otros elementos del medio que pertenezcan a estos entornos, luego se calcula directamente con la expresión 4.5.

$$IRE_j = \sum_{i=1}^{i=n} b_i \times IRA_i \quad (4.4)$$

$$IRA_i = Pa_i \times Va_i \quad (4.5)$$

En la expresión 4.4, IRA_j es el índice de riesgo de afección para cada elemento del medio considerado en el entorno j, n es el número de elementos del medio considerados y b_i su peso.

Los pesos de la expresiones 4.3 y 4.4 son asignados por los expertos y permiten dar más o menos importancia a cada uno de los entornos o factores ambientales. Pueden ser asignados por ejemplo, repartiendo cien puntos porcentuales entre cada uno de los elementos y dividiendo cada uno de ellos por cien.

Índice de riesgo de afección

Este índice refleja el riesgo de contaminación ambiental para los elementos del medio. De acuerdo con la norma UNE el índice de riesgo se obtiene multiplicando una medida asociada a la probabilidad o frecuencia de ocurrencia de un suceso con una medida de la gravedad de las consecuencias.

En ERIAVE la probabilidad o frecuencia de ocurrencia se obtiene a partir de la probabilidad de contaminación, que a su vez se obtiene a partir de los valores de los indicadores ambientales. Dependiendo de los valores que tomen los indicadores, se entiende que la probabilidad de contaminación aumenta o disminuye.

La medida de la gravedad de las consecuencias se obtiene a partir del valor ambiental de los elementos considerados. Si un elemento ambiental tiene un valor alto entonces se entiende que si ese elemento se contamina las consecuencias son graves. El valor ambiental de cada elemento se obtiene a partir de los valores que toman las variables de entrada. Estas variables describen las características del elemento ambiental (descriptor ambiental).

El IRA para los nodos hoja de la figura 27 se calcula de acuerdo con la expresión 4.5, donde Pa_i , es la probabilidad de contaminación para cada uno de los elementos del medio y Va_i , es el valor ambiental para cada uno de los elementos del medio.

4.2 Herramienta ERIAVE

La metodología ERIAVE ha sido implementada en un software que lleva su mismo nombre. La implementación realizada es una red en la que los nodos hoja representan las variables de entrada (variables del vertedero o descriptores ambientales), el nodo raíz representa el índice de riesgo y los nodos de los niveles intermedios forman la estructura de cálculo necesaria para obtener el índice de riesgo. En la figura 29 se puede ver que la herramienta muestra la red de la metodología que puede ser descargada desde la web <http://arai.ugr.es/eiadifusa>.

En este punto cabe destacar que ERIAVE está basado en una norma de carácter experimental, de modo que puede verse sujeta a cambios. Si estos cambios se producen la adaptación será inmediata, simplemente modificando la red que implementa la metodología.

Una *metodología* es una forma de calcular algo a partir de alguna información. En ERIAVE una metodología es una *Red de Computación con Palabras* que se encarga de calcular el índice de riesgo global (IRG) del vertedero.

La red de cálculo está formada por nodos interconectados entre sí. Salvo los nodos hoja, cada nodo realiza una operación, tomando como entrada los valores de sus nodos hijo y generando un resultado, que a su vez puede ser usado como entrada para su nodo padre. En realidad, cada nodo es un *Sistema de Computación con palabras* [74].

Un *caso* es una instancia de una metodología. En un caso, los nodos de la red toman valores concretos. El usuario introduce los valores de los descriptores ambientales (ej. usos del agua) y las variables del vertedero (ej. vulnerabilidad de las aguas subterráneas). Conforme se va introduciendo la

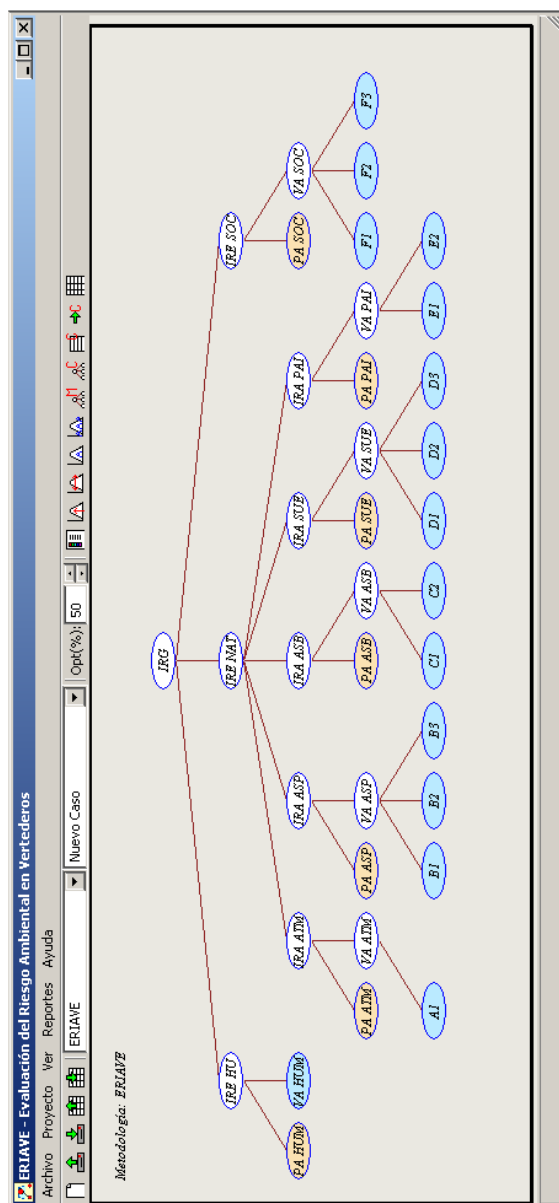


Figura 29: Metodología como red

información en los nodos de entrada, se recalculan los valores del resto de sus nodos ancestros de la red, como son los índices de riesgo, las probabilidades de contaminación o los valores ambientales.

Para introducir los valores de los nodos de entrada (descriptores ambientales y variables del vertedero), el usuario puede asociar a cada nodo de entrada un número crisp (ej. 5), un intervalo (ej. 2-3), un número difuso (ej. [1, 1.5, 1.5, 2]), o una etiqueta lingüística de las predefinidas (ej. Agua para consumo humano). Internamente, todos estos valores pueden ser representados como un número difuso.

La modificación del optimismo permite indicar si los procesos de cálculo que se realizan para obtener el índice de riesgo tienen tendencia optimista o pesimista. Esta valoración del optimismo se hace mediante la obtención parametrizada de un valor representativo para cada número difuso. Dicho valor es utilizado en el momento de la interpretación del número difuso, es decir, para asociarle una etiqueta lingüística [56].

Finalmente, un *Proyecto* es un conjunto de Casos a los que se aplica la Metodología de Evaluación de Riesgo Ambiental. Además, el Proyecto puede tener un listado de propiedades que lo caractericen, y un texto descriptivo. El cálculo del valor representativo y la ambigüedad de todos los números difusos en un Proyecto, se hace con el mismo nivel de optimismo y el mismo valor de representatividad.

Cuando se está trabajando con un caso, normalmente cada nodo de la red es mostrado con su nombre y la etiqueta lingüística que tiene asociada. Esta situación es mostrada en la figura 30. Sin embargo también puede mostrarse la red con el valor representativo de cada nodo o la ambigüedad. Además, es también posible mostrar las variables en una lista en lugar de en forma de red.

La herramienta también ofrece la posibilidad de generar informes que resuman los resultados obtenidos para uno o varios casos simultáneamente. Se puede personalizar la forma en la que los informes son presentados, por ejemplo, indicando si los valores de las variables deben ser representados con su valor representativo o su valor lingüístico. También es opcional la inclusión de los listados de las metodologías utilizadas, los casos para los que se

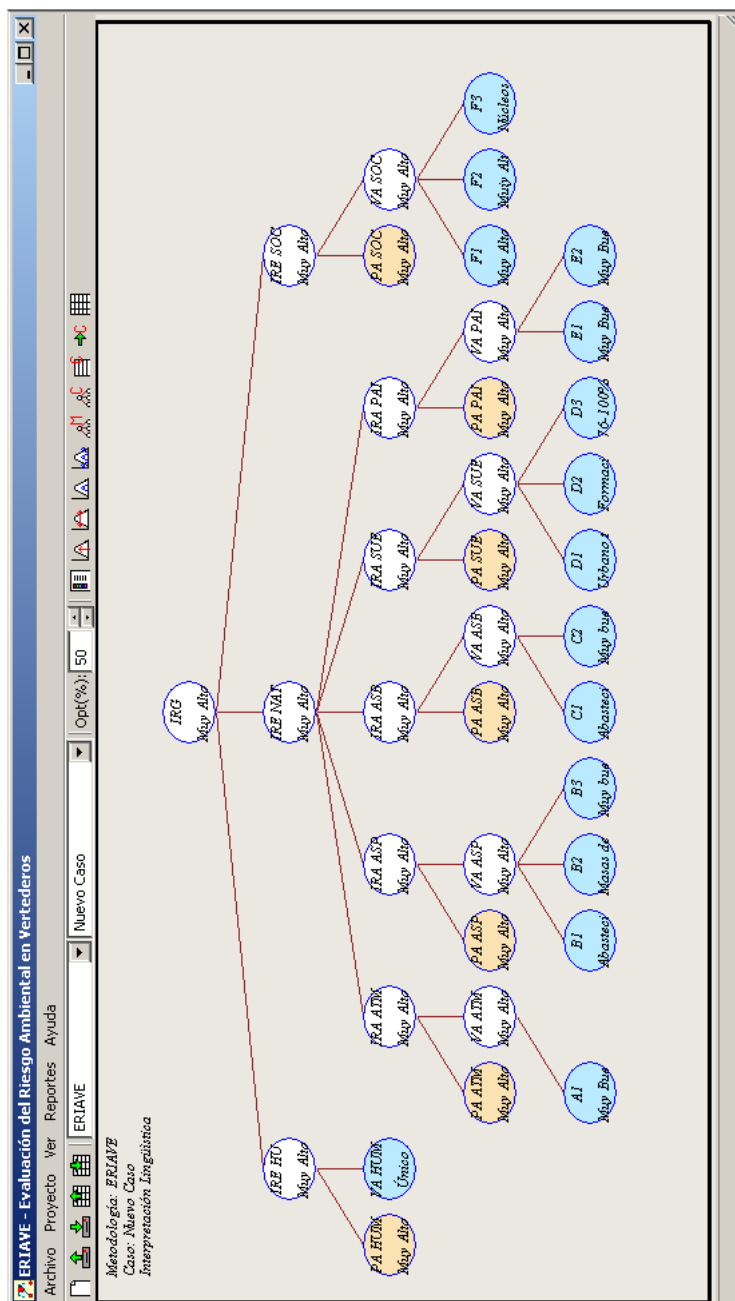


Figura 30: Ver el caso como una red

genera el informe o los nodos utilizados en las metodologías. Para los nodos, se puede incluir su descripción, los hijos que tiene asociados o la función utilizada para calcular su valor. Igualmente, puede incluirse la descripción o representación de cada una de las variables lingüísticas.

4.3 Evaluación de Riesgo Ambiental Basada en Contexto

La norma UNE 180005 [159] en la que se basa parcialmente ERIAVE establece un procedimiento para la ERA de cualquier actividad basándose por ejemplo en el histórico de eventos para obtener la frecuencias de los eventos perjudiciales o en la estimación del daño causado. De igual modo, la Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA) basada en contexto pretende conseguir crear una metodología y herramienta que sea aplicable a más de una actividad, no sólo los vertederos.

La ERA basada en contexto surge como resultado de la evolución de la metodología ERIAVE para vertederos descrita en la sección 4.1. Como ya se ha explicado en este capítulo, ERIAVE calcula los índices de riesgo para cada factor ambiental que se considere en el estudio en base a la probabilidad de contaminación y el valor ambiental de dicho factor. A su vez, el valor ambiental es calculado con los descriptores ambientales y la probabilidad de contaminación mediante las variables del vertedero.

La forma en la que se calcula un índice de riesgo en ERIAVE es extrapolable a cualquier tipo de actividad humana (multiplicar el valor ambiental por la probabilidad de contaminación). Si bien, es necesario establecer qué variables son necesarias para cada caso.

La alternativa que se baraja es la de establecer un conjunto de descriptores ambientales independientemente de la actividad que se está evaluando. Esto es así porque un determinado entorno o factor ambiental tiene su valor por sí mismo sin importar la actividad evaluada. Sin embargo, si en ERIAVE

se utilizan las variables del vertedero para obtener la probabilidad de contaminación del vertedero, se necesita determinar análogamente que variables se han de estudiar para el cálculo de la probabilidad de contaminación en función de la actividad que se esté evaluando.

Por tanto, bajo esta asunción el conjunto de variables utilizadas para obtener la probabilidad de contaminación de cada factor ambiental es sensible al contexto. De este modo, establecer los mecanismos para determinar el conjunto de variables que se han de usar en función de la actividad evaluada permite llevar a cabo la ERA basada en contexto.

4.3.1 Arquitectura y desarrollo

Resolver este problema no conlleva inicialmente restricciones de ancho de banda, de volumen o de transferencia de datos debido a que inicialmente se ha diseñado como una aplicación de escritorio, pero sí requiere una correcta y adecuada representación y gestión del conocimiento. Una base de datos clásica no permite solucionar de forma eficiente este problema puesto que más que manejar un gran volumen de datos se maneja una gran cantidad de entidades conceptuales muy interrelacionadas mediante propiedades que en algunos casos son simétricas, transitivas o inversas.

Por el contrario, las ontologías son una herramienta adecuada para diseñar un modelo de conocimiento de estas características ya que fueron creadas con esta intención, con la ventaja añadida de que el uso simultáneo de razonadores permite utilizar conocimiento inferido [15].

La figura 31 muestra la arquitectura y elementos de la herramienta junto con el flujo de datos.

En primer lugar, todo el modelo de conocimiento es representado mediante una ontología [91] que es accesible a través de un servidor externo.

En segundo lugar, BRONER [92] es una herramienta que permite usar dicha ontología para extraer únicamente las porciones del modelo de conocimiento que son realmente relevantes para la actividad que se vaya a evaluar. Como resultado, BRONER produce ontologías breves que resumen la ontología completa conforme a los requerimientos de la actividad evaluada. Además, se usa el razonador pellet [149] y otras APIs para el procesamiento

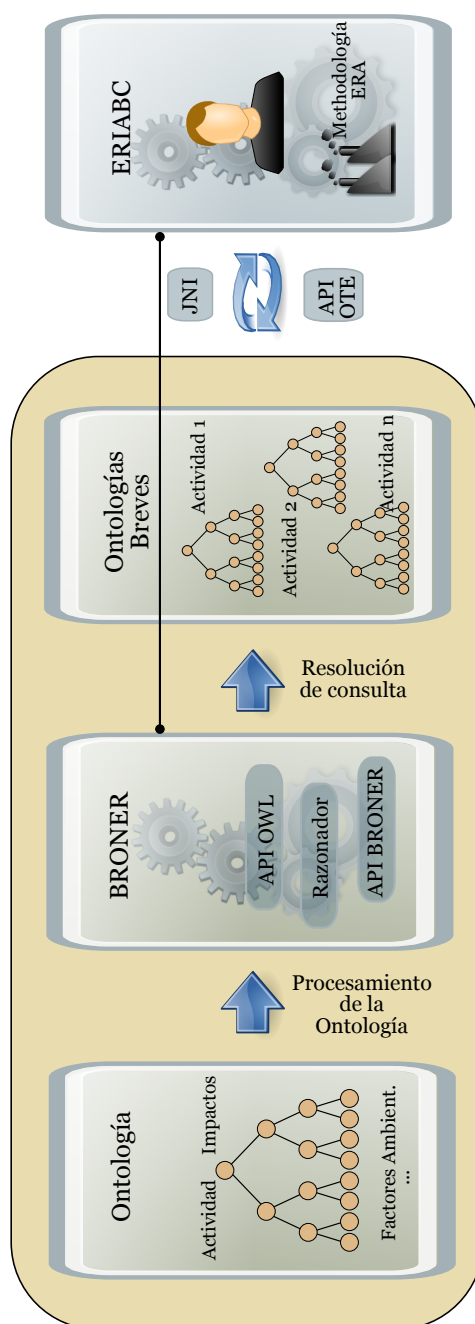


Figura 31: Esquema del sistema y arquitectura general.

de la ontología y para la inferencia y la comprobación de la consistencia de las ontologías resultantes. Igualmente, otros razonadores DIG¹ también son compatibles con la arquitectura.

Las ontologías breves son almacenadas en el dispositivo cliente para su uso posterior sin que exista necesidad de repetición de los procesos de generación y para su utilización en otras tareas.

Por otro lado, ERIABC (Evaluación de Riesgo Ambiental Basada en Contexto) es el resultado de la modificación de ERIAVE para permitir la creación dinámica de metodologías basándose en el conocimiento que contienen los modelos representados por las ontologías breves. Esta herramienta permite llevar a cabo la evaluación de riesgo ambiental usando metodologías representadas en forma de red.

La ontología incluye información ambiental y de un amplio número de actividades humanas. Por esta razón las ontologías breves son una herramienta útil para construir dinámicamente las diferentes metodologías en la aplicación.

Respecto al uso de las ontologías breves en ERIABC, un usuario tiene dos opciones posibles. En primer lugar, si posee una ontología breve adecuada para su contexto (la actividad evaluada), puede importar dicha ontología en la aplicación para construir la metodología ad hoc. En segundo lugar, si el usuario no tiene ninguna ontología breve, debe construir una utilizando la interfaz de usuario de BRONER que permite al usuario explorar la ontología, seleccionar el contexto apropiado para las necesidades del usuario y construir automáticamente una ontología breve personalizada. Finalmente, esta ontología breve es usada para construir una nueva metodología que es también representada como una red.

En cuanto a los lenguajes utilizados en el desarrollo e implementación del sistema, la ontología de la EIA y las ontologías breves resultantes son representadas mediante OWL, BRONER es implementado utilizando el lenguaje Java, mientras que ERIAVE es creado usando C++. Por esta razón, el sistema requiere establecer mecanismos de integración para hacer posible la comunicación e interoperabilidad entre los distintos elementos.

¹Description Logic Interface. Interfaz lógica de descripción para proveer acceso uniforme a razonadores.

BRONER procesa y gestiona las ontologías utilizando una API de Java para OWL, Jena² [123]. Además, la integración entre BRONER y ERIAVE requiere JNI (Java Native Interface), que es utilizada normalmente para incorporar código nativo escrito en otros lenguajes como C o C++ en programas escritos en código Java. Sin embargo, esta arquitectura obliga a usar JNI en sentido contrario, permitiendo que el código C++ (ERIAVE) utilice métodos desarrollados con código Java (BRONER).

Por esta razón, dicha interacción requiere la inicialización de la JVM (Máquina Virtual de Java) y la utilización de una tercera API para realizar la intermediación y así construir las metodologías en ERIAVE utilizando la ontología breve. Esta API es referida en la figura 31 como API OTE (Ontology To Eriave) y permite extraer los indicadores ambientales que se han de utilizar con la actividad o actividades que han dado lugar a la ontología breve. La API OTE, también permite obtener la relación que hay con los factores ambientales mediante el procesamiento de la ontología breve y la ejecución de procesos de inferencia utilizando el razonador. El resultado final es una metodología para la evaluación del riesgo para un conjunto de actividades o acciones humanas conforme a la especificación de ERIAVE. Los procesos citados anteriormente para la creación de la metodología son detallados en la sección 4.3.3.

4.3.2 Base de conocimiento

La mayor parte de las aplicaciones basadas en contexto pueden ser clasificadas por el tipo de uso que hacen de las ontologías en tres grupos diferentes [152]:

- Aplicaciones que permiten la búsqueda, extracción o personalización en base a conocimiento.
- Aquellas cuyas ontologías sirven como la base para recuperación, integración y organización de información.
- Las que usan las ontologías para dar soporte a la visualización del conocimiento.

²Jena: Un conjunto de herramientas semánticas, <http://openjena.org>

En este caso, el objetivo de la base de conocimiento que se utiliza en ERIAVE (la ontología) coincide con el primer grupo debido a que el sistema obtiene conocimiento filtrado y resumido a partir de una ontología para así construir una metodología personalizada para la evaluación ambiental.

Nuestra base de conocimiento es por tanto la ontología para la EIA que se describe detalladamente en el capítulo 2. La ontología de la EIA es válida para su uso en la ERA puesto que los elementos que intervienen tanto en una como en otra son los mismos, pero difieren en el concepto y el momento de aplicación.

4.3.3 Construcción de metodologías basadas en contexto

Como ya se ha introducido en la sección 4.3.1, el proceso de construcción de metodologías dependientes del tipo de actividad requiere la integración de tres tecnologías diferentes: La primera es la ontología por sí misma, denominada base de conocimiento (ver capítulo 2). La segunda es el mecanismo para extraer ontologías breves (ver capítulo 3) a partir de la ontología genérica o de base, en concreto la ontología de la EIA. La tercera es ERIABC, que es la herramienta que utiliza las ontologías breves para crear nuevas metodologías que hacen posible la evaluación de riesgo.

Construir las metodologías de ERIABC requiere el uso de las ontologías breves y para ello deben considerarse dos situaciones diferentes, la existencia previa o no existencia de una ontología breve.

En primer lugar, si actualmente no hay ninguna ontología breve que se adecue a la actividad que va a ser evaluada, el usuario debe utilizar el asistente de BRONER. El asistente es una aplicación integrada en ERIAVE que permite al usuario la construcción de ontologías breves mediante la carga de la ontología de la EIA, la selección de los conceptos que mejor describen la actividad evaluada y la selección de las propiedades que se consideran relevantes.

El usuario podría incluir todas las propiedades de la ontología, pero está obligado a seleccionar al menos las que relacionan las actividades industriales y las acciones con los impactos (*produceImpact*), la que relaciona impactos

1. Construir la metodología
 - 1.1 Procesar la ontología breve
 - 1.1.1 Crear instancia de processEIAOnto
 - 1.1.2 Cargar el modelo de la ontología
 - 1.1.3 Para cada factor ambiental
 - 1.1.4 Consultar la lista de indicadores
 - 1.2 Obtener la lista de indicadores
 - 1.3 Crear estrategia

Figura 32: Procedimiento para la construcción de la red que implementa el modelo descrito por una ontología breve.

a factores ambientales (*impactIn*) y la que relaciona impactos a indicadores o unidades de medida (*hasIndicator&MeasureUnit*). Esta selección de conceptos y propiedades garantiza que la ontología breve resultante contenga el conocimiento mínimo requerido para construir una red que implemente la metodología modelada por la ontología breve.

Funcionalidades adicionales requerirían la obligación de incorporar diferentes fragmentos en la ontología breve seleccionando nuevas propiedades. Por ejemplo, la sugerencia de acciones preventivas para los impactos de la actividad evaluada necesitaría la inclusión de la propiedad que conecta las acciones que producen impactos a las acciones preventivas (*hasPreventiveAction*).

En segundo lugar, tanto si la ontología ha sido construida con el asistente de BRONER, como si ha sido creada debido a previos usos de la aplicación o si ha sido obtenida de un tercero, la ontología breve debe ser importada en ERIABC para la creación de la red que implementa el modelo.

La figura 32 muestra el proceso de construcción de la metodología partiendo de una ontología importada. Sin embargo, estos pasos son en realidad una abstracción que ocultan la comunicación real existente entre las distintas APIs descritas en la sección 4.3.1. Algunas partes son llevadas a cabo en la parte implementada en C++ o en la parte implementada en Java y otras son invocadas desde la parte implementada en C++ pero ejecutadas en la parte de Java a través de la API OTE. A continuación se dan algunos detalles para aclarar como está organizado el proceso.

Obviamente, el punto de partida está en ERIABC cuando el usuario crea un nuevo proyecto (metodología) desde una ontología breve (paso 1). Este paso es llevado a cabo en tres grandes pasos: procesar la ontología breve, obtener la lista de todos los indicadores y crear la estrategia (red de cálculo).

El procesamiento de la ontología breve (paso 1.1) es iniciado e invocado en la parte implementada en C++ pero llevado a cabo principalmente por la API OTE. Lo mismo ocurre para todos los subpasos (1.1.1 a 1.1.4) correspondientes al paso 1.1.

En primer lugar, es responsable de crear una instancia de *processEIAOnto* (paso 1.1.1) que es una interfaz desarrollada en Java para interactuar con ERIABC de modo que todas las operaciones de la API OTE son invocadas a través de este objeto.

En el paso 1.1.2 la ontología breve es cargada en un modelo de OWL de Jena. Este modelo es utilizado por un razonador porque la taxonomía de la ontología breve tiene que ser clasificada para hacer explícito el conocimiento implícito (inferido). Posteriormente, el razonador es también utilizado para recuperar el conjunto de todos los indicadores ambientales para cada factor ambiental (pasos 1.1.3 y 1.1.4).

Una vez el procesamiento de la ontología breve ha finalizado, la lista de indicadores se encuentra en la parte implementada en Java y debe ser llevada a ERIABC. Esta tarea es hecha en el paso 1.2.

Finalmente, la creación de la estrategia para calcular el índice de riesgo es realizada cuando ERIABC tiene toda la información que necesita para construir la red de evaluación de riesgo. En este punto cabe recordar que ERIABC sólo recupera la lista de indicadores para cada factor ambiental porque es la única información que se requiere para el cálculo de la probabilidad de contaminación. Esto es así porque la probabilidad de contaminación está directamente relacionada con la actividad evaluada y por esta razón, el conjunto de indicadores es diferente en función de la actividad considerada.

Por el contrario, el valor ambiental es siempre calculado con el mismo conjunto de variables (descriptores ambientales) ya que es considerado independiente de la actividad. Además, el índice de riesgo de cada factor ambiental es estimado con su probabilidad de contaminación y el valor ambiental. La agregación de dichos índices permite obtener el índice de riesgo global.

El esqueleto principal de las metodologías construidas en ERIABC coinciden con la diseñada para ERIAVE. Tanto es así que las expresiones 4.1 a 4.5 que se definen en la metodología ERIAVE siguen siendo válidas para las metodologías basadas en contexto. Esto significa que se utiliza la misma división de entornos ambientales, el mismo conjunto de factores ambientales y la misma forma de calcular el riesgo ambiental.

Todos los nodos de la red que implementa una metodología cualquiera tienen asociados una representación lingüística v.g. los nodos que representan los indicadores ambientales, las probabilidades de contaminación, los valores ambientales y los índices de riesgo utilizan un conjunto de cinco etiquetas, básicamente, *Muy Bajo*, *Bajo*, *Medio*, *Alto* y *Muy Alto*.

Por tanto, la figura 29 que muestra la vista por defecto de la red (sólo los nombres de los nodos) y que permite analizar fácilmente la metodología sin tener en cuenta el resultado de evaluación de riesgo sigue siendo válida en ERIABC. La razón es que en esta representación se ocultan los niveles más bajos de la estructura, donde se encuentran las variaciones en función del contexto.

En consecuencia, la descripción de las secciones 4.1 y 4.2 es también válida para ERIABC. La única excepción es lo referente a las variables del vertedero, que pasan a ser las variables de la actividad evaluada.

Esta ontología puede ser usada de forma equivalente a otras ontologías utilizadas para describir, sintetizar y representar tomas de datos ecológicos [34, 120] debido a que cada variable de la metodología ERIAVE se corresponde con un concepto de la ontología. De este modo, hay una anotación de datos ecológicos implícitos que pueden hacerse explícitos si se desea.

4.3.4 Evaluación de una actividad

Cuando la metodología ha sido creada y la red de computación está completa, el experto puede navegar a través de la red y asignar valores a los nodos hoja, es decir, los indicadores ambientales que determinan las probabilidades de contaminación y los descriptores ambientales sobre los que se calculan los valores ambientales. Estos valores pueden ser valores numéricos, intervalos,

números difusos o valores lingüísticos. De hecho, todos son representados internamente como números difusos.

En determinados casos, como por ejemplo si el usuario no dispone de información necesaria para asignar valores de los indicadores o de los descriptores o si se dispone de otros estudios basados en modelos diferentes, el experto podría introducir directamente los valores de la probabilidad de contaminación, el valor ambiental e incluso índices de riesgo para algunos elementos del medio.

ERIABC permite al usuario cambiar entre diferentes vistas, haciendo que los variables muestren su nombre, su valor numérico o su etiqueta lingüística.

A medida que el experto asigna valores a variables, estos se propagan ascendientemente a través de la red, actualizándose el contenido del resto de variables.

Cuando se han introducido todos los valores posibles, el experto puede consultar el IRG o los índices de riesgo para los distintos entornos o factores ambientales. Todos ellos tienen asociada una interpretación lingüística.

A partir de ese momento se pueden estudiar que variables son responsables en mayor medida de índices de riesgo altos o en que estado deberíamos dejar ciertas variables para conseguir un índice de riesgo determinado.

CAPÍTULO **5**

Conclusiones y trabajos futuros

El uso de ontologías facilita la construcción de sistemas basados en conocimiento ya que permiten el tratamiento y representación no sólo de datos, sino también de conocimiento formal. Este tipo de representación resulta interesante cuando se tiene un gran número de entidades conceptuales con un alto número de relaciones entre ellas sobre las que se pretende realizar procesos de razonamiento e inferencia. Este es el caso de la Evaluación de Impacto Ambiental que se lleva a cabo para las distintas actividades humanas.

Por la razón mencionada anteriormente, en esta memoria se ha desarrollado el uso de ontologías para la Evaluación de Impacto Ambiental y para la Evaluación de Riesgo Ambiental.

En este capítulo se presenta un resumen de las aportaciones realizadas, precisando las conclusiones e incluyendo aspectos abiertos para desarrollar en el futuro.

Conclusiones

En primer lugar, se presenta una ontología para la evaluación de impacto ambiental con el fin de utilizar mejores técnicas de representación de conocimiento que simplifiquen la dificultad subyacente en este campo debida al gran número de variables involucradas y la complejidad de los procesos evaluados en la EIA.

La ontología, construida sobre Protegé con el lenguaje OWL, contiene una recopilación de los conceptos más importantes relacionados con la EIA. La taxonomía de conceptos está formada por relaciones Es-Un (hijo-padre) y complementada a su vez con definiciones formales que permiten relacionar unos conceptos con otros utilizando propiedades.

Los conceptos más importantes, pero no los únicos, incluidos en la ontología son: actividades humanas con gran potencial contaminante y otras acciones humanas que supongan impactos en el medio ambiente, los impactos ambientales propiamente dichos, los indicadores que se utilizan para medir los impactos, las características que permiten calificar dichos impactos, elementos contaminantes que son emitidos o vertidos y cuya presencia supone la contaminación del suelo, agua o atmósfera, los factores ambientales que pueden verse afectados por los impactos y acciones mitigantes o preventivas que reducen o evitan los efectos de las acciones humanas.

La ontología resultante puede ser utilizada de dos formas diferentes. La primera consiste en utilizarla directamente como referencia para usuarios que necesiten crear nuevas metodologías de manera que el usuario se beneficie del acceso a información estructurada que incluye también definiciones de lenguaje natural para los conceptos.

Para que pueda ser utilizada de esta forma, la ontología es construida más allá de las necesidades de un sistema o programa que la pueda utilizar. Es construida teniendo en cuenta documentación y bibliografía específica de la EIA y las ciencias ambientales, sin utilizar procesos automáticos para garantizar que cada concepto o grupo de conceptos esté descrito y justificado en esta memoria.

La utilización de la ontología como soporte para la creación y desarrollo de nuevas metodologías de la EIA ha sido la motivación principal para la

creación de una aplicación web (arai.ugr.es/eiadifusa) que permite la consulta de la ontología sin necesidad de utilizar o instalar aplicaciones específicas para la edición de ontologías. El diseño de la aplicación web permite realizar sugerencias o críticas sobre los conceptos, sus definiciones, sus relaciones o sobre la taxonomía en general mediante formularios web, facilitando así, la validación del contenido de la ontología por parte de expertos en medio ambiente y así obtener un mayor grado de consenso.

La segunda forma y la más habitual para las ontologías, es el uso como mecanismo de gestión de conocimiento en algún sistema experto o aplicación. En la memoria se citan dos aplicaciones en los que la ontología desarrollada ha sido utilizada como mecanismo de representación o gestión de conocimiento.

La primera es una aplicación de movilización de conocimiento que implementa el modelo CDS (contexto, dominio y relevancia) utilizando la ontología de la EIA para facilitar las tareas de recopilación de datos de un auditor o inspector. El segundo es el caso desarrollado en esta memoria, que permite la creación de una herramienta para la ERA de cualquier actividad mediante la utilización de ontologías breves.

Se presenta también, una definición formal para las ontologías breves, un procedimiento y una aplicación para poder crearlas (BRONER). Esta aplicación se ha desarrollado como un complemento para Protègè que permite la construcción de ontologías breves de forma sencilla.

Las ontologías breves generadas por BRONER son pseudo-copias de sus respectivas ontologías originales en la que sólo se incluyen algunos conceptos y sus relaciones. La definición de estos conceptos puede preservarse sin cambios o puede sufrir modificaciones si algunos de los conceptos que la componen no forman parte de la ontología breve. Por la misma razón, en algunos casos el dominio o rango de las propiedades objeto de la ontología deben ser generalizadas. Para el problema de los dominios y los rangos se describen y presentan cuatro posibles estrategias con diferentes grados de generalización.

El algoritmo diseñado para la creación de las ontologías breves es un algoritmo transversal porque explora la ontología partiendo de un grupo de conceptos y navega a través de las propiedades o conexiones permitidas deci-

diendo que parte de la ontología explorada se incorpora a la ontología breve y cual no.

El procedimiento implementado permite extraer una parte relevante de la ontología en términos de conceptos y también permite la poda selectiva de las definiciones de los conceptos. Por esta razón, la herramienta desarrollada permite obtener una ontología relevante para los propósitos del usuario, autocontenida y que puede ser utilizada con independencia de la ontología original.

BRONER se ha aplicado satisfactoriamente en la EIA para crear ontologías específicas a una determinada actividad humana. Por esta razón, también se ha creado una versión del complemento adaptada a este problema y que sólo requiere la exploración de la ontología de la EIA y la selección de las actividades IPPC o acciones humanas para la generación de las ontologías breves.

Por otro lado, se presenta una metodología y herramienta para la Evaluación del Riesgo Ambiental (ERA) de vertederos (ERIAVE) que permite calcular un índice de riesgo para cada factor ambiental contemplado (seres humanos, atmósfera, aguas superficiales, aguas subterráneas, suelo, paisaje y el factor socio-económico). Estos índices están basados en el cálculo de la probabilidad de contaminación de cada factor ambiental dada una actividad humana y su valor ambiental. El valor ambiental es calculado utilizando descriptores ambientales y la probabilidad de contaminación utilizando variables que describan la situación del vertedero, suponiendo un aumento o decremento de la probabilidad.

La ERA para vertederos es planteada como una metodología representada en forma de árbol donde los nodos hoja representan los datos de entrada y estos son propagados hacia la raíz aplicándoles diferentes operaciones en cada nivel hasta obtener el índice de riesgo resultante. Esta representación permite poder estudiar cómo afecta cada una de las variables de entrada a los distintos nodos del árbol.

Tras la creación de esta metodología para la ERA en vertederos se plantea la generalización de la metodología para poder utilizar con otro tipo de actividades la misma estructura de árbol que utiliza variables indicadoras de

la actividad y del valor del entorno. Ante la imposibilidad de encontrar un conjunto de variables que sean válidas para todas las actividades se opta por diseñar una aplicación que distinga que parte de la metodología depende de la actividad evaluada y que parte es independiente.

Las semejanzas entre la EIA y la ERA descritas en la memoria han hecho posible la utilización de la ontología de la EIA para el desarrollo de metodologías de ERA. Las relaciones que la ontología tiene definidas entre factores ambientales, impactos, indicadores y actividades humanas son esenciales para el desarrollo de esta aplicación. Sin embargo, la ontología de la EIA contiene información de diferentes actividades.

El sistema inteligente para la ERA basada en contexto (ERIABC) crea una red en forma de árbol como en ERIAVE donde la parte dependiente del contexto son las variables que permiten el cálculo de la probabilidad de contaminación. Esta información es obtenida de la ontología de la EIA pero requiere la aplicación de mecanismos para recuperar sólo la parte que sea relevante a la actividad evaluada.

La utilización de ontologías breves permite la extracción de conocimiento relevante dado un contexto determinado. En concreto las ontologías breves son creadas de forma que contengan los impactos que produce una actividad o conjunto de actividades, los indicadores que los miden y los factores ambientales a los que afectan.

De este modo, ERIABC permite la ERA para cualquier actividad humana siempre y cuando podamos obtener una ontología breve de la que obtener el conjunto de variables indicadoras para medir su probabilidad de afección en el medio.

Para concluir, ERIABC hace uso de tecnologías como los números difusos, etiquetas lingüísticas, ontologías y tareas de razonamiento. El uso conjunto de todas ellas hace posible dar soporte en las diferentes etapas de la EIA, la ERA y la mejora de sus procedimientos con independencia de la actividad que se vaya a evaluar.

Trabajos Futuros

A lo largo del desarrollo de la memoria han quedado abiertos algunos problemas que se estudiarán en un futuro cercano, y que se presentan brevemente.

El primer trabajo futuro a tener en cuenta es la mejora de la ontología de forma continuada. Esto es natural en un proceso como el descrito. Aunque no ha sido incluido en la memoria, se ha incorporando recientemente a la ontología el modelado de inundaciones como una acción natural que genera riesgos como resultado de su interacción con la actividad humana, fruto de la colaboración con el Wessex Institute of Technology durante una reciente estancia del doctorando.

La incorporación de conceptos difusos en la implementación informática es otro aspecto que se pretende desarrollar en el futuro.

También se pretende desarrollar una herramienta que permita el emparejamiento de diferentes ontologías breves procedentes de una misma ontología para conseguir conceptos con definiciones más completas y dominios o rangos de propiedades objeto más específicos.

El desarrollo de métricas que permitan medir el grado de abstracción, generalización y la similitud entre conceptos de la ontología breve con conceptos de la ontología original permitirían la realización de estudios comparativos y la optimización de resultados.

También cabe considerar la utilización de heurísticas para el desarrollo de las ontologías breves. Por ejemplo, la limitación del el número de conceptos que se pueden añadir a la ontología breve utilizando la misma propiedad o la eliminación de conceptos cuando se obtienen taxonomías en las que se generan ramas donde uno nodo padre no tiene nunca más de un hijo.

En cuanto a la herramienta basada en contexto (ERIABC), su desarrollo para dispositivos móviles permitiría la movilización de conocimiento para la ERA.

Finalmente, el trabajo conjunto con economistas o empresas aseguradoras permitiría la creación de un sistema que además de obtener un índice de riesgo ambiental, permitiría la obtención de una evaluación económica asociada al riesgo.

Publicaciones

El desarrollo de los objetivos planteados en la memoria han sido ya publicados en parte. A continuación se citan las publicaciones relacionadas con los contenidos de la memoria:

- J. Garrido and I. Requena. Proposal of ontology for environmental impact assessment. An application with knowledge mobilization. *Expert System with Applications*, 38(3):2462–2472, March 2011.
- J. Garrido and I. Requena. Towards summarizing knowledge: Brief ontologies. *Expert System with Applications*, In Press, September 2011.
- J. Garrido and I. Requena. Context-based Environmental Risk Assessment. Submitted to *Environmental Modelling & Software*, 2011.
- J. Garrido, I. Requena and S. Mambretti. Semantic model for flood management. Submitted to *Journal of Hydroinformatics*, 2011.
- J. Garrido e I. Requena. Gestión de Conocimiento Aplicado a Evaluación de Impacto Ambiental mediante Ontologías. *Revista Interdisciplinar de Ciencias Ambientales: Ambientalía*, vol. 1, p. 129-140, 2010.
- J. Garrido and I. Requena. Knowledge representation in environmental impact assessment - a case of study with high level requirements in validation. In *Proceedings - international Conference on Knowledge Engineering and Ontology Development, KEOD*, pages 412–415, 2009.
- J. Garrido e I. Requena. Técnicas de gestión de conocimiento aplicadas a la evaluación de impacto ambiental. *IV Congreso Andaluz de Desarrollo Sostenible Medio rural y Sostenibilidad*. p. 72. 2009
- J. Garrido, J. Gómez-Romero, M. Delgado, and I. Requena. Knowledge mobilization to support environmental impact assessment a model and an application. In *KEOD 2010 - Proceedings of the International Conference on Knowledge Engineering and Ontology Development*, pages 193–199, 2010.
- J. Garrido, I. Requena and S. Mambretti. Building brief ontologies. A case study for flood management. Accepted in *KEOD* 2011.

- J. Garrido and I. Requena. An Ontology for Environmental Impact Assessment and a tool for Environmental Risk Assessment. *New Trends On Intelligent Systems and Soft Computing*. pages 57-68, 2009.

CHAPTER 6

Summary

6.1 Introduction

There is a large amount of European, national and regional legislation regarding to environment protection. As an example, the European Directive 2008/1/CE (“the IPPC Directive”) requires industrial and agricultural activities with a high pollution potential to have a permit and it sets the basic obligations for the activities. The aim for this directive is to prevent or reduce pollution of the atmosphere, water and soil, as well as the quantities of waste arising from industrial and agricultural installations, to ensure a high level of environmental protection.

Another example may be found in the Directive 2004/35/CE on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage. The environmental liability is implemented through the furtherance of the “polluter pays”. This precept is applied as far as the cause relationship between the damage and the activity is found. This directive also encourages the development of financial security instrument and markets in order to provide effective cover for the financial obligations.

Because of the mandatory authorization of the IPPC directive, the environmental impact assessment (EIA) is one of the processes to be carried out for a proper decision making.

Furthermore, the directive 2004/35/CE involves the need to predict environmental risk assessment (ERA) of existing installations. For example, insurance companies have to decide the criteria in order to establish the premium whereas the government needs mechanisms to decide the tolerance to industrial pollution of a particular area (depending on the pollution for every activity). The government also needs procedures to monitor and control the normal development of the activities.

EIA and ERA are conceptually different but they have, in practice, a lot of similarities because both are estimated with the same set of variables or they are very similar. The reason is that EIA is done with predictions of how the environment is affected before the installation is set up whereas the ERA uses the same elements but with real values, as it is applied to operating activities.

Many experts develop their own EIA methodology and this is a reason for its large variety. For this reason, many of them use different terms for the same concept or what is worse, the same term is used referring different concepts. Knowledge representation techniques are used in computer science to deal with this problem.

An ontology, an explicit representation of a conceptualization, is used to solve this problem. In general, an ontology includes concepts related to a specific domain, properties to define the relationships between them, and their formal definition. Therefore, an ontology is coherent and structured knowledge, compatible and shareable with others, and it allows representing information and knowledge related to different human activities.

The ontologies are shareable knowledge by definition and they are usually used to establish common vocabulary between different agents. For this reason, consensus in the formalization is important.

In this sense, the first objective of this document is the creation of an ontology for EIA in order to provide structuring the terminology of EIA. Firstly, other ontologies with contents directly or indirectly related to EIA should be searched and they should be taken as starting point or be reused as far as possible. Finally, additional concepts and terms should be gathered from other sources such as normative, legislation and the literature.

This collection of concepts and terms should be enough to design the EIA ontology, ie. the way the concepts are grouped (taxonomy) and the properties to define the relationships between concepts and their definitions. At this point, natural language definitions are added to the concepts as well. These definitions are important because one of the objectives is to consider the ontology as reference source during the creation of EIA methodologies. Thus, consulting the ontology would make easier to develop a methodology because the user has access to a wide range of structured information.

Meeting this goal requires a coherent representation of the EIA model and general enough contents to be accepted by the largest number of experts. The ontology will be evaluated by experts from different universities in order to achieve this goal.

A web application will be developed where the ontology may be consulted and whose user interface provides mechanisms to send suggestions, comments and criticisms about the contents or the structure of the ontology. The motivation for this application is to reach a good level of consensus and a deeper evaluation.

The literature review of EIA methodologies is essential for the ontology design because it allows the study of the main relationships between concepts. If these relationships are modeled in the ontology and they are used in the concept definitions then the ontology can also be used as a tool for sharing knowledge between software agents and its knowledge may be reused to create new concepts or assertions.

The ontology contains information about EIA in general and many times we are interested only in the EIA of an activity, a methodology or even part of them. In this sense, obtaining part of the ontology is of great importance by using brief ontologies. The widespread use of remote devices (smartphones, PDAs, ...) is also added to this matter.

Therefore, the development of a method for getting brief ontologies from the heavy ontology is also considered an objective.

To sum up, the EIA ontology can be used as knowledge base of an EIA or ERA intelligent system because of it provides common terminology to both of them and it allows the representation of all the information and knowledge with coherence and the same knowledge structure. This intelligent system may be used for evaluation of various human activities if the ontology contains the related knowledge.

The third objective is the creation of a methodology and a tool for the ERA in landfills. Later this evolved into a more ambitious goal by generalizing the method and the tool. Thus, they should be able to accomplish the ERA for any human activity.

The ERA for landfills will be modeled with linguistic risk indexes for every considered environmental factor due to the inherent vagueness and subjectivity of data in ERA.

In order to accomplish the aforementioned generalization, the parts must be identified: a) the context or evaluated activity, b) the variables of the method that do not depend on the type of the activity and c) the variables of the method that depend on the type of activity.

Risk indexes are based on the assessment of the damage or impact on the environmental factors (non context-dependent) and the pollutant probability (context-dependent).

Therefore, the methodology and the intelligent system for the ERA of any activity should be able to find out the set of variables that it needs to estimate the pollutant probability in terms of the the type human activity (context). This information can be brought from the EIA ontology because it contains a representation of the human and IPPC activities. The final result is a context-based intelligent system according to the process of obtaining brief ontologies.

In short, the main objectives are presented and developed in this document.

1. The creation of an ontology that models and includes the terminology of the EIA. The creation of methodologies using the ontology is easier.
2. The design and development of procedures for building brief ontologies.
3. The development of a methodology and an application that allows the ERA for any human activity.

The document is organized as follows:

Chapter 1 contains a summary of tools and background to the defined objectives.

Chapters 2, 3 and 4 develop each of the three objectives respectively and they form the contributions of this document. Chapter 2 describe the ontology design and the description of mechanisms for review. Chapter 3 includes a formal definition of brief ontology, the generation procedure and a tool for

this task. Chapter 4 defines the methodology and tool for the ERA of landfills and its generalization for any human activity.

Chapter 5 contains the conclusions and some unsolved problems related to the addition of new knowledge to the ontology, the improvement of the procedures to obtain brief ontologies and the economic assessment for the risk.

Finally, the bibliography is presented.

6.2 Proposal of Ontology for Environmental Impact Assessment

6.2.1 Introduction

Environmental Impact Assessment (EIA) is carried out using methodologies, which include impact identification, affected environment description, impact prediction, impact assessment and so on. The principal target in EIA consists of avoiding failures or accidents and environmental decay as its repair is really difficult and expensive [50] according to caution, prevention and correction principles defined by European Union [160].

Related work and results have enabled to make a particular study about the diffuse representation of the most remarkable information included in the EIA, the homogenization of the different types of information involved in the importance impact or its magnitude, and finally, the development of software that handles fuzzy information on the EIA infrastructure (civil engineering) [68, 69, 74, 122] or mining [71] and landfills [55, 56].

The next logical step consists of analysing the possibility of using similar structures to calculate the EIA in other polluting activities, such as the chemical industry, mining, etc. Ultimately, we intend to implement an intelligent system to assess the impact and risk caused by any activity considered in the IPPC [65] and the directive 2004/35 [10]. Therefore, managing a common language is essential, and the representation of all the information and knowledge handled must be coherent and have the same structure.

The information handled is not always consistent; it depends on the activities, geographic areas, governments and even countries. I.e. a name can

have different meanings in some methodologies or other activities, or the same concept can be given different names.

The use of ontologies enables the representation of knowledge and the necessary processes in the EIA in various human activities, so that you can share it with other users, and in addition, the terminology is homogeneous. Moreover, it can be achieved by building ontologies available in the network for the community concerned and in order to be shared and even improved by new contributions.

An ontology is proposed to create a repository for general knowledge about EIA to be used by the scientific community. It allows for the provision and gathering of the main terminology and it establishes the conceptual framework for this area to facilitate structuring and methodology development. On the other hand, an ontology is knowledge which must be consensual. Therefore, the ontology is available in a web application¹, in order for experts to be able to evaluate and suggest new knowledge for its improvement.

Depending on the context in which ontologies are used, different situations can be solved. For example, they provide a way to share knowledge using common vocabulary, allow semantic tagging or knowledge exchange, provide a communication protocol and allow the reuse of knowledge or the creation of semantic, logical and formal descriptions. Ontologies provide interoperability among different systems, thanks to the qualities mentioned above.

Ontologies are currently used in different areas, such as knowledge engineering, artificial intelligence and computer sciences, natural language processing, knowledge representation, cooperative information systems, bioinformatics, e-commerce, database design and integration, intelligent integration of information, information recovery and knowledge management. Moreover, ontologies can be built using different techniques like frames and first-order logic, descriptive logic, software engineering techniques and database techniques [102].

¹<http://arai.ugr.es/eiadifusa>

There are many definitions of ontologies[97, 100, 102]; however, the following definition is clear:

"A body of formally represented knowledge is based on a conceptualization: the objects, concepts, and other entities that are assumed to exist in some area of interest and the relationships that hold among them . . . an ontology is an explicit representation of a conceptualization." [97]

To decide the representation of a concept, property or relationship in an ontology implies making a design decision. Currently, there are no standards for creating ontologies although some methodologies suggest guidelines and rules. Some design criteria and sets of principles are: clarity and objectivity, coherence, completeness, maximum monotonic extendibility, minimal ontological commitments, ontological distinction principle, diversification of hierarchies, modularity, minimization of the semantic distance between sibling concepts and standardization of names [96, 97, 100].

In the practice, different problems appear during the ontology lifecycle [110, 111], such as inaccurate expert responses that cause errors, the level of detail that makes reusability difficult, semantic heterogeneity for the same domain, and others.

Many ontology languages have been developed during recent years, some of them based on XML, like XOL (Ontology Exchange Language), SHOE (Simple HTML Ontology Extensions) and OML (Ontology Markup Language). Afterwards, based on RDF (Resource Description Framework) and RDF Schema, OIL (Inference Language), DAML+OIL and lastly OWL (Ontology Web Language) were developed. OWL is a W3C (World Wide Web Consortium) recommendation and a DAML+OIL review [97].

6.2.2 Development methodology

Frequently, each developer follows his own principles, design criteria and phases during the development process because a standard for building ontologies does not exist although some methodologies suggest guidelines. Several examples are the Uschol and King's method [161, 162], the method

used in the KACTUS project [146], the Sensus project [155], the Methontology method [79], etc. The disagreement about common rules and methods for developing ontologies causes difficulties in different aspects, such as the reaching of consensual ontologies for the developers community, final applications, the extension of ontologies by other authors and the ontologies reuse [96].

According to Gómez [96], most of the methods for building ontologies are focused on the activities development, especially on the conceptualization and ontology implementation, which means that not enough attention is paid to other important elements related to management, merging, learning, integration, tracing and evaluation of the ontologies.

Combining the previous methodologies explained above, we have established a set of steps to build the proposal of EIA ontology.

1. *The aim and scope identification.* The areas and contexts in which the ontology will be used may set requirements for the ontology, and they can provide an initial idea of the ontology semantics. Hence, the viability, the domain and objectives of the ontology should be studied.
2. *The ontology construction process.* The ontology can be built using an incremental or prototype-oriented lifecycle, depending on the necessities of the project. This step illustrates the phases to develop the ontology.
 - a) *Getting knowledge.* It allows to identify concepts and relationships in a particular domain. The common strategies in extracting knowledge are:
 - i. *Top-down.* It begins at the highest conceptual level and works down to the details to specialize them.
 - ii. *Bottom-up.* It begins with the details and works up to the highest conceptual level to generalize them.
 - iii. *Middle-out.* It looks for the central concepts and generalizes and specializes them.
 - b) *Encoding phase.* The concepts, relationships and axioms are formalized in this phase using a formal language or a tool able to generate code in that language.

- i. A preliminary design is optional. If it is combined with a top-down strategy, an initial model will be obtained.
 - ii. Improvement and structuring of the ontology is necessary to achieve a final design, according to modulation and hierarchical organization principles.
 - c) *Integration with other ontologies.* To reuse other ontologies to reduce development time and cost is always advisable, studying previously if the contents and the granularity are suitable.
 - d) *Inference.* Process of reasoning from knowledge or evidence to obtain the final ontology.
3. *Evaluation.* Evaluation can be applied during the development process. This process entails an improvement process after including the evaluations results. The users, experts and the technical evaluation allow the detection of correct and incorrect definitions. At this point, the consistency, completeness, redundancy and requirement specification must be tested.
4. *Documentation.* The ontology is documented according to its aim. The main starting points, suppositions in the main concepts, as well as properties and primitives used in the definitions of concepts, must be documented.
5. *Maintenance.* It is especially important to establish the person responsible for the maintenance and the way of doing it. In this phase, the significant changes must be included in the documentation.

In the following paragraphs, the most significant points of each step of ontology-building are going to be briefly commented.

The aim and scope step consists of building an ontology for EIA to provide and gather the most important terminology and establish the conceptual framework for this topic, to provide structuring and facilitate development of valid methodologies. The ontology has been developed using a prototype-oriented lifecycle in order to have, at every moment, a prototype with a specific granularity level so that the experts can evaluate it.

A top-down strategy has been chosen to build the ontology so that general concepts are firstly identified and specialized afterwards. Consequently, to obtain a prototype and better control over the level of detail is easier.

The knowledge-extracting process has been based on European legislation whenever possible because it is a clearly accepted and recognized international reference. Nevertheless, National legislation and books related to this topic has been fallen back on when there was no other option. Moreover, technical reports and international publications about EIA on specific occasions have been used.

Following the W3C recommendations, OWL was used and considered to implement and formalize the ontology. It has been designed for applications that need to process information. The existence of tools that reason on OWL description is one of the principal advantages of using OWL. These reasoners provide generic support independent of the managed specific domain.

Protègè² has been chosen for building the ontology due to its characteristics. Firstly, it permits the creation of ontologies in OWL, avoiding the direct treatment of OWL syntaxes. Secondly, it is an open-source platform, so it can be personalized to create knowledge models and data inputs, for example, to add vagueness or uncertainty to the concepts [26, 27]. Furthermore, many plugins, which increase its functionality, have been developed for Protègè and it can work with reasoners like Pellet³ or Racer⁴.

Other ontologies [59] related to EIA or similar topics has been looked up. According to these studies, there are not specific ontologies for EIA, although there are ontologies applied to other domains that include concepts related to EIA like earth sciences, hydrology, chemical process, ecology, pollutants, and others. Following the methodology and guidelines, to integrate these ontologies has been strongly tried. So, the integration viability has been studied, analyzing the contents and the granularity of each ontology. Some concepts have been integrated, although most ontologies were inappropriate because of unsuitable granularity or content.

²Developed by Stanford Medical Informatics at Stanford University School of Medicine

³<http://pellet.owldl.com/>

⁴<http://www.racer-systems.com/>

The evaluation has been carried out during the development process. Several experts in the Environmental Technologies Area of Civil Engineering have inspected and evaluated prototypes with different granularity levels, along with a general review and contribution of new knowledge. The criticisms made by the experts are useful in changing some contents and approaches (refinement).

6.2.3 Ontology design

From a technical viewpoint, EIA is an analysis process to identify cause-effect relationships and to quantify, assess and prevent the environmental impact of a project [98].

The main concepts of the ontology are extracted and justified from this definition. These important concepts are:

- Environmental impacts.
- Environmental elements that may suffer impacts.
- Industrial activities.
- Substances or contaminant elements.
- Human actions that may produce impacts.
- Environmental indicator or measure units for impacts
- Impact assessment.

In the following subsections, the most important concepts and relationships in this ontology are briefly described. These aforementioned concepts belong to the first hierarchical level.

It is important to remark the sources used to extract the knowledge. These sources are books [21, 25, 41, 50, 86, 98, 147, 150], technical reports [42], other ontologies [94], standards [158, 159], PhD Thesis [48, 93], Spanish legislation [11, 141] and European legislation [3, 4, 6, 7, 8, 65]. In addition, a wide range of bibliography has been used but not referenced here.

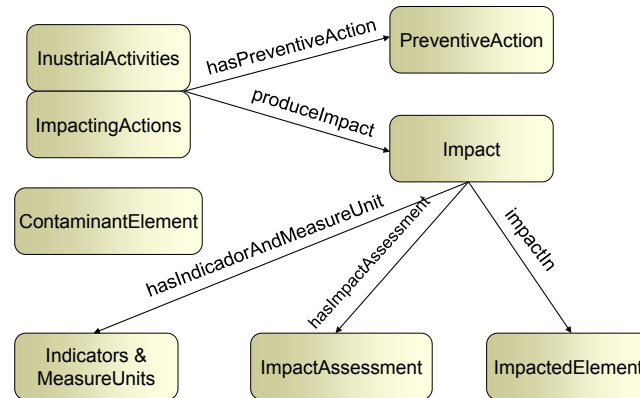


Figure 33: Main concepts and relationships.

Relationships and concepts

The main concepts and relationships are shown in figure 33. Both have been extracted directly from the previous EIA definition. Only these concepts and relationships are represented in the figure because they form the basic skeleton, although there are others in the sub-levels of the hierarchy.

These relationships contribute to improve the knowledge and they can be used to accomplish queries from the ontology with reasoning tasks. For example, they can be used to ask for the impacts produced by an industrial activity or for the environmental indicators used to assess the activity.

The concepts shown in figure 33 are explained in the following subsections. The concepts impact, impacting action and impacted element are explained in more detail than the others because they are considered the most important concepts in the ontology. Therefore, we have provided access to the whole ontology on the web site (<http://arai.ugr.es/eiadifusa>).

Impact

The standard UNE ISO 14001 defines environmental impact [25] as any adverse or advantageous change in the environment produced by the activities,

products or services of an organization.

This concept includes the most common kinds of impacts, so impacts are grouped depending on the environmental factors affected by them. These environmental factors are atmosphere, geophysical processes, soil, habitat, landscape, socioeconomic factors and water. Figure 34 shows part of the impacts hierarchy and the way they have been classified.

Concepts concerning atmosphere impacts [21] are composition changes in the solid and gas phases, an increase in radioactivity, light pollution, an increase in sonorous level and smell accumulation. Moreover, increases in fog or precipitation and alterations in temperatures or wind circulation are considered part of the climate impact.

The geophysical impacts [21] affect the geophysical processes, and they are shaking, subsidence, induced seismicity and changes in floodable areas, waterway dynamics, erosion, sedimentation, hillside stability, surge propagation, coast flows and aquifer recharge.

The ground impacts are classified as soil, morphology, singular elements and mineral resources. Soil is susceptible to impacts by direct destruction, pollution or changes in its edaphic properties. The morphology impact consists of topography changes. The impacts in singular elements correspond with PIG (geological point of interest) and the destruction of natural monuments. A kind of mineral resource impact is loss of a natural resource.

The impacts on the habitat [41] are classified as alteration of the habitat's properties, habitat direct loss and movement interferences. The altered properties correspond to composition changes in the biotic community, a decrease in vegetation coverage, a decrease in the critical habitat, interruption in energy flow and nutrients, nutrient decrease, plague infection and a decrease in productivity. The habitat direct loss corresponds to biodiversity reduction, critical habitat elimination, movement of species with low mobility and primary production reduction. The direct loss and movement interferences correspond to movement of communal groups, high energy consumption, interruption of the critical phases of the historical evolution, long-duration movements, migration obstruction, obstruction of access to critical habitats and habitats of food, outside obstruction of hostile habitats and the short-duration movement of movable species.



Figure 34: Part of the impact hierarchy.

The landscape impacts [21] are visual impact and landscape quality changes.

Concepts concerning socioeconomic impact [41] are grouped into price and tax changes; economic or employment tendencies; demographic changes; necessity of social and public services; social community; and changes in soil use, tourism and leisure.

The water impacts [21] are grouped into groundwater and surface water impacts. Changes in phreatic level, flow and quality are the possible impacts for groundwater. The impacts in the surface water are the changes in quality, radioactivity level, water flows and basin contribution.

Impacting Actions

This concept includes the actions that affect the environment; they are the causes of the impacts. They are divided into two large groups: the human actions [98] and the natural processes, where humans are not directly responsible [94, 150]. Figure 35 shows part of the impacting actions hierarchy.

There are many lists of actions in the literature because of the high popularity of the cause-effect matrix after 70th. The matrix includes the actions or project activities and the environmental elements.

The human actions are actions that affect environment, and they are grouped into the concepts land alteration, traffic changes, production, soil transformation and construction, regimen modification, resource renovation, resource extraction, chemical treatment, waste treatment and waste accumulation. All of these concepts are detailed below.

The concept land alteration corresponds to erosion and terrace control, sealed mines and waste control, surface mine restoration, dredged basins and fill and marsh drainage.

The concept traffic changes corresponds to changes in the traffic of railways, trucks, cable railways, fluvial and canal transport, vessels, leisure sailing, pipelines, footpaths and communications.

The concept production corresponds to production of agriculture, cattle farming and grazing, cars and aircraft, suckle in stables and storage of products. We have not considered here some elements from the original list [41]



Figure 35: Part of the impacting actions hierarchy.

to symbolize the importance of these concepts. These concepts have been included in the industrial activities, which is an entity with a higher abstraction level.

The concept soil transformation and construction includes the transformation and construction of urbanizations, parcels and industrial buildings, airports, roads, railways, elevators, bridges, electrical cabling, pipelines, corridors, barriers, dredged and aligned canals, lining canals, canals, dams, splinters, docks, ports, maritime structures, leisure places, blasting and drill, dig and fill, tunnel and subterranean installations.

The concept regimen modification corresponds to the concepts exotic fauna, biological controls, soil coverage changes, paved and smoothed, burning, river control and flow changes.

The concept resource renovation corresponds to reforestation, conservation and nature management, fertilizer use and waste recycling.

The concept resource extraction corresponds to blasting and drilling, superficial excavation, underground excavation and restoration, well excavation and flow extraction, clearing up and chopping, dredging, fishing and commercial hunting.

The concept chemical treatment corresponds to chemical defrosting, chemical stabilization of soil, and weed and insect control with herbicides and pesticides.

The concept treatment and waste accumulation corresponds to waste accumulation, exhaust pipe and chimney emissions, liquid effluent spills, lubricants used, municipal residuals emissions, oil spills, oxidation and stabilization ponds, refrigeration water spills, scrap elimination, subterranean deposits and septic tanks.

On the other hand, natural processes are not impacting actions by themselves; they convert into impacting actions when they interact with human activities. This concept is divided into the terms hydrological hazard, technological hazard, atmospheric hazard, geological hazard and biological hazard, all of which are detailed below.

Concerning atmospheric hazards, we distinguish between single and complex hazards. Single hazards are rainfall excess, extreme temperatures, hail,

heavy snow, rays, high wind speed and freezing rain. The complex hazards are blizzards, glaze ice, hurricanes, stress due to heat or cold, thunderstorms and tornadoes.

The biological hazards correspond to animal and plant invasion, epidemics and forest or grassland fires.

The geological hazards are grouped into earthquakes, mass movement, volcanic eruptions, rapid sediment movement, sedimentation and erosion.

The hydrological hazards correspond to droughts, floods, freezes, groundwater flow discharge, infiltration, land subsidence, percolation, runoff, salt water intrusion and thaws.

The technological hazards correspond to accidental release of toxic substances; biological, chemical or nuclear warfare; collapse of public buildings or other, bigger structures; explosion and industrial fires; nuclear power plant failures; and accidents in transport.

Industrial Activities

According to the Royal Academy of the Spanish Language⁵, industry is the set of procedures accomplished to obtain, transport or transform one or several natural products. Industrial activities form a sector with its own troubles from an environmental viewpoint and with a great importance in EIA.

Experts insisted on using a classification of industry activities based on European directives like the directive 96/61/CE (IPPC), concerning integrated pollution prevention and control, in which installations or parts of installations used for research, development and the testing of new products and processes are not included.

According to [65], industrial activities are classified as chemical industry, energy industry, production and metal transformation, waste management and other industries that cannot be included with the previous concepts. These include carbon or electrographite production, milk treatment and processing, paper and paperboard production, slaughterhouses, poultry or pig intensive rearing and treatment and processing of food products.

⁵<http://www.rae.es>

Impacted element

The elements or environmental factors are affected by the impacts. There are many examples of classifications for environmental factors, such as the European Union (EU) classification in the directive 85/337 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. This directive establishes that EIA will identify, describe and assess the direct or indirect effects on humans, fauna, flora, soil, water, climate and air, interaction between the previous factors, material assets and cultural heritage.

There are not major differences between the classifications followed by different authors; therefore, we have not used a concrete classification but have collected the concepts from several classifications to obtain a complete and structured one.

All the environmental factors are grouped into categories such as land surface, landscape, process, living things, water, habitat, atmosphere and socioeconomic elements.

The hierarchy of the water concept is shown in figure 36 as the water classifications, especially the surface water which is discussed with profusion in the literature.

Preventive action

This concept corresponds to actions used to prevent or hinder environmental damages, and to decrease damage probability and the severity of its consequences. Some examples are security systems, redundancy, preventive maintenance activities and so on [159].

Indicators and measure units

This concept corresponds to a simple measure of environmental factors or biological species, assuming that these measures are representative in biological or socioeconomic systems [41].

An environmental indicator [86] is an element that contributes information about the state of the ecosystem or something relative to it. Furthermore, biological indicators are used where the existence of a plant or animal in an

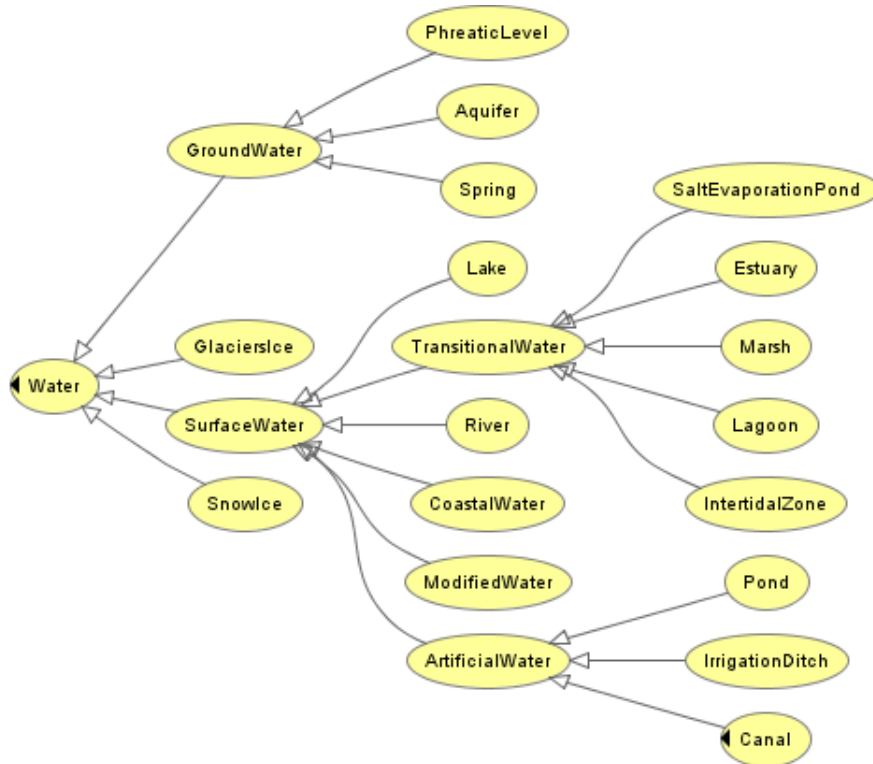


Figure 36: Water hierarchy.

area is strongly indicative of specific environmental conditions. For example, experts select the indicators depending on their sensibility to or tolerance of pollution or its consequences [41].

In addition, an indicator is the expression used to calculate it. Sometimes, the indicator is measured in an indirect way with a model [50].

Indicators can be classified from a practical view point [86] on alarm, alert, sensibility and integration indicators.

Impact assessment

Impact assessment is a part of the EIA process and it is included in the technical report when the environmental impact study is performed. The environmental assessments listed in [141] has been collected.

Contaminant element

According to [65] and [7], the contaminant elements are substances produced as a result of human activity; therefore, they may be harmful to human health or environmental quality, damage material assets, or impair or interfere with amenities and other legitimate uses of the environment.

This concept includes substances that are considered pollutants, such as acid waters in mining, artificial radionuclides, chemical reagents, leachates, tailings, and according to European legislation, air pollutants [65] and priority substances for water [7].

Properties

The class Properties groups concepts that are not very significant in the EIA process but that are useful for describing others. These concepts are particular characteristics related to the rest of the concepts using *hasProperty* connections. Moreover, they are used in formal definitions.

These properties have been collected from the same sources used in the previous concept hierarchies.

Other important concepts

This section lists other important concepts included in the ontology such as methodology, environmental hazard, scene, development risk, mechanism for repairing environmental damages, environmental risk assessment, environmental impact assessment, vigilance and control schedule.

These concepts have not been extracted from the EIA definition although they are important in EIA, in contrast with the concepts described in previous sections.

6.2.4 Evaluation, documentation and maintenance

The evaluation phase can proceed in a strict order, without any overlapping steps in the methodology. It involves a serious disadvantage and it is difficult to go back and change it if something was not well-thought; therefore, a continuous revision process is preferred.

The work of environmental experts has been important in guiding the development of the ontology. They have provided the sources in order to study this issue. Furthermore, they have identified deficiencies, and their criticisms have been added to the ontology.

Moreover, a web interface has been developed to make the evaluation and maintenance processes easier. Consequently, experts can inspect the ontology and suggest proposals to improve it and reach a consensus. Currently, the web application is running and experts have been requested to contribute.

The documentation has been parallelized with the development process. The documentation contains the main starting points, suppositions, conjectures or hypotheses. It also describes every methodology step and justifies all design decisions and concepts or relationships.

6.2.5 Web application for consulting and contributions

A web application has been developed for easy consultation of the ontology without installing any applications, and it is especially focused on environmental experts who are not familiar with OWL and similar technologies. Furthermore, the web application facilitates jointly consulting and making contributions. Another reason for this application is that this ontology has a high level of requirements in expert evaluation in order to be a reference for the development of methodologies.

The web interface based on PHP provides experts access to information and work without the complex syntax of OWL.

The interface shows a window divided into two parts. The first one corresponds to the hierarchy of concepts; it can be explored expanding and contracting the concepts, like folders in Windows Explorer. Moreover, important details (properties and definitions) for experts are shown in the second part of the window when a node is selected.

The purposes of the web application are evaluation and knowledge homogenization, so experts can easily contribute criticisms or suggestions. Several buttons appear in the interface when you select a concept, and they allow you to make contributions for the selected concept or a general contribution

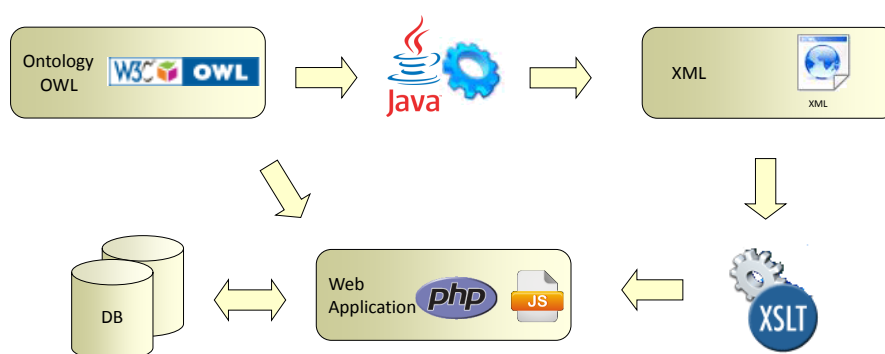


Figure 37: Generation process of the web application.

to the ontology by filling out a simple form. What's more, they allow you to consult the contributions of other experts.

The web application has been built according to figure 37 and by using our own experience in the development of a Final Application Generator based on model-driven software development [89].

First of all, the generation process begins by pre-processing the ontology in OWL. Then, an intermediate representation is produced in XML. And finally, all the files required by the php application are generated from the intermediate representation by a XSLT transformation.

The routine work needed to create a working application is automated, thus avoiding the normal mistakes in a manual process; it would entail and improve the overall application quality. Therefore, to change the ontology, we only have to change the involved concepts and re-generate completely the web application in one step.

Once the application has been generated, we can use the web interface normally and the contributions will be stored dynamically in a database.

6.3 Brief Ontologies

6.3.1 Introduction

Ontologies, as collections of data, have become increasingly large and complex. This has the disadvantage of obliging users who are only interested in one part of the ontology, to use all of it. Various authors have studied how this problem can be solved in a fairly short time and with a low computational cost. Many related approaches, such as the one described in the following sections, also target this problem.

One solution is to divide large ontologies into subdivisions with fewer member concepts. This would make them more manageable and less time consuming to handle. Still another possibility is to find a way to partially reuse ontologies without importing the whole ontology.

Nevertheless, the problem not only lies in the number of concepts, but also in the complexity inherent in the semantic definitions of the concepts. For instance, a concept may be defined in terms of other concepts from very heterogeneous knowledge sources. Nevertheless, the user may not be interested in all of the definition, but only a portion of it that is related to a particular subject field.

For example, John can be regarded as an instance of the class PERSON, whose definition contains his physical properties (size, age, weight, eye color, etc.), family relationships (children, parents, siblings, etc.), possessions owned (house, car, land, etc.), job information (work type, company, salary, etc.). Nonetheless, the user of the ontology might only be interested in John's blood relatives and the company where he works because the user wishes to study John in relation to his relatives who are employed by the company.

This section deals with both problems, and presents an approach to building ontologies with the relevant knowledge by reducing the number of concepts and simplifying the complexity of definitions. These ontologies are called *brief ontologies*.

In general, brief ontologies have a wide range of advantages when, for whatever reason, the user or application does not wish to deal with the whole ontology. Sometimes users may not be interested in accessing so much information or they may not have a tool capable of handling such a large resource. Mobile devices are an example of this because they may be limited by their autonomy, bandwidth, and/or computational restrictions.

If the mobile device uses a brief ontology, it is not obliged to store a complete copy of the ontology when it only needs to use a small part of it. This avoids requesting, sending, and managing unnecessary information. The application thus saves on power consumption, time, and bandwidth. It can even improve reasoning time because of the reduced amount of knowledge.

Brief ontologies also improve knowledge mobilization because they make knowledge available, and at the same time, take into account user needs and context. In this respect, environmental impact assessment (EIA) is an example of an application where knowledge mobilization, context, and brief ontologies can be used together. This is accomplished by asking for EIA brief ontologies from mobile applications in real time.

6.3.2 Antecedents

One of the first approaches to reducing an ontology to manageable size is described in [101]. In this study, the authors partitioned a large, complex semantic network into separate smaller sub-networks. They made the vocabulary more understandable to users by using a graphical representation of the meaning units. It was reduced because when a vocabulary is very large, it loses its intuitive appeal.

Delgado *et al.* introduced the concepts of re-addressable and brief ontologies for the first time in [57]. Their article describes a system for knowledge mobilization based on ontologies, web services, and a multi-agent architecture to address requests until the desired knowledge is obtained. Mobile

devices contain re-addressable ontologies. This allowed them to communicate with the brief ontologies in the server, and thus access the information in a larger, generic ontology.

Woo [109] made a study of pruning methods applied to Bio-Ontologies, and Pathak *et al.* [137] review techniques based on logical formalisms or graph theories applied to modular ontologies. Even more relevant to our study, Stuckenschmidt and Schlicht [154] divided a large ontology into a set of modules, each with a set of semantically related concepts though without strong dependencies between modules. The ontology was automatically translated into a weighted graph where nodes represent concepts and links represent dependencies (structural properties), which are weighted, depending on the strength of the dependency. According to these authors, this approach is particularly helpful for the visualization of large ontologies and the extraction of key topics.

Noy and Musen [131] develop the concept of *Traversal View* for ontologies, which is similar in meaning to database views. The two mechanisms proposed for its implementation are firstly, the definition of starter concepts for a traversal algorithm, and secondly, the specification of meta-information in the ontology to describe how and from which perspective the concepts and relationships should appear. Furthermore, ontology views can be also built the same way as in databases by specifying a query in some ontology-query language (query-based approach).

Certain approaches, such as the one previously mentioned, extract modules with traversal algorithms. However, the algorithm presented here goes far beyond previous research because it creates copies of the selected concepts and explores their definitions or structural relationships at the same time as it prunes these definitions and relationships. For this reason, it includes only relevant knowledge and generates a self-contained ontology.

6.3.3 Brief ontology

Description logics (DL) [19] have frequently been used for knowledge representation because they provide a precise characterization of a knowledge base and reasoning capabilities.

Logics based on attributive language are part of the family of description logics, which have an informal naming convention for describing the operators. For example, *ALC* stands for Attributive Language with Complements of complex concepts. It corresponds to the first order logic restricting the syntax to formulas with two variables (*ALC* is also known as *S*). Another case, *SHOIN(D)*, is an *ALC* logic (role transitivity) with role hierarchies (\mathcal{H}), nominals (\mathcal{O}), inverses on roles (\mathcal{I}), unqualified number restrictions (\mathcal{N}), and datatypes (\mathcal{D}). *SHOIN(D)* forms the core of OWL-DL (Ontology Web Language-Description Logic), and is almost its equivalent. Consequently, this paper focuses on this logic and on OWL-DL.

An ontology is composed of a TBox, RBox, and ABox (K_T, K_R, K_A). The Terminological Box (TBox) contains intensional knowledge (elements defined by the allowed operators). The Assertional Box (ABox) contains the extensional knowledge (assertions about individuals), and the Role Box (RBox) contains a finite set of axioms for roles.

Table 52: Syntax and semantics of SHOIN(D) [104]

OWL Fragment	SHOIN(D) syntax	Semantics
A, OWL class	A	$A^I \subseteq \Delta^I$
D, Datatype	D	$D^D \subseteq \Delta^I$
R, OWL object property	R	$R^I \subseteq \Delta^I \times \Delta^I$
T, OWL datatype property	T	$T^I \subseteq \Delta^I \times \Delta^D$
o, OWL individual	o	$o^I \in \Delta^I$
v, OWL data value	v	$v^I = v^D$
intersectionOf($C_1 \dots C_n$)	$C_1 \sqcap \dots \sqcap C_n$	$(C_1 \sqcap \dots \sqcap C_n)^I = C_1^I \sqcap \dots \sqcap C_n^I$
unionOf($C_1 \dots C_n$)	$C_1 \sqcup \dots \sqcup C_n$	$(C_1 \sqcup \dots \sqcup C_n)^I = C_1^I \sqcup \dots \sqcup C_n^I$
complementOf(C)	$\neg C$	$(\neg C)^I = \Delta^I \setminus C^I$
oneOf($o_1 \dots o_n$)	$\{o_1, \dots, o_n\}$	$\{o_1, \dots, o_n\}^I = \{o_1^I, \dots, o_n^I\}$
restriction($R \ r_1 \dots r_n$)	$R \ r_1 \sqcap \dots \sqcap R \ r_n$	$(R \ r_1 \sqcap \dots \sqcap R \ r_n)^I = (R \ r_1)^I \sqcap \dots \sqcap (R \ r_n)^I$
restriction($R \ some \ ValuesFrom(C)$)	$\exists R.C$	$(\exists R.C)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists y.(x, y) \in R^I \text{ and } y \in C^I\}$
restriction($R \ all \ ValuesFrom(C)$)	$\forall R.C$	$(\forall R.C)^I = \{x \in \Delta^I \mid \forall y.(x, y) \in R^I \rightarrow y \in C^I\}$
restriction($R \ has \ Value(o)$)	$\exists R.o$	$(\exists R.o)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists (x, o) \in R^I \text{ and } o \in o^I\}$
restriction($R \ cardinality(n)$)	$\geq nR \sqcap \leq nR$	$(\geq nR \sqcap \leq nR)^I = (\geq nR)^I \sqcap (\leq nR)^I$
restriction($R \ max \ Cardinality(n)$)	$\geq nR$	$(\geq nR)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in R^I\} \geq n\}$
restriction($R \ min \ Cardinality(n)$)	$\leq nR$	$(\leq nR)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in R^I\} \leq n\}$
restriction($T \ r_1 \dots r_n$)	$T \ r_1 \sqcap \dots \sqcap T \ r_n$	$(T \ r_1 \sqcap \dots \sqcap T \ r_n)^I = (T \ r_1)^I \sqcap \dots \sqcap (T \ r_n)^I$
restriction($T \ some \ ValuesFrom(D)$)	$\exists T.D$	$(\exists T.D)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists y.(x, y) \in T^I \text{ and } y \in D^D\}$
restriction($T \ all \ ValuesFrom(D)$)	$\forall T.D$	$(\forall T.D)^I = \{x \in \Delta^I \mid \forall y.(x, y) \in T^I \rightarrow y \in D^D\}$
restriction($T \ has \ Value(v)$)	$\exists T.v$	$(\exists T.v)^I = \{x \in \Delta^I \mid \exists (x, v) \in T^I \text{ and } v \in v^D\}$
restriction($T \ cardinality(n)$)	$\geq nT \sqcap \leq nT$	$(\geq nT \sqcap \leq nT)^I = (\geq nT)^I \sqcap (\leq nT)^I$
restriction($T \ max \ Cardinality(n)$)	$\geq nT$	$(\geq nT)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in T^I\} \geq n\}$
restriction($T \ min \ Cardinality(n)$)	$\leq nT$	$(\leq nT)^I = \{x \mid \#\{y.(x, y) \in T^I\} \leq n\}$
oneOf($v_1 \dots v_n$)	$\{v_1, \dots, v_n\}$	$\{v_1, \dots, v_n\}^I = \{v_1^I, \dots, v_n^I\}$

The concepts may be defined using atomic primitives (operators) in \mathcal{ALC} logic. However, the more operators in the logic, the more expressive it is. According to the W3C (World Wide Web Consortium), the application works with OWL ontologies. Table 52 shows OWL-DL operators, their equivalent operators in $\mathit{SHOIN}(D)$ logic, and their semantic descriptions. $\mathit{SHOIN}(D)$ semantics is defined by an interpretation \mathcal{I} . It consists of the interpretation domain ($\Delta^{\mathcal{I}}$) and an interpretation function, where atomic concepts are interpreted as subsets of the interpretation domain, and atomic roles are interpreted as a binary relation belonging to $\Delta^{\mathcal{I}} \times \Delta^{\mathcal{I}}$. According to Table 52, the semantics of other constructors can be specified by defining the individuals represented by each construct [19]. For each constructor, the semantics of the resulting class is defined in terms of the semantics of its components [104].

In our proposal, a brief ontology O^B is built from another ontology O . This brief ontology contains only the essential knowledge of O for a particular purpose in terms of axioms as well as intensional and extensional knowledge. This concept is formally described in definition 6.

Definición 6 For ontology $O = (K_T, K_R, K_A)$, a brief ontology is an ontology $O^B = (K_T^B, K_R^B, K_A^B)$ such that $K_T^B \sqsubseteq K_T \wedge K_R^B \sqsubseteq K_R \wedge K_A^B \sqsubseteq K_A$, and for every concept $C \in K_T$ and its equivalent $C^B \in K_T^B$, the definition of C exactly matches the definition of C^B or the definition of C^B is a generalization of the definition of C .

6.3.4 Brief ontology extracting process

The goal of the extraction process is to build a new ontology (brief ontology, O^B) without the huge quantity of information contained in the original (large ontology, O). For this reason, a mechanism is needed that enables this reduction.

The algorithm used to build O^B is a recursive process over O which explores individuals, concepts, and their axioms. However, only the relevant ones will be part of the new O^B . For this reason, the structure of concepts and their expressions (i.e. how they are defined) is particularly significant.

Each concept C is defined by a concept expression D which may be a complete definition in the case of defined concepts ($C \equiv D$) or incomplete definitions in the case of primitive concepts ($C \sqsubseteq D$).

Although some axioms or concept expressions can be as simple as $\exists r.C$, others can be combinations of negations ($\neg C$), unions ($o_1 \sqcup o_2$), or intersections of concepts ($C_1 \sqcap \dots \sqcap C_n$), individuals, primitive values, or concept subexpressions. In all cases, concept expressions are composed of the primitive operators in Table 52.

Before further describing the algorithm, it is necessary to define preliminary concepts such as restrictive role, relevant role, and main concept.

Definición 7 For an ontology $O = (K_T, K_R, K_A)$, a restrictive role is a role $r \in K_R$ which is used during the brief ontology building in order to limit the knowledge included and stop the recursive process.

Definición 8 For $O = (K_T, K_R, K_A)$, an ontology, and for $O^B = (K_T^B, K_R^B, K_A^B)$, a brief ontology of O , a relevant role is a role $r^B \in K_R^B$ such that the role $r \in K_R$ is equivalent to role r^B , where r is defined as a restrictive role in O to build O^B .

Definición 9 For ontology $O = (K_T, K_R, K_A)$, a main concept is a concept $C \in K_T$ which is used in the brief ontology building as the starting point of the recursive process.

Algorithm

This subsection describes the algorithms needed in the extraction process of the brief ontologies. Algorithm 1 builds the brief ontology from the original with the previous definition of a set of main concepts and a set of restrictive roles. It then makes a call to algorithm 2 for each main concept. Algorithm 2 (createTaxonomy) creates a copy of the concept from the original ontology in the brief ontology, and if its concept expression is considered valid, it makes a recursive call to itself to add the individuals or concepts used in the concept expression to the brief ontology. Finally, algorithm 3 verifies the validity of a concept expression.

With regard to algorithm 2, given a concept $C \in O$ and its concept expression D , if C is added to O^B , then every concept or individual in D is a candidate for inclusion in O^B . If the concept is added, its concept expression is then explored in order to find new candidates.

Moreover, the roles used in a concept definition express part of the semantics. Particularly, restrictive roles permit the knowledge incorporated in O^B to be controlled by the selection of suitable concepts and individuals for the particular purpose of the ontology O^B .

Restrictive roles are used in the process of candidate selection. This is because only concepts and individuals directly related to relevant roles in their concept expressions are added to O^B . These roles are also used during the pruning process. Consequently, the knowledge in the brief ontology is delimited by specifying the restrictive roles and main concepts where the recursive process begins.

Given A, R, o , the set of concepts, roles and individuals respectively in O and A^B, R^B, o^B the equivalent ones in O^B , the algorithms 1, 2 and 3 summarize the brief ontology extraction process taking into account the following notation and considerations. Given A, R, o , the set of concepts, roles, and individuals, respectively, in O , and A^B, R^B, o^B , the corresponding ones in O^B , algorithms 1, 2, and 3 summarize the brief ontology extraction process in terms of the following notation and considerations.

\cong represents the equivalence of a concept, role or individual in O^B to another in O .

\sqsubseteq represents the subsumption of a concept by another concept.

\in represents the membership of an element in a specific set.

\subset represents that the presence of a specific concept, individual or role in a concept expression.

Most OWL APIs provide a set of operations to edit and manage the ontologies. Regarding the Protégé owl-api, the operation *Create a concept* in algorithm 2 corresponds to the method *createOWLNamedClass*. Accordingly, it creates a new concept with the specified name and superclass. The operation *Retrieve all concepts that subsume C* is the same as the method *get-Superclasses*, and the operation *Subsumption of a concept C by another one* is accomplished with the method *addSuperclass*. The operation *Create an individual* corresponds to the method *createOWLIndividual*, but requires the previous creation of other individuals, which are used as resources by means of relevant properties.

Each expression in the algorithms preceded by the symbol \triangleright represents an assertion that is true at that point of execution.

Algorithm 1. A new brief ontology O^B is built by taking as inputs the original ontology O and a set of concepts MC and restrictive roles RR belonging to O .

1. To create roles in O^B equivalent to the restrictive roles in O : relevant roles. $\triangleright \forall r \in RR | r \in R \Rightarrow \exists r^B \in R^B \wedge r \cong r^B$
2. For each concept $C | C \in O \wedge C \in MC \wedge C \in MC$
createTaxonomy(C) (Algorithm 2)
3. To create concept MC^B (main concept) in O^B .
4. For the subsumption of main concepts by MC^B .
 $\triangleright \forall C \in MC \Rightarrow \exists C' \in A^B \wedge C' \sqsubseteq MC^B \wedge C' \cong C$

Algorithm 2. *createTaxonomy(C)*, recursive algorithm to create a brief concept C^B in O^B , equivalent to C . Nothing happens if the concept already exists.

1. If $\exists C^B \in O^B | C \cong C^B$ Then: End algorithm 2.
2. To create a brief concept C^B in O^B equivalent to C .
 $\triangleright C^B \in O^B | C \cong C^B \wedge C \in A$
3. To retrieve all concepts that subsume C .
 $\triangleright AC = \{C' | C' \in A \wedge C \sqsubseteq C'\}$
4. For each concept $C' \in AC$
 - a) createTaxonomy(C') (Algorithm 2)
 $\triangleright \exists C'' \in A^B | C'' \cong C' \wedge C' \in A$
 - b) To subsume C by C'' . $\triangleright C \sqsubseteq C'' \wedge C'' \in A$
5. Retrieve all concept expressions of C : GE
6. For each concept expression $E \in GE$
If validExpression(E) (Algorithm 3) Then

- a) To retrieve all concepts that appear in E and concepts whose individuals are in E .

$$GP = \{P_1 \in O \mid P_1 \in A \wedge P_1 \subset E\} \cap$$

$$\triangleright \{P_2 \in O \mid P_2 \in A \wedge u \in o \wedge u \subseteq P_2 \wedge u \subset E\}$$

- b) For each concept P in GP .

- i. createTaxonomy(P) (Algorithm 2)

EndIf

7. For each concept expression $E \in GE$

If validExpression(E) (Algorithm 3) Then

- a) To retrieve all individuals in E .

$$\triangleright IE = \{u \subset E \mid u \in o\}$$

- b) For each individual $u \in IE$

- i. To create an equivalent individual u^B .

$$\triangleright \exists u^B \in o^B \mid u \cong u^B \wedge u \in o$$

- c) If C is subsumed by E and E is not a concept in A Then

$$C \sqsubseteq E \wedge E \notin A$$

- i. To build an equivalent concept expression $E^B \in O^B \mid E^B \cong E \wedge E \in O$:

$$\forall P_1 \subset E \mid P_1 \in A$$

$$\triangleright \Rightarrow \exists P_1^B \subset E^B \mid P_1^B \in A^B \wedge P_1 \cong P_1^B$$

$$\forall u \subset E \mid u \in o$$

$$\triangleright \Rightarrow \exists u^B \subset E^B \mid u^B \in o^B \wedge u \cong u^B$$

- ii. To subsume concept C^B by E^B .

$$\triangleright C^B \sqsubseteq E^B$$

- d) ElseIf E is a complete definition of C and E is not a concept in A

Then

$$\triangleright C \equiv E \wedge E \notin A$$

- i. To build an equivalent concept expression $E^B \in O^B \mid E^B \cong E \wedge E \in O$

$$\forall P_1 \subset E \mid P_1 \in A$$

$$\triangleright \Rightarrow \exists P_1^B \subset E^B \mid P_1^B \in A^B \wedge P_1 \cong P_1^B$$

$$\forall u \subset E \mid u \in o$$

$$\triangleright \Rightarrow \exists u^B \subset E^B \mid u^B \in o^B \wedge u \cong u^B$$

ii. Set E^B as complete definition of C^B . $C^B \equiv E^B$

EndIf

EndIf

Algorithm 3. *validExpression(E)*, algorithm to evaluate whether a concept expression is valid, taking as input an expression E.

1. Retrieve all restrictive roles in $RR \in O$.
2. If all roles in E are in RR Then
 - a) E is a valid expression.
 - ▷ $\forall r \subset E | r \in R \Rightarrow r \in RR \wedge \exists r^B \in R^B \wedge r \cong r^B$

Graph representation

Let us describe an ontology O using a graph representation which is focused on which concepts or individuals are related to by the definition expressed in the concept expressions rather than the IS-A relationships. For this reason, it does not include data values (float, string, ...), operators or the IS-A relationship; and it only comprises the relevant elements for the algorithm: concepts, roles and individuals.

Let us describe an ontology O , using a graph representation that focuses on which concepts or individuals are related by the definition in the concept expressions rather than by IS-A relationships. For this reason, it does not include data values (e.g. float, string, etc.), operators, or the IS-A relationship. Instead, it only includes the relevant elements for the algorithm: concepts, roles and individuals.

The graph representation is interpreted as follows:

- An elliptical node with a label represents a concept.
- A rectangular node with no label is called a blank node. It represents a concept expression which defines a concept, such as a one-of operator or intersection of concept subexpressions. More than one blank node might be associated with a concept because it can be defined by several complete definitions and one incomplete definition.

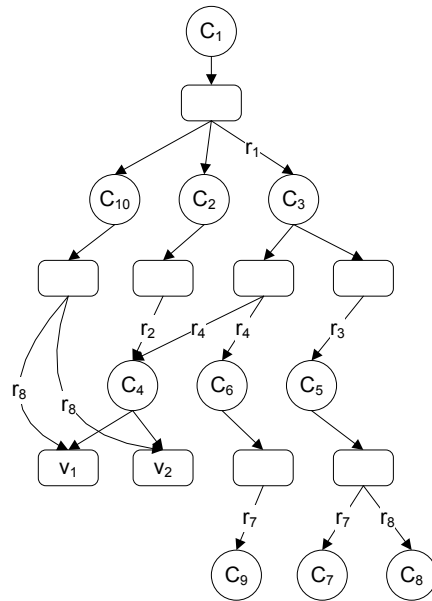


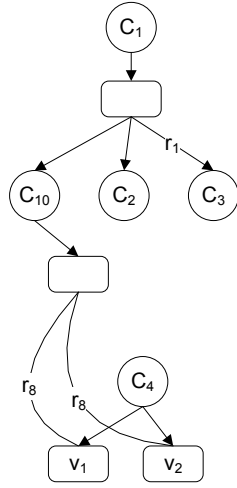
Figure 38: Ontology representation.

- A rectangular node with a label represents an individual. If there is no blank node between a concept and an individual, this means that the individuals are instances of the concept.
- An arc with a label represents a role used in the concept expression at the blunt end of the arc. The label on the arc identifies the role. The node at the sharp end of the arc represents a concept or individual linked to the concept expression through the role.
- An arc without a label between an elliptical node and a blank node represents the fact that the concept is defined by the expression identified by the blank node.

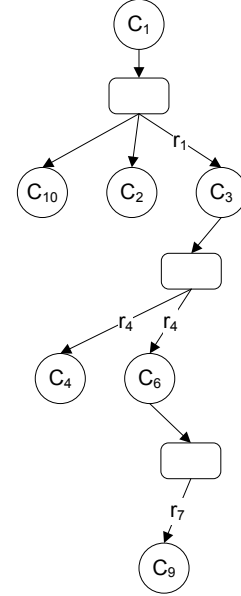
Example

Let us take one small part of an ontology as an example where concepts do not have exhaustive definitions in order to graphically explain the results and effects of the algorithm. It includes the following common types of expression:

$$C_1 \equiv C_2 \sqcap \exists r_1.C_3 \sqcap C_{10}$$



(a) Case 1. $MC = \{C_1\}$ and
 $RR = \{r_1, r_8\}$



(b) Case 2. $MC = \{C_1\}$
and $RR = \{r_1, r_4, r_7\}$

Figure 39: Brief ontologies of Figure 38.

$$\begin{aligned}
C_2 &\equiv \forall r_2.C_4 \\
C_3 &\equiv \exists r_3.C_5 \\
C_3 &\equiv \exists r_4.C_4 \sqcap \exists r_4.C_6 \\
C_4 &\equiv \{v_1, v_2\} \\
C_5 &\equiv \exists r_7.C_7 \sqcap \exists r_8.C_8 \\
C_6 &\equiv \exists r_7.C_9 \\
C_{10} &\equiv \exists r_8.v_1 \sqcup \exists r_8.v_2
\end{aligned}$$

Figure 38 shows the graphical representation of the preceding example, where the IS-A relationships between concepts are omitted for the sake of simplicity. It thus focuses on the concepts or individuals used in the definition of the concept expression. Furthermore, this representation makes it possible to identify at a glance the set of roles used in a concept.

Let us now examine concept C_3 , which is defined by two concept expressions. Although the second concept expression of C_3 is composed of an intersection of existential clauses, this information does not appear in Figure 38.

C_3 is exclusively related to three blank nodes. The first node represents the concept expression in which C_3 is used, whereas the second and third blank nodes represent the concept expressions which define C_3 .

In contrast, C_4 is related to four elements in the graph. The first is a blank node, which means that C_2 has a concept expression where the role r_2 links C_4 to C_2 . In other words, C_2 is defined exclusively in terms of r_2 and C_4 . The second one is a blank node with several arcs, which means that C_4 , r_4 , as well as others are used in the definition of C_3 . The last two rectangles represent the fact that v_1 and v_2 are individuals of the concept C_4 .

Figure 39 shows the graphical representation after applying the algorithm in two cases where concept C_1 is the starting point (*MC*).

In the first case, Figure 39a represents a brief ontology with the relevant roles r_1 and r_8 . More specifically, v_1 and v_2 belong to the brief ontology because they are connected to C_{10} by r_8 (a relevant role). Concept C_4 is also added because v_1 and v_2 are its individuals.

In the second case, Figure 39b represents another brief ontology in which r_1 , r_4 and r_7 are the relevant roles. The blank boxes of C_2 and C_{10} are not included because roles r_2 and r_8 are not in the set of restrictive roles.

Concepts C_4 and C_6 are added because they are connected to a blank node of C_3 by the role r_4 . Regarding C_3 , despite the fact that two blank boxes are connected to it, only one of them has been added to the brief ontology. This is because all the roles in the first blank box of C_3 belong to the set of restrictive roles (r_4), whereas r_3 does not belong to the set.

It is worth mentioning that v_1 and v_2 were not added because they are not directly connected to any blank box in the brief ontology despite the fact that C_4 is in Figure 39b.

6.3.5 Brief ontology builder

This section describes the brief ontology builder in a less theoretical way, with emphasis on its tools, languages, and architecture.

At this point, there is a change in the terminology referring to the ontology elements (see column 1 of Table 52). Concepts and roles will be called classes and properties, respectively. Properties will be divided into datatype

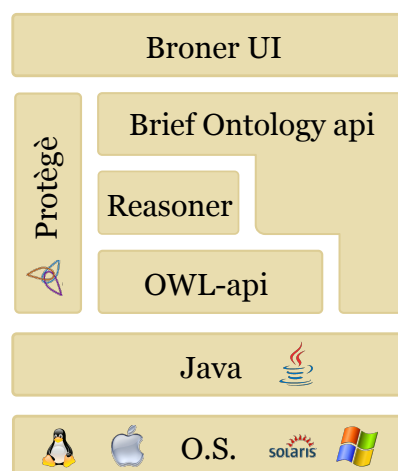


Figure 40: Brief ontology builder architecture.

properties, whose range is either chosen from a set of standard data types (i.e. RDF literals or schema data types) or they will be divided into object properties, which are relationships between two classes.

Additionally, each complete definition for defined concepts or incomplete definition for primitive concepts has a relationship of class equivalence ($C \equiv D$) or subsumption ($C \sqsubseteq D$), respectively.

The concept expressions are defined by the operators and restrictions, which are in the second and third group of Table 52: intersections, unions, restrictions, etc. In addition, Figure 40 shows the layered architecture of the brief ontology builder as described in the following paragraphs.

The BRief ONtology builder (BRONER) framework was developed as an API for the Java language because of Java's facilities, and also the large number of Java tools, including but not limited to JENA [123] or SESAME APIs [35], D2RQ [24], KAON2 [132], reasoners [149, 28] and visual representation tools [99, 67]. Some of these tools will make it possible to expand BRONER's functionality in future versions.

In particular, the ontology builder was developed with the Java API, provided by Protégé [129] to manage OWL ontologies, which was developed above the reasoner layer.

BRONER API has been tested with pellet [149] and racer [127] reasoners although any other DIG reasoner could have been used instead since the DIG interface provides uniform access to description logic reasoners.

The BRONER UI (user interface) is at the topmost layer in Figure 40. The user interface is based on the Protège framework, whereas its functionalities are based on the brief ontology builder API.

Protège provides a plugin framework to define all user interfaces as an extension of Protège. This includes tabs, slots, back-end, etc. For this reason, the BRONER UI is distributed as a tab-plugin encapsulated in Protège.

Figure 41 shows a screen capture of the Protège BRONER plugin. The screen is divided into six sections. The first section permits the management of one of the required inputs for building the brief ontology. It allows the user to explore the hierarchy of the original ontology and select the main concepts, which will be the starting point of the algorithm.

The second section contains the list of concepts which has been selected by the user as a starting point for the algorithm. It also includes the button to start the building process for the new brief ontology.

Once the building process has finished, the third section displays the hierarchy for the brief ontology. The detailed information of this ontology can be displayed in a new window by clicking on the concept.

Moreover, if the plugin is working in a verbose mode, the last section contains text messages from the building process. These messages provide information about how the brief ontology was built. For instance, a new message is attached when a concept is added to the brief ontology or another message is displayed if the concept is rejected. Such rejection can occur when a concept expression contains a property which does not belong to the set of restrictive properties.

The fifth and sixth sections contain the lists of restrictive object and datatype properties. Each 'add' button opens a window that displays the hierarchies for the object and datatype properties, respectively. These properties can be explored and selected to be added to their respective list, as shown in Figure 41.

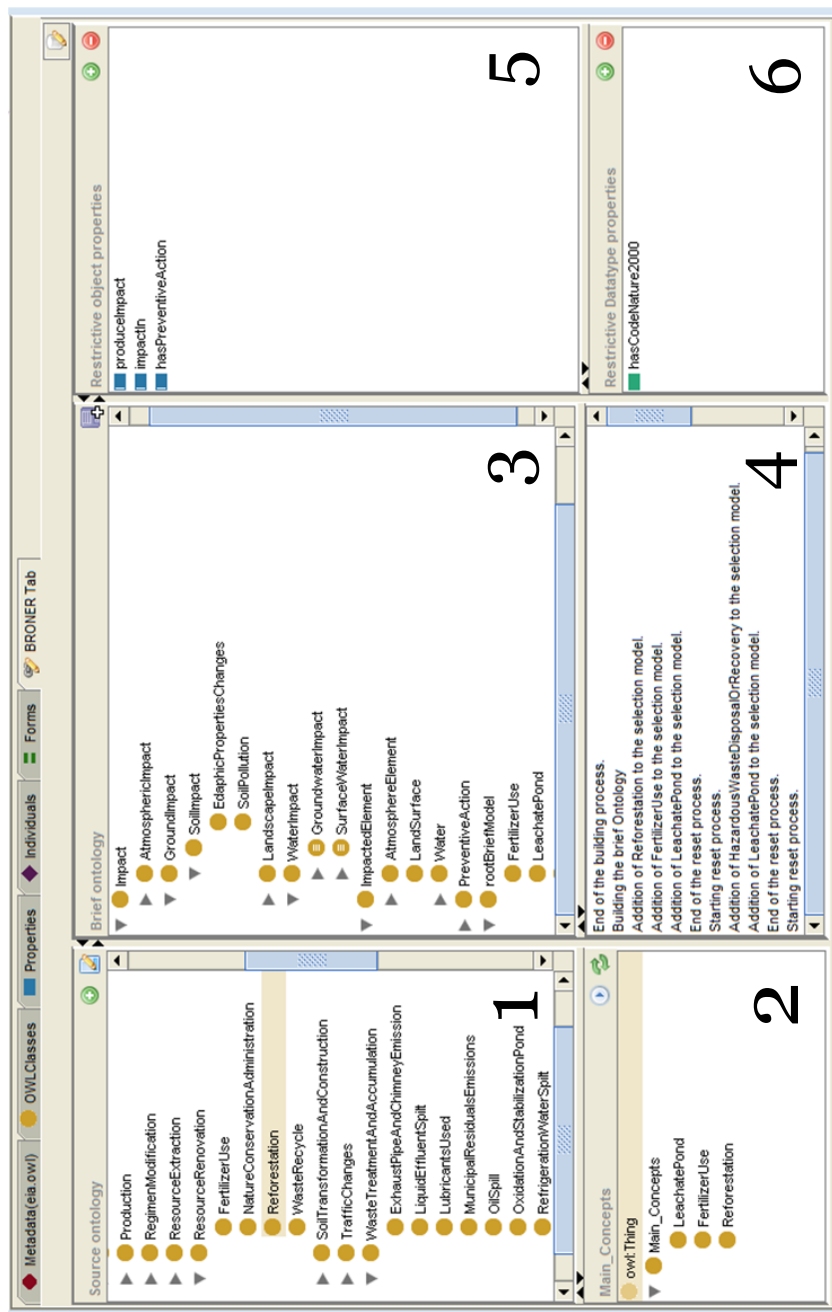


Figure 41: Brief ontology builder screen capture.

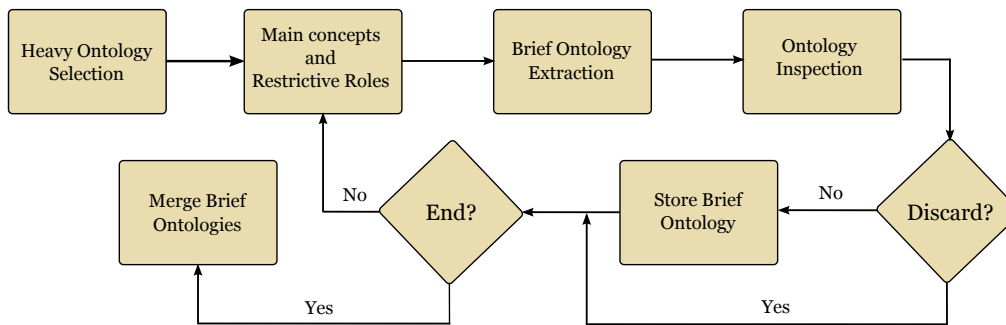


Figure 42: Incremental methodology for BRONER.

Furthermore, the user can switch to another ontology by filling in a form with a new URI (uniform resource identifier) from the main toolbar of the plugin.

Additional methodology

As previously mentioned, BRONER can be used to extract relevant knowledge from an ontology. However, the user may need to extract unconnected parts from the same ontology.

This problem is solved by a suitable selection of the main concepts before applying the algorithm to the ontology. Nevertheless, this is not feasible if the user wants to use a different set of properties to retrieve every part of the ontology.

One solution to this problem is to enhance the model by adding the possibility of assigning different sets of restrictive properties to the main concepts. Although this makes the algorithm more flexible, it also makes it more complicated and less intuitive. Nevertheless, the main problem with this type of solution is that it requires a less efficient algorithm along with a deeper comprehension of the ontology. This means that it would be more difficult to build the brief ontology on the first try.

A second possible solution is an iterative methodology that allows the easy extraction of different parts of the ontology, based on trial and error. Figure 42 shows the work flow for this approach. First of all, the user must select and open the ontology from where he wishes to extract the relevant

knowledge for his problem. Secondly, he must examine and select the main concepts and restrictive roles. BRONER needs this information so that it can begin to extract the relevant knowledge. The brief ontology is created in the third step.

After the creation of the brief ontology, the user can inspect it, and check whether it matches the expected outcome. Depending on whether or not the user is satisfied, he can either discard or save the brief ontology (steps 5 and 6). If the user wishes to generate another brief ontology, he can return to the second step and start a new iteration. Once there is no further need for iteration, all the brief ontologies stored are merged to produce a new one that contains the relevant parts of the original ontology. The matching and merging process is quite simple because all the brief ontologies are parts of the same general ontology.

6.3.6 Case study: Environmental Impact Assessment

This section describes a case study in the area of environmental impact assessment (EIA). It shows a real scenario where BRONER is used. A description of the problem is given as well as key points regarding the decisions that the user must take.

From a technical perspective, EIA is an analytical process that identifies cause-effect relationships. Furthermore, it also quantifies, assesses, and prevents the potential negative environmental impact of a project [98].

Methods for performing EIA include impact identification, affected environment description, impact prediction, impact assessment, etc. According to the precautionary, prevention, and correction principles defined by the European Union [160], the main target of EIA is to avoid failures, accidents, and environmental deterioration that can be produced by the difficult and costly repair of the environment [50].

Currently, EIA uses information technology (IT) techniques, such as geographic information systems (GIS) [18] and multi-criteria methods [29] to make it more effective. Other less frequent approaches use fuzzy systems [71, 74]. However, this case study is based on knowledge representation.

The EIA problem is frequently addressed by multi-disciplinary teams, and for this reason, very heterogeneous data are produced, which have to be integrated in some way. Ontologies are commonly used as a mechanism to integrate information from different sources because they provide shared knowledge.

An EIA ontology enables the analysis of domain knowledge, separation of domain knowledge from operational knowledge, explicitation of domain assumptions, reuse of domain knowledge, and sharing of structural information

The starting point for this example is the EIA ontology [90, 91], whose knowledge representation is suitable for the algorithm described in section 6.3.4. This ontology contains the relevant concepts in EIA, their relationships, and the concept expressions which allow concepts or individuals to be linked by relations other than the conventional IS-A operator.

Environmental Application

The EIA ontology contains a wide range of knowledge about environmental assessment, which is generally considered to be an advantage. In contrast, if the amount of knowledge is excessive or more than expected or reasonable, this is regarded as unfavorable.

In general, EIA methodology involves determining the variables and factors that have to be measured. In fact, there are many examples in the literature which propose methods for specific problems, such as construction, wastewater management, landfills, etc.

The BRONER API affords the possibility of developing EIA methodologies, depending on the human activity evaluated and the application avoids dealing with unnecessary information.

This case study starts from the assumption that the user needs to know the environmental indicators to assess a specific installation or human activity and the environmental factors affected by this activity in order to develop a methodology for its EIA.

Once the knowledge source has been selected (EIA ontology), the user must select the restrictive roles and main concepts because that is the way

the algorithm spreads. Moreover, this selection process is the mechanism used to define the relevant knowledge.

Figure 33 shows that actions are indirectly connected to indicators and environmental factors, respectively, by tracing a path. Impacting actions are defined by the impacts they produce. This is done by using the role *produceImpact*. The Impacts are defined by their indicators and sensitive environmental factors. The roles used for this purpose are *hasIndicatorAndMeasureUnit* and *impactIn*, respectively.

For this reason, all the concepts which are not on the path going to the indicators and the environmental factors from the actions are irrelevant knowledge for this tailor-made EIA methodology.

As a result, the system builds a specific ontology for the problem. Its contents are the actions selected by the user, the impacts of these actions, the sensitive environmental factors, and the environmental indicators.

Figure 43 depicts an example of a brief ontology for the activities, landfills and leachate ponds. Leachate is a highly contaminated liquid produced by decomposition in landfills. Most leachate is the result of runoff that infiltrates the landfill, and comes into contact with decomposing garbage. It can cause serious environmental pollution problems, and for this reason, it is stored and kept in impermeable ponds.

This ontology was generated by selecting the main concepts, *landfills* and *LeachatePond*. Such concepts are always subsumed by the concept *rootBriefModel* in the brief ontology, and this permits the user to know how the ontology was built.

As previously explained, the selection of *produceImpact*, *hasIndicatorAndMeasureUnit* and *impactIn* as restrictive roles and the initial selection of the main concepts produce a brief ontology with impacts for these activities, their indicators, and the possible environmental factors affected by these impacts. Figure 43 shows the relevant taxonomies for these concepts, although the indicators are not included because there are too many of them (forty indicators and measure units). It is worth mentioning that for this example no datatype property was included.

The brief ontology for landfills and leachate ponds does not contain the full taxonomy for the impacts, environmental factors, and indicators. It only



Figure 43: Brief ontology for EIA in landfills and leachate ponds.

contains the relevant ones for this particular EIA. Likewise, their concepts and individuals do not contain references to concepts or individuals which are not relevant.

As an example, the following is the definition of the concept *leachatePond* before the extraction of the brief ontology, according to the syntax shown in Table 52:

```

⊑ WasteManagement
⊃ hasPreventiveAction.AppropriateDikeSize
⊃ hasPreventiveAction.AppropriateCapacity
⊃ hasPreventiveAction.CompactingDike
⊃ produceImpact.LandscapeQualityChange
⊃ produceImpact.VisualImpact
⊃ produceImpact.SmellAccumulation
⊃ produceImpact.GroundwaterQualityChanges
⊃ produceImpact.SurfaceWaterQualityChanges
⊃ produceImpact.SurfaceWaterAffection
⊃ produceImpact.SoilPollution
⊃ usePollutantElement.Leachate
⊃ usePollutantElement.OrganicCompounds
⊃ usePollutantElement.HeavyMetal
⊃ usePollutantElement.SulphurCompounds

```

After the extraction of the brief ontology, the definition of this concept does not contain any reference to the object properties *hasPreventiveAction* and *usePollutantElement* since they were not included in the relevant object properties set. This results in the following definition:

```

⊑ rootBriefModel
⊃ produceImpact.LandscapeQualityChange
⊃ produceImpact.VisualImpact
⊃ produceImpact.SmellAccumulation
⊃ produceImpact.GroundwaterQualityChanges
⊃ produceImpact.SurfaceWaterQualityChanges
⊃ produceImpact.SurfaceWaterAffection

```

`∃ produceImpact.SoilPollution`

With regard to the restrictive roles, the selection of roles was encapsulated for this case study because the selected roles are always the same for this problem. For this reason, a specific user interface was developed where the selection of roles is hidden and thus not visible to the end user. Similarly, the knowledge source does not show the whole ontology, only the relevant part (impacting actions and industrial activities). The simplified user interface is called EIATab.

Because of these changes, the environmental expert does not need to study the ontology before using the application. He can just use it. The user only has to select the relevant human actions from the ones in the EIA ontology. Once he has selected the human actions, the system immediately builds a new ontology that is specific for the activity. Otherwise, the user would have to analyze how the knowledge is organized and study the domain and range of each property in order to select an appropriate set of roles and main concepts.

6.4 Environmental Risk Assessment

6.4.1 Introduction and Antecedents

Environmental risk assessment (ERA) is the process of evaluating how likely it is that the environmental factors will be impacted as a result of human activities. It is no longer an academic concept since it is mandatory for certain activities.

Legislation such as Ley 26/2007, de 23 Octubre de Responsabilidad Medioambiental [Law 26/2007 of 23 October on Environmental Liability] [13] in Spain establishes obligatory environmental risk assessment procedures, based on the "polluter pays" principle [10]. In fact, the previously mentioned law is the transposition into national law of a European Directive 2004/35/EC which encourages covering the potential insolvency of operators using insurance [10].

However, such laws do not explain how to estimate environmental risk and its economic consequences. For this reason, insurance companies require mechanisms to perform ERA in order to establish costs and terms of insurance. One of the first approaches to ERA was the Standard UNE 150008 which proposes a model for the identification, analysis, and assessment of environmental risks.

The lack of tools and the complexity of the problem when different types of human activities are involved are the main motivation for this work. This paper proposes a new approach that is capable of dealing with a wide range of activities and the complexity of the environment. For this purpose, various computational techniques are used, namely:

- i Fuzzy sets to manage imprecise and heterogeneous data or information [171].

- ii A computing word paradigm [171] to hide the complex background from the user. It also offers the possibility of providing and requesting data which are closer to natural language and to the way a human being thinks, instead of only giving information in numerical form.
- iii Knowledge representation techniques involving the use of ontologies as a knowledge base that provides a terminology as well as access to the relations [91].
- iv Reasoning mechanisms to retrieve implicit knowledge from the knowledge base [149].

Fuzzy numbers together with linguistic labels are a suitable option that provides a common framework for both quantitative and qualitative information. They are easily understood by the users; they allow the combination of information with different levels of detail; and they manage imprecise data, subjective information, and uncertainty all at the same time. For example, they are used in project management decisions [118] and a wide range of environment-related problems including decision making [45, 71, 106, 125]. Although the tool described in this article uses fuzzy numbers and linguistic labels to make calculations and represent data, this paper focuses on the nature of the tool as in a knowledge based system which uses ontologies to build methodologies adapted to the specific circumstances of the human activity under evaluation. In other words, it is context-based.

Knowledge management is especially relevant in application domains where sifting through all the information would take too much time or simply because interesting facts cannot be easily separated from irrelevant data [75]. Therefore, reasoning processes in conjunction with an effective knowledge representation provide a mechanism capable of retrieving relevant knowledge, depending on the user context.

A wide range of knowledge-based environmental tools and models have been developed in recent years. For instance, OntoWEDSS [43] is a decision-support system for wastewater management which extends rule-based reasoning and case-based reasoning by means of a domain ontology to model the treatment process. It results in more flexible management capabilities

and an improvement of the communication between different elements of the system. The main objective of the SEEK project is the development of an infrastructure to support the overall processing of ecological and biodiversity data. It uses the Extensive Observation Ontology framework [120], and is able to capture the process of ecological field observation and measurement. It thus facilitates logic-based reasoning and makes data discovery, summarization and integration processes possible.

Other knowledge-based approaches are aimed at obtaining a decision support system for air pollution control [133], a decision support system using bio-monitoring and a bio-indicator ontology [23], a simulation of the behavior of human experts regarding water quality [44], and the SOLERES project [134] which deals with the automatic generation of ecological maps from satellite images using a knowledge representation model of environmental information. In these examples, ontologies are used to improve and enrich the capabilities of the tools and their attributes.

Nonetheless, the ontologies usually include much more knowledge than is really required by the tools, and this makes them less efficient. For this reason, certain approaches such as the summarization of ontologies have a positive effect on the final applications. One example is an approach to the extraction of brief ontologies as described in [92].

As an initial approach, we present a method for ERA in a specific scenario (landfills) according to the Spanish Standard UNE 150008 and following the EVIAVE methodology for EIA [175] which uses fuzzy techniques and a computing word paradigm for data representation and calculations. Environmental risk is calculated by analyzing and establishing significant variables to assess the environmental value of each environmental factor and to assess its probability of affection (risk index).

The second step consists of generalizing the ERA methodology to a knowledge-based system which uses the underlying generic EIA ontology [91]. This type of generalization to a KB system permits the construction of methods, depending on the human activity involved. For this purpose, the concept of brief ontology and the process of obtaining such ontologies from a generic ontology [92] are implemented.

The third step describes how brief ontologies are used to create a context-based methodology for ERA.

6.4.2 A methodology based on UNE 150008

In [159], environmental risk assessment is defined as the process of specifying criteria for the identification, analysis, and evaluation of the environmental risks of a company without taking into consideration its size and activity. It also includes the manual identification of current environmental consequences as a result of the past actions of a company.

Standard UNE 150008 establishes a generic methodology for ERA which is based on two stages involving the identification of potential risks and the estimation of the environmental risk, as described below:

- i Identification of potential risks. The environmental risks of an activity are directly related to the characteristics of its surroundings and to the actions, processes, and substances that intervene in the activity, considering short, middle and long term effects, which can be either direct or indirect. In this stage, the following elements are considered: sources of risk (risks and the events that start the incident), environmental factors which may suffer impacts, preventive or mitigating actions for the incidents, and environmental factors that may negatively affect the installation.
- ii Estimate of the environmental risk by calculating an index based on the frequency or probability of each incident and its scenarios, the value of the environmental factors, and the effects on them.

The risk index is composed of three sub-indexes: (i) the nature index (which includes abiotic or biotic elements and elements such as landscape); (ii) the human index (which includes elements related to population and public health); (iii) the socioeconomic index (which includes economic activities, infrastructures, and cultural or historic heritage).

Each index is calculated by multiplying frequency or probability by an estimate of the consequences in each environment. These consequences are calculated with the variables of quantity, dangerousness, size, and importance of the environmental factor (environmental quality, affected population, or value of the social and economic heritage).

ERIAVE

ERIAVE is a methodology for environmental risk assessment in landfills based on the UNE 150008, the EVIAVE methodology [175] and the word computing paradigm [74].

Both methods estimate the average risk index aggregating the indexes for the nature, human and socioeconomic environments. In both cases the indexes are calculated by multiplying the probability of affection (Pa) by the estimation of the consequences (Va) (see Figure 44).

In the UNE 150008, Pa is calculated by making tables of the data related to the different scenarios where an incident can occur in order to obtain its probability or frequency. In contrast, in ERIAVE the Pa is calculated by using indicators whose presence or absence means the increase or decrease of the probability of incidents.

Within the context of this standard, the estimation of the consequences is calculated with the following expression which is explained in [159].

quantity + 2 x dangerousness + size + importance of the environmental factor

ERIAVE obtains the estimation of the consequences calculating the environmental value of every factor instead of using the previous expression. Hence, we must notice the difference between environmental factors and landfill variables.

Figure 44 shows a graphical representation of the index calculation for the environmental factors. The blue nodes correspond to *environmental descriptors*; the brown ones to *probability of affection* (these values are also calculated with landfill variables, but they do not appear in the figure); the blank nodes whose children are environmental descriptors, correspond to the *environmental value* of the environmental factors; and the rest of the blank nodes are *risk indexes* for the set of environmental factors.

Environmental factors

Environmental factors are considered to be the elements that may suffer the impacts of an activity, in this case, a landfill. According to UNE 150008 and

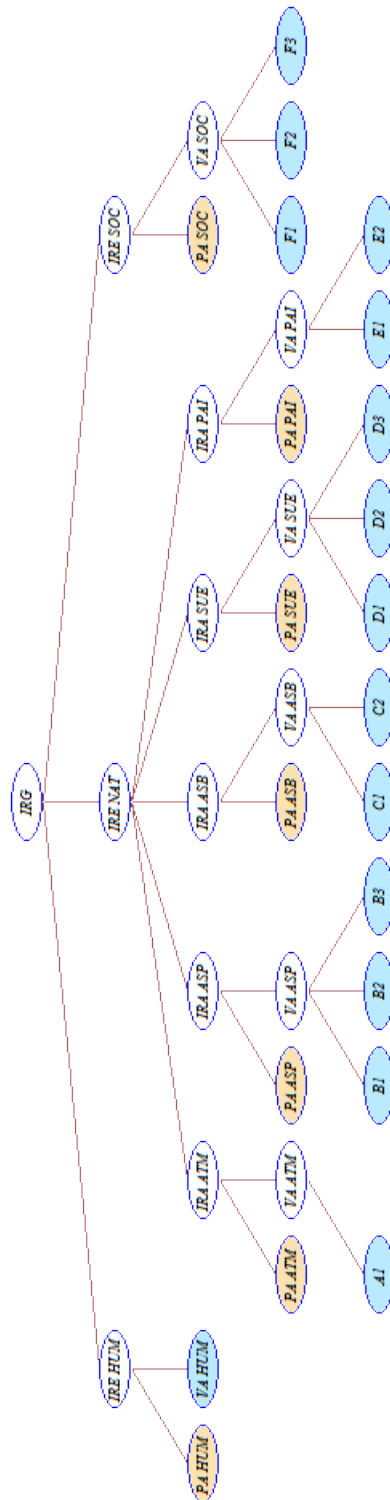


Figure 44: Tree-based structure of the methodology

after identifying the risks, the environmental factors considered are human (HUM), nature (NAT) and socioeconomic (SOC) environments. Moreover, the Nature environment is also divided into groundwater (ASB), surface water (ASP), soil (SUE), atmosphere (ATM), and landscape (PAI). The acronyms correspond to the names of the nodes in Figure 44.

Landfill variables

Environmental variables have been used many times in different environmental assessment processes, but this requires stating their importance. These variables may be objective and based on facts such as precipitation or the distance from civilian populations; or they may depend on human perception, such as erosion or visibility.

This method maintains the concept of landfill variable. As stated in [93], a landfill variable is composed of landfill characteristics, selected on the basis of their sensitivity to biochemical and physical processes which directly or indirectly affect the parameters or environmental factors considered.

Its study permits the quantification of the risk or probability of an impact caused by the landfill. Therefore, a set of landfill variables must be selected and the environmental factors affected by them must be specified (Table 53 shows the relations between landfill variables and environmental factors).

Environmental descriptors

The environmental descriptors make it possible to obtain the environmental value of each factor. These are also environmental characteristics that may be affected by a human activity [87]. The environmental descriptors give information beyond the data because they are measurements of the observable parts of one or more phenomena.

On the one hand, a *simple descriptor* is a non-elaborated datum that represents an observable fact. Simple descriptors are divided into objective descriptors and subjective or qualitative descriptors. Objective descriptors are quantifiable or may be generalized, whereas the other descriptors are estimated based on subjective perceptions of the reality that are rarely quantifiable. However, at the same time they are necessary to provide an in-depth

Table 53: Relational matrix of landfill variables and environmental factors.

Variable	Environmental factors						
	Nature Environment					Human Env.	Socioec. Env.
	ASP	ASB	ATM	SUE	PAI		
Settlement of body of waste	X	X	X	X		X	
Daily coverage	X	X	X	X		X	
Final coverage	X	X	X	X		X	
Compaction	X	X	X	X		X	
Gasses control		X	X	X		X	
Leach control	X	X		X		X	
Distance to infrastructure						X	X
Distance to bodies of surface water	X						
Distance to populated areas						X	X
Landfill age	X	X	X	X		X	
Erosion				X			
Maintenance state of internal pathways	X		X	X		X	
Landfill area					X		
Faults		X					
Impermeabilization of the dumping point	X	X		X			
Morphology	X						
Rainfall	X	X	X	X		X	
Point located in floodable area	X	X		X			
Seismic risk	X	X	X	X		X	
Security						X	
Surface drainage system	X	X					
Slopes	X	X	X	X		X	
Population	X	X	X	X		X	
Type of waste	X	X	X	X		X	
Wind	X	X	X			X	
Visibility					X		
Vulnerability of groundwater		X					
Total	18	18	13	16	2	17	2

Table 54: Environmental descriptors for each environmental factor

Environmental factors	Environmental descriptors
Atmosphere	Air Quality (A1)
Surface water	Type of water body (B1)
	Water uses (B2)
	Water quality (B3)
Groundwater	Water uses (C1)
	Water quality (C2)
Soil	Soil uses (D1)
	Type of vegetation (D2)
	Vegetation cover (D3)
Landscape	Landscape quality (E1)
	Fragility (E2)
Socioeconomic Environment	Type of infrastructure (F1)
	Tourism (F2)
	Architectonic heritage (F3)

knowledge of the reality. On the other hand, *synthetic descriptors* are dimensionless quantities derived from the combination of several simple indicators by means of a weighted and hierarchical process.

Environmental value

According to Standard UNE 150008, we need to measure the damage or the consequences, and ERIAVE makes an approximation by calculating the environmental value based on the proportional relationship between both. The environmental value (V_a) is an index that assesses the relationship between the environmental and socio-political characteristics and the landfill emissions. The only characteristics considered are those that may be affected by the presence of the landfill in the surrounding area [37].

In order to control the range of values for the risk indexes (normalization), the environmental value ranges between 1 and 5. It is calculated by assigning different importance values to environmental and socioeconomic characteristics. Each environmental factor has at least one descriptor associated with it, as shown in Table 54, and its environmental value is calculated by aggregating the descriptor values. It should be highlighted that the human

environmental factor does not have any descriptor because it always has the maximum value due to its importance in this methodology.

Probability of affection

The standard UNE suggests estimating the probability of affection from historical data. In contrast, ERIAVE calculates this probability on the basis of landfill variables which are related to the damage produced by the activity [136]. This approach has the advantage of providing a way to analyze the causes of risk and study the necessary set of measures to avoid and prevent that situation from occurring. This is possible because all the variables have a justification that is directly related to the processes and emissions of the landfill.

The probability of affection (Pa) is defined by Expression 6.1 and its values range from 0 to 1. The letter n represents the number of landfill variables that affect each environmental factor: j refers to each landfill variable; IRC_j is the pollution risk index for each variable; and $IRC_{minimum}$ and $IRC_{maximum}$ are the minimum and maximum values in the different pollutant risk indexes for the selected environmental factor.

$$Pa_i = \frac{\sum_{j=1}^n IRC_j - \sum_{j=1}^n IRC_{jminimum}}{\sum_{j=1}^n IRC_{jmaximum} - \sum_{j=1}^n IRC_{jminimum}} \quad (6.1)$$

The pollution risk index (IRC) for a variable (j) is defined by Expression 6.2. The classification of variables (C_j) depends on the state or condition of the landfill. Its weight depends on whether the variable is directly or indirectly involved in the impacts on an environmental factor. If the variable is directly involved then the weight takes its maximum value [12, 93].

$$IRC_j = C_j \times P_j \quad (6.2)$$

Environmental risk index

The global environmental risk index (IRG) is calculated with the expression 6.3 and involves the aggregation of the risk indexes for the human, nature and socioeconomic environments (IRE_i). Each index is multiplied by a weight (a_i) because different environments may have a different level of importance, depending on the activity evaluated.

$$IRG = \sum_{i=1}^{i=3} a_i \times IRE_i \quad (6.3)$$

Depending on the complexity of the model and the number of environmental factors used in each environment, the risk index may be directly calculated with expression 6.4 or by adding a new layer with more risk indexes (expression 6.5).

The IRA represents the affection risk index for environmental factors (expression 6.4). According to UNE 150008, it is obtained by multiplying the probability of occurrence or frequency and measures the seriousness of the consequences. In terms of the previous expressions, it is obtained by multiplying the probability of affection (Pa) and the environmental value (Va).

$$IRA = Pa_i \times Va_i \quad (6.4)$$

A higher number of environmental risks provides a more detailed analysis of the environmental factors that suffer the damage. For this reason, the nature environment risk index is calculated by aggregating the indexes for certain environmental factors i.e. surface water, groundwater, soil, atmosphere, and landscape (expression 6.5). In contrast, the risk indexes for the human and socioeconomic environment are calculated with expression 6.4.

$$IRE_j = \sum_{i=1}^{i=n} b_i \times IRA_i \quad (6.5)$$

6.4.3 Generic application for ERA

As described in previous sections, the UNE 150008 presents a environmental risk assessment methodology for any type of activity. ERIAVE is a specialization of this methodology and EVIAVE. For this reason, the next step consists of generalizing this methodology for landfills with a view to obtaining a new methodology applicable to any type of pollutant activity. As a result, this section presents a tool based on advanced techniques of information technology to solve this problem. Its architecture, knowledge model and methods used have been specifically designed to extract the knowledge of interest.

Architecture and development

This solution does not need the highest bandwidth, large amounts of space in data storage or a high rate of transactions because there is no need to manage great quantities data. However, it requires the accurate representation and effective management of the knowledge because the model includes a large number of entities which are closely linked with transitive, symmetric, and inverse relations.

Ontologies are a suitable solution for the model because they are designed to represent knowledge. Their simultaneous use with reasoners enhances their capabilities, and allows the extraction of inferred knowledge [15].

Figure 45 shows the architecture and the data flow of the tool. In the first place, all the required knowledge is represented and stored in the EA ontology (environmental assessment ontology) which is described in section 6.3. Secondly, BRONER [92] is a tool that allows using this ontology to retrieve only the piece of knowledge which is relevant for the evaluated activities. As a result, BRONER produces brief ontologies that summarize the EA ontology according to the activity assessment requirements (see section 6.3). It uses pellet [149] and other APIs in order to process the ontology and infer new knowledge.

Figure 45 shows the architecture and the data flow of the tool. All the required knowledge is represented and stored in the EA ontology (environmental assessment ontology) which is described in section 6.2. BRONER [92] is

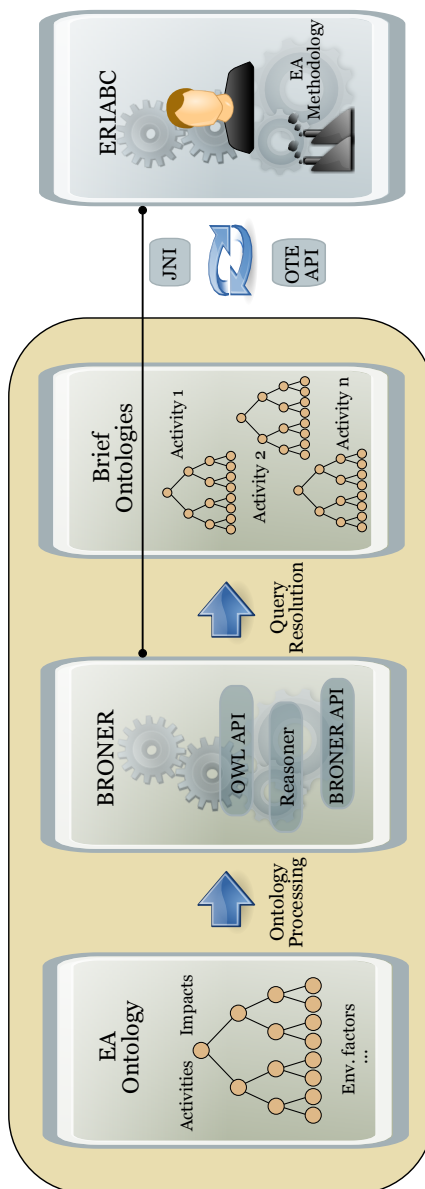


Figure 45: System overview and architecture.

a tool that uses this ontology to retrieve only the portion of knowledge which is relevant for the activities under evaluation. As a result, BRONER produces brief ontologies that summarize the EA ontology, depending on the activity assessment requirements (see section 6.3). It uses pellet [149] and other APIs in order to process the ontology and infer new knowledge.

On the other hand, ERIAVE is the tool employed by the user to carry out the environmental assessment. As previously mentioned, although it implements a tree-based methodology for landfills, it also permits the construction of dynamically tree-based methodologies based on the knowledge represented in the EA ontology.

The EA ontology includes environmental information for a large quantity of human actions or activities, and for this reason, the user needs a brief ontology to dynamically create the methodology in the ERIAVE. At this point, the user has two options:

- i If he already has a brief ontology suitable for the context, he may import the brief ontology to ERIAVE and create the methodology *ad hoc*.
- ii If the user does not have a suitable brief ontology, he should build a new one from the EA ontology.

A brief ontology can be built with the BRONER UI, which allows to the user to explore the EA ontology, select the appropriate context for his needs, and automatically create a tailor-made brief ontology. Finally, this brief ontology will be used to build the new tree-based methodology in ERIAVE.

Regarding computer languages, the EA ontology and the brief ontologies are written in OWL (Web Ontology Language), BRONER is implemented with the Java programming language, whereas ERIAVE is implemented with C++. For this reason, the system needs to establish mechanisms for communication and interoperability between the different elements (integration).

BRONER processes and manages the ontologies using an OWL Java API, namely, Jena⁶ API to be precise [123]. Moreover, the interaction between BRONER and ERIAVE requires JNI (Java Native Interface), which is generally used to incorporate native code written in other languages like C or

⁶Jena: A semantic web toolkit, <http://openjena.org>

C++ into java language programming. However, this architecture uses JNI in totally different way, allowing C++ code (ERIAVE) to call Java methods (BRONER). For this reason, this interaction requires the initialization of the JVM (Java Virtual Machine) and an intermediate API to build the tree-based methodology for ERIAVE from the brief ontology. This API is named OTE API (Ontology To ERIAVE) and retrieves the environmental indicators used for the selected activity and its relations with the environmental factors by processing the brief ontology and inferring that knowledge with a reasoner. The final outcome is a methodology for environmental risk of a set of human actions or an activity implemented according to the ERIAVE specification.

6.4.4 Building context-based methodologies

As described in section 6.4.3, the process of building methodologies depending on the kind of activity requires the integration of three different technologies: The first one is the ontology itself, which is the knowledge base (see section 6.2). The second one is the mechanism to extract brief ontologies from a generic ontology, in this case, applied to the EA ontology (see section 6.3). The third one is ERIABC, the tool that uses the brief ontologies to create new tree-based methodologies which makes the environmental assessment possible. Although ERIABC was introduced in section 6.4.2, the creation of such tree-based methodologies is described in this section.

Building tree-based methodologies in ERIABC requires the use of brief ontologies. For this reason, two situations must be considered, depending on whether there is a brief ontology.

Firstly, if there is not any brief ontology based on the impacting actions that match the evaluated activity, the user must build one with the BRONER assistant. This is a user interface integrated in ERIABC which allows the user to build brief ontologies by loading the EA ontology, selecting the concepts that describe the evaluated activity, and selecting the properties used in the traversal algorithm. The user might include the properties shown in Figure ??, but he should at least include the properties which relate impacting actions and activities to impacts (*actionHasImpact*, *activityHasImpact*), impacts

1. Build Methodology
 - 1.1 Process brief ontology
 - 1.1.1 Create processEIAOnto
 - 1.1.2 Load ontology model
 - 1.1.3 For each Environmental factor
 - 1.1.4 Query the list of indicators
 - 1.2 Get lists of indicators
 - 1.3 Create strategy

Figure 46: Tree-based methodology construction process.

to environmental factors (*impactIn*), and impacts to indicators and measurement units (*hasIndicator&MeasureUnit*).

This selection of concepts and properties guarantees that the resulting brief ontology will contain the knowledge required to build a tree-based methodology although other improvements would require the inclusion of other parts of the ontology using different properties. For example, the suggestion of preventive actions for the evaluated activity would require the inclusion of the connections between impacting actions and preventive actions (using the property *actionHasPreventiveAction*).

Secondly, whether the brief ontology is built with BRONER assistant as if it already had been created in previous usages or whether it is borrowed from another source, the brief ontology must be imported to ERIABC in order to create the tree-based methodology.

Figure 46 shows the process of building the methodology from the imported ontology. However, these steps are an abstraction that hides the communication between the different APIs described in section 6.4.3. Some tasks are independently carried out in the ERIABC module, the BRONER module and the OTE API. In contrast, others are ordered by the ERIABC module, but performed by the OTE API. The following paragraphs describe how the processing is organized.

Obviously, the starting point is in the ERIABC module when the user creates a new project (methodology) from a brief ontology (step 1). This step is composed of three sub-steps: (i) processing of the brief ontology; (ii) obtaining all lists of indicators; (iii) creation of the strategy.

The processing of the brief ontology (step 1.1) is initiated in the ERIABC module but is performed by the OTE API. The same is true for all the sub-steps (1.1.1 to 1.1.4) that comprise step 1.1. First of all, it is responsible for creating an instance of `processEIAOnto` (step 1.1.1) which is the interface for interacting with ERIABC (all the operations of the OTE API are called through this object). In step 1.1.2 the brief ontology is loaded in a Jena OWL model which is usable by a reasoner because the taxonomy of the brief ontology has to be classified in order to make explicit the inferred knowledge. The reasoner is then used to retrieve all the environmental indicators of each environmental factor (steps 1.1.3 and 1.1.4).

Once the processing of the brief ontology is finished, the lists of indicators are in the OTE API, and they must be brought to the ERIABC module. This task is performed in step 1.2.

Finally the creation of the strategy to calculate the risk index (step 1.3) is accomplished when ERIABC has all the information that it needs to build the tree-based methodology for the environmental risk assessment. It is noteworthy that ERIABC only retrieves the set of indicators for each environmental factor because these are the variables required to estimate the probability of affection (see section 6.4.2). This is because the probability of affection is directly related to the evaluated activity and for this reason, the set of indicators is different depending on the activity. By contrast, the environmental value (see section 6.4.2) is always based on the same variables because it is considered independent of the activity. Furthermore, the risk index of each environmental factor is estimated with its probability of affection and its environmental value, and these indexes are aggregated to produce a global risk index.

Finally, the user interacts with a tree-based structure, and accordingly, the indexes take values as soon as the user gives values to the environmental descriptors and indicators. These values may be numerical values, intervals, fuzzy numbers or linguistic values which are internally represented with fuzzy numbers. In fact, ERIABC allows the user to switch between different views of the tree-based structure. Depending on the view, the nodes only show their name, numerical value or linguistic representation. All nodes have

a linguistic representation associated i.e. the nodes which represent the environmental indicators, probabilities of affection, environmental values and environmental indexes use five labels (very low, low, medium, high, and very high).

Figure 44 shows the first view of the tree-based methodology (only names of the nodes) which allows the easy analysis of the methodology without taking into account the values of the environmental assessment. Even though it hides the lower levels of the structure, the user may visualize the parts of the tree that are hidden by selecting each leaf node.

Similarly to other ontologies used to describe, synthesize, and represent ecological observational data [34, 120], our ontology may also be used in this way due to fact that each variable of all the ERIABC methodologies matches a concept in the ontology, and this implies a semantic annotation of ecological data.

6.5 Conclusions

Knowledge-based systems are more easily developed using ontologies because they allow dealing and representing data and formal knowledge. This type of representation is more interesting whether the number of conceptual entities and the number of relationships are large. Another reason is the necessity of reasoning tasks and inference. This is the case of the EIA for different human activities.

For this reason, an ontology has been used to represent the EIA model, to support environmental impact assessment and to develop the environmental risk assessment system.

This chapter summarizes the contributions, including the conclusions and the unsolved problems for future work.

Conclusions

Firstly, a proposal of ontology for the environmental impact assessment is presented in order to use more sophisticated techniques in knowledge representation due to the large amount of variables and the complexity of the different processes involved in EIA.

The ontology is built using Protégè and it contains a collection of the most important concept related to the EIA. The taxonomy is form by Is-A relationships (parent-child) but properties and logic operators allow formal definitions of concepts.

The main concepts in the ontology are human activities with high potential of pollution and other human actions, environmental impacts, the indicators used in the measurement of impacts, the characteristics that qualify the

impacts, the pollutant elements whose presence means the pollution of soil, water or the atmosphere, the environmental factors that may be affected by the impacts, and the mitigating or preventive actions to reduce or prevent the effects of human actions.

The resulting ontology can be used in two different ways. The first one consists in using the ontology directly like a reference for developers of EIA methodologies. The user has access to structured information that includes natural language definitions.

The ontology is built beyond the requirements of any system or application in order to be used in this way. It is built taking into consideration the specific literature for EIA and environmental sciences and without automatic procedures in order to ensure that every concept, group of concepts or property is described and justified in the documentation.

Using the ontology in this way is the reason to develop a web application (<http://arai.ugr.es/eiadifusa>) that allows surfing and consulting the ontology without installing any application for editing ontologies. This application allows to send contributions, suggestions or comments for any concept or the ontology in general in order to achieve a higher level of evaluation.

The second usage is using the ontology to manage the knowledge in an expert system for EIA. This ontology is used to represent and manage the knowledge of two applications (both are cited in this document).

The first one is an application of knowledge mobilization that implements the CDS (Context, domain and relevance) model. It uses the EIA ontology to facilitate data collection tasks of an auditor. The second one is the case developed in this document, it allows the ERA for any activity through the use of brief ontologies.

It also introduces a formal definition of brief ontologies, a procedure and a tool to build them (BRONER). This application is developed as a plugin for Protégè and it allows building brief ontologies easily.

The brief ontologies are pseudo-copies of the heavy ontology where only some concepts and properties are included. A concept definition may be added without change at all or it may suffer pruning if some of the concepts of the definition are not going to be added to the brief ontology. For the

same reason, the domain and range of the properties may be generalized. There are defined four heuristics to decide how to generalize the domains and ranges, resulting in different levels of generalization.

The procedure to extract brief ontologies is designed as a traversal algorithm because it explores the ontology starting from a set of concepts and it browses through the properties in definitions or the allowed connections. It also decides which part of the explored ontology is added to the brief ontology at every step.

This procedure allows the extraction of the relevant part of the ontology in terms of concepts and individuals, and considering the pruning of concepts definitions. For this reason, it creates an ontology with the relevant knowledge for the given case, self-contained and it can be used independently of the heavy ontology.

BRONER is successfully applied in EIA to create ontologies for a specific human activity. For this reason, a version of the plugin for EIA is developed where only the selection of the IPPC activities or human actions is needed to build a brief ontology.

With regard to the ERA, a methodology and a tool for the ERA in landfills are introduced to estimate a risk index for every environmental factor (human being, atmosphere, superficial water, groundwater, soil, landscape and the socio-economic factor). These indexes are based on the estimation of the pollutant probability and the environmental value of every factor. The environmental value is calculated using environmental descriptors whereas the pollutant probability uses variables that describe the landfill situation.

The ERA in landfills is proposed as a tree-based methodology where leaf nodes are the inputs. The input values are propagated down-up through the tree. Every middle node applies an operation to its children until the root node where the global risk index is represented. This type of representation allows studying how the inputs affect to each middle node in the tree.

The generalization of this methodology is presented as a tool for the ERA of any human activity using the same tree structure. It was impossible to find a valid set of variables for any activity. For this reason, some of the input variables depend on the activity and others are evaluated independently.

The similarities between EIA and ERA make possible using the EIA ontology to develop ERA methodologies. The relationships that the ontology has defined between environmental factors, impacts, indicators and human activities are essential to this application. However, the EIA ontology contains information for a wide variety of activities.

ERIABC implements almost the same tree-methodology than ERIAVE. However, the context dependent part is the set of variables to calculate the pollutant probability. This information is obtained from the EIA ontology but it requires the application of mechanisms to retrieve only the portion that is relevant the assessed activity.

The relevant knowledge for a given context is obtained using brief ontologies. In particular, the brief ontologies of ERIABC contains impacts, indicators and environmental factors.

Therefore, ERIABC allows the ERA for any human activity as far as the brief ontology have the set of variables (indicators) to measure the pollutant probability.

To conclude, ERIABC uses technologies such as fuzzy numbers, linguistic labels, ontologies and reasoning tasks. The combination of these makes possible to support the different stages of the EIA, the ERA and the improvement of the procedures regardless the activity.

Future work

Some problems remain unsolved after the development of this work. These problems will be studied in the near future and they are briefly introduced.

The first future work to consider is continuously improving the ontology. Even though it is not described in this document, the EIA ontology has recently include the model for floods as a action whose risk is the result of the interaction with human activities. This is the result of the collaboration with the Wessex Institute of Technology during a recent doctoral stay.

It also aims to develop a specific tool for the matching of different brief ontologies that are obtained from the same heavy ontology in order to form more complete definitions and domains or ranges of object properties more specific.

The development of metrics to measure the degree of abstraction, generalization and the similarity between brief concepts and concepts from the heavy ontology would allow the comparative analysis and the optimization of the results.

It is also taken into consideration using heuristics during the building of the brief ontologies. For example, limiting the number of concepts that can be added to the brief ontology using the same property or removing branches in the taxonomy where the nodes never have more than one child.

The fuzzyfication of the ontology and the procedure to build brief ontologies are also considered.

Regarding the context-based tool (ERIABC), its development for mobile devices would allow the knowledge mobilization in the ERA.

Finally, the collaboration with economists or insurances companies would allow developing a system to estimate the risk index and its economic evaluation.

Publications

The objectives introduced in this document have been partially published. Papers related to the text of this document are listed below:

- J. Garrido and I. Requena. Proposal of ontology for environmental impact assessment. An application with knowledge mobilization. *Expert System with Applications*, 38(3):2462–2472, March 2011.
- J. Garrido and I. Requena. Towards summarizing knowledge: Brief ontologies. *Expert System with Applications*, In Press, September 2011.
- J. Garrido and I. Requena. Context-based Environmental Risk Assessment. Submitted to *Environmental Modelling & Software*, 2011.
- J. Garrido, I. Requena and S. Mambretti. Semantic model for flood management. Submitted to *Journal of Hydroinformatics*, 2011.
- J. Garrido e I. Requena. Gestión de Conocimiento Aplicado a Evaluación de Impacto Ambiental mediante Ontologías (In Spanish). *Revista Interdisciplinar de Ciencias Ambientales: Ambientalia*, vol. 1, p. 129-140, 2010.

- J. Garrido and I. Requena. Knowledge representation in environmental impact assessment - a case of study with high level requirements in validation. In Proceedings - international Conference on Knowledge Engineering and Ontology Development, KEOD, pages 412–415, 2009.
- J. Garrido e I. Requena. Técnicas de gestión de conocimiento aplicadas a la evaluación de impacto ambiental (In Spanish). IV Congreso Andaluz de Desarrollo Sostenible Medio rural y Sostenibilidad. p. 72. 2009
- J. Garrido, J. Gómez-Romero, M. Delgado, and I. Requena. Knowledge mobilization to support environmental impact assessment a model and an application. In KEOD 2010 - Proceedings of the International Conference on Knowledge Engineering and Ontology Development, pages 193–199, 2010.
- J. Garrido, I. Requena and S. Mambretti. Building brief ontologies. A case study for flood management. Accepted in KEOD 2011.
- J. Garrido and I. Requena. An Ontology for Environmental Impact Assessment and a tool for Environmental Risk Assessment. New Trends On Intelligent Systems and Soft Computing. pages 57-68, 2009.

Bibliografía

- [1] EPA, Environmental Agency, 1999. guidance on monitoring of landfill leachate, groundwater and surface water, london. uk. 1999.
- [2] Ley de aguas nacionales, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 1 de diciembre de 1992.
- [3] Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild birds (OJ L 103, 25.4.1979, p. 1–18), 1979.
- [4] Council Directive 85/337/EEC of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (OJ L 175, 5.7.1985, p. 40–48), 1985.
- [5] Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el reglamento de la administración pública del agua y de la planificación hidrológica, en desarrollo de los títulos II y III de la ley de aguas (BOE num. 209, de 31 de agosto de 1988), 1988.
- [6] Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206, 22.7.1992, p. 7–50), 1992.
- [7] Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (OJ L 327, 22.12.2000, p. 1–73), 2000.
- [8] Decision 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending directive 2000/60/EC (OJ L 331, 15.12.2001, p. 1–5), 2001.

- [9] *Handbook on Ontologies*, chapter Ontology Evaluation. Springer-Verlag, 2003.
- [10] Directive 2004/35/EC of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage (OJ L 143, 30.4.2004, p. 56–75), 2004.
- [11] Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. (BOE num. 149, de 23 de junio de 2005), 2005.
- [12] *Evaluación de Impacto Ambiental*, 2006. <http://arai.ugr.es/eadifusa>.
- [13] Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental(BOE num. 255, de 24 de octubre de 2007), 2007.
- [14] Gangemi A., Catenacci C., Ciaramita M., and Lehmann J. Ontology evaluation: A review of methods and an integrated model for the quality diagnostic task. Technical report, 2005. Technical Report, available at <http://www.loa-cnr.it/Publications.html>.
- [15] D. Allemang and J. Hendler. *Semantic web for the working ontologist. Effective modeling in RDFS and OWL*. Morgan Kaufmann, 2008.
- [16] L. Aller, L. Carter, and Drastic. A standardized system for evaluation ground water pollution potential using hydrogeologic setting. EOPA 600/2-87-0035. US. Environmental protection Agency. Okla. 1987.
- [17] J. Allsopp. *Microformats: Empowering Your Markup for Web 2*. friendsofED, 2007.
- [18] P. Antunes, R. Santos, and L. Jordao. The application of geographical information systems to determine environmental impact significance. *Environmental Impact Assessment Review*, 21(6):511–535, 2001.
- [19] F. Baader, D. Calvanese, D. McGuinness, D. Nardi, and P.F. Patel-Schneider. *The Description Logic Handbook: Theory, Implementation and Applications*. Cambridge University Press, 2003.

- [20] S. Baja, D.M. Chapman, and D. Dragovich. A conceptual model for defining and assessing land management units using a fuzzy modeling approach in gis environment. *Environmental Management*, 29(5):647–661, May 2002.
- [21] D. Baretino, J. Loredó, and F. Pendás, editors. *Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones*. Geological and mining Institute of Spain, 2005.
- [22] Hois J. Ross R. Tenbrink T. Bateman, J.A. A linguistic ontology of space for natural language processing. *Artificial Intelligence*, 174(14):1027–1071, 2010.
- [23] F. A. Batzias and C. G. Siontorou. A knowledge-based approach to environmental biomonitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 123(1-3):167–197, 2006.
- [24] C. Bizer and A. Seaborne. D2rq - treating non-rdf databases as virtual rdf graphs (poster). In *The Semantic Web-ISWC*, 2004.
- [25] M. Block. *Identifying Environmental Aspects and Impacts*. ASQ Quality Press, March 2000.
- [26] F. Bobillo, M. Delgado, and J. Gómez. A crisp representation for fuzzy *SHOIN* with fuzzy nominals and general concept inclusions. In Paulo C. G. da Costa, Kathryn B. Laskey, Kenneth J. Laskey, Francis Fung, and Michael Pool, editors, *Proceedings of the 2nd ISWC Workshop on Uncertainty Reasoning for the Semantic Web (URSW 2006)*, volume 218. CEUR Workshop Proceedings, November 2006.
- [27] F. Bobillo, M. Delgado, and J. Gómez. Optimizing the crisp representation of the fuzzy description logic *SROIQ*. In *Proceedings of the 3rd ISWC Workshop on Uncertainty Reasoning for the Semantic Web (URSW 2007)*. CEUR Workshop Proceedings, November 2007.
- [28] F. Bobillo and U. Straccia. FuzzyDL: An expressive fuzzy Description Logic reasoner. In *IEEE International Conference on Fuzzy Systems*, pages 923–930, 2008.

- [29] I. Boufateh, A. Perwuelz, B. Rabenasolo, and A.M. Jolly-Desodt. Multiple criteria decision making for environmental impacts optimization. *Computers and Industrial Engineering*, pages 606–611, 2009.
- [30] Iliev Boyko, M. Lindquist, L. Robertsson, and Wide. A fuzzy technique for food- and water quality assessment with an electronic tongue. *Fuzzy Sets and Systems*, 157(9):1143–1144, May 2006.
- [31] A.K. Braimoh, P.L. Vlek, and A. Stein. Land evaluation for maize based on fuzzy set and interpolation. *Environmental Management*, 33(2):226–238, February 2004.
- [32] S. Bratus, A. Rumshisky, R. Magar, and P. Thompson. Using domain knowledge for ontology-guided entity extraction from noisy, unstructured text data. In *ACM International Conference Proceeding Series*, pages 101–106, July 2009.
- [33] C. Brewster and K. O’Hara. Knowledge representation with ontologies: the present and future. *IEEE Intelligent Systems*, 19(1):72–81, 2004.
- [34] Virginia Brilhante. An ontology for quantities in ecology. *Lecture Notes in Computer Science*, 3171:144–153, 2004.
- [35] J. Broekstra, A. Kampman, and F. Harmelen. Sesame: A generic architecture for storing and querying rdf and rdf schema. In *The Semantic Web-ISWC*, volume 2342, pages 54–68, 2002.
- [36] J. J. Buckley and E. Eslami. *An Introduction to Fuzzy Logic and Fuzzy Sets. Advances in Intelligent and Soft Computing*. Physica-Verlag, Geidelberg, 2002.
- [37] F. Calvo, B. Moreno, M. Zamorano, and Szanto M. Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. *Waste Management*, 25:768–779, 2005.
- [38] F. Calvo, B. Moreno, M. Zamorano, and A. Ramos. Implementation of a new environmental impact assessment for municipal waste landfills as tool for planning and decision-making process. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11(1):98–115, 2007.

- [39] Fernando Calvo Reduejo. *Metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y reinserción al medio*. PhD thesis, Universidad de Granada, 2003.
- [40] J. R. Campaña. *Representación y tratamiento semántico de información imprecisa en bases de datos*. PhD thesis, Granada University, Julio 2011.
- [41] L. Canter. *Environmental Impact Assessment*. McGraw-Hill, September 1995.
- [42] L. Canter and B. Sadler. A tool kit for effective EIA practice: review of methods and perspectives on their application. a Supplementary Report of the International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment. Technical report, USA: Environmental Ground Water Institute University of Oklahoma, Institute of Environmental Assessment, UK, International Association for Impact Assessment, June 1997.
- [43] L. Ceccaroni, U. Cortés, and M. Sánchez-Marréb. OntoWEDSS: augmenting environmental decision-support systems with ontologies. *Environmental Modelling and Software*, 19(9):785–797, 2004.
- [44] Kwok-Wing Chau. An ontology-based knowledge management system for flow and water quality modeling. *Advances in Engineering Software*, 38(3):172–181, 2007.
- [45] Vivien Y.C. Chen, Hui-Pang Lien, Chui-Hua Liu, James J.H. Liou, Gwo-Hshiung Tzeng, and Lung-Shih Yang. Fuzzy mcdm approach for selecting the best environment-watershed plan. *Applied Soft Computing*, 11(1):265 – 275, 2011.
- [46] M. Civita, A. Chiappone, and M. Falco. Preparazione della carta di vulnerabilità per la rilocalizzazione di un impianto pozzi dell'aquedotto di torino. Conv. Naz. "Protezione e Gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Vol. 2: 461-462. Marano su Parnaro. 1990.

- [47] Robert Colomb. Formal versus Material Ontologies for Information Systems Interoperation in the Semantic Web. *Computer Journal*, 49:4–19, January 2006.
- [48] F. Colomer. *Análisis y sistematización de la seguridad medioambiental de los vertederos controlados de residuos urbanos y asimilables. Aplicación a las balsas de lixiviados*. PhD thesis, Valencia University, 2007.
- [49] J. Conesa and A. Olivé. A method for pruning ontologies in the development of conceptual schemas of information systems. pages 64–90, 2006.
- [50] V. Conesa. *Guía Metodológica para Evaluación de Impacto Ambiental*. Mundi-Prensa, 2000.
- [51] E. Custodio. Consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuíferos a la polución. II Seminario Hispano-Argentino sobre temas actuales de hidrogeología subterránea. Serie correlación geológica 11:99-122. san Miguel de Tucumán. 1995.
- [52] W. Daelemans and M.L. Reinberger. Shallow text understanding for ontology content evaluation. *IEEE Intelligent Systems*, pages 1541–1672, 2004.
- [53] S. Dahiya, B. Singh, V.K. Gaur, S. Garg, and H.S. Kushwaha. Analysis of groundwater quality using fuzzy synthetic evaluation. *Hazardous Materials*, 147(3):938–946, August 2007.
- [54] D. De Roure, N. R. Jennings, and N. R. Shadbolt. The semantic grid: Past, present, and future. *Proceedings of the IEEE*, 93(3):669–680, 2005.
- [55] M. Delgado, O.G. Duarte, and I. Requena. Evaluation of Investment Alternatives using financial and non-financial information. In *EURO-FUSE'04*, Poland, September 2004.
- [56] M. Delgado, O.G. Duarte, and I. Requena. A fuzzy methodology for the environmental impact evaluation of garbage dumps. In *Eleventh*

- International Fuzzy Systems Association World Congress (IFSA'05)*, July 2005.
- [57] M. Delgado, R. Pérez-Pérez, and I. Requena. Knowledge mobilization through re-addressable ontologies. In *EUSFLAT Conf.*, pages 154–158, 2005.
- [58] A.K. Dey and G.D. Abowd. Towards a better understanding of context and context-awareness. In *Proceedings of the Workshop on the What, Who, Where, When, and How of Context-Awareness (CHI 2000)*, The Hague, Netherlands, 2000.
- [59] L. Ding, T. Finin, A. Joshi, R. Pan, R. S. Cost, Y. Peng, P. Reddivari, V. Doshi, and J. Sachs. Swoogle: A search and metadata engine for the semantic web. In *International Conference on Information and Knowledge Management, Proceedings*, pages 652–659, 2004. <http://swoogle.umbc.edu>.
- [60] Directiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 27 de junio de 2001 relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente (DO L 197 de 21.7.2001, p. 30/37)., 2001.
- [61] Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006 , relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, 2006.
- [62] Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control (OJ L 24, 29.1.2008, p. 8–29)., 2008.
- [63] Directiva 75/440/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros (DO L 194 de 25.7.1975, p. 26/31), 1975.

- [64] Directiva 76/160/CEE del Consejo, de 8 de diciembre de 1975, relativa a la calidad de las aguas de baño (DO L 31 de 5.2.1976, p. 1/7), 1976.
- [65] Council Directive 96/61/EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention and control (OJ L 257, 10.10.1996, p. 26–40), 1992.
- [66] N. Doerfliger and Zwahlen F. Epik: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In Gunay and Jondhon (Ed.) Int. Symp. On Karst Waters and environm. Impacts. Antalya, Turkey. 1997.
- [67] J. Dokulil and J. Katreniaková. Rdf visualization - thinking big. In *Proceedings - International Workshop on Database and Expert Systems Applications, DEXA*, pages 459–463, 2009.
- [68] O.G. Duarte. *Utilización de Técnicas Difusas en la Evaluación de Impacto Ambiental*. PhD thesis, Granada University, May 2000.
- [69] O.G. Duarte, M. Delgado, and I. Requena. Algorithms to extend crisp functions and their inverse functions to fuzzy numbers. In *Proc. EUS-FLAT99*, pages 120–125, September 1999.
- [70] O.G. Duarte, M. Delgado, and I. Requena. Application of the extension of crips functions to fuzzy numbers in the Environmental Impact Analisis. In *Proc. IPMU2000*, pages 134–140, July 2000.
- [71] O.G. Duarte, I. Requena, and Y. Rosario. Fuzzy Techniques For Environmental-Impact Assessment In The Mineral Deposit Of Punta Gorda (Moa, Cuba). *Environmental Technology*, 28:659–669, 2007.
- [72] Ignacio Duarte Velasco, Oscar Germánand Requena, Montserrat Zamorano, and E. Garrido. Environmental diagnosis of municipal waste landfill using intelligent system. In *SECOTOX Conference and Int. Conf. Environment Engineering, Planning and Economics*, volume 3, pages 1639–1644, July 2007.

- [73] Oscar Germán Duarte Velasco, Miguel Delgado, and Ignacio Requena. Algorithms to extend crisp functions and their inverse functions to fuzzy numbers. *International Journal of Intelligent Systems*, 18(8):855–876, 2003.
- [74] Oscar Germán Duarte Velasco, Miguel Delgado, and Ignacio Requena. An arithmetic approach for the computing with words paradigm. *International Journal of Intelligent Systems*, 21(2):121–142, February 2006.
- [75] Martin J. Eppler and Jeanne Mengis. The Concept of Information Overload: A Review of Literature from Organization Science, Accounting, Marketing, MIS, and Related Disciplines. *The Information Society*, 20(5):325–344, 2004.
- [76] European Comisión DG environment. *Interpretation Manual of European Union Habitats.*, 2003.
- [77] Dieter Fensel. *Ontologies: A Silver Bullet for Knowledge Management and Electronic Commerce*. Oxford University Press, 2004.
- [78] Dieter Fensel, Frank Van Harmelen, Deborah McGuinness, Peter Patel-Schneider, and Ian Horrocks. Oil: An ontology infrastructure for the semantic web. *IEEE Intelligent Systems and Their Applications*, 16:38–45, March 2001.
- [79] M. Fernández, A. Gómez, J. Pazos, and A. Pazos. Ontology of tasks and methods. *IEEE Intelligent Systems and Their Applications*, 14(1):37–46, January/February 1999.
- [80] Ricardo Fernández García. El medio ambiente en la constitución europea. *Residuos*, (85):114–118, September 2005.
- [81] S. Foster and R. Hirata. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. una metodología basada en datos existentes. CEPIS: 1-81. Lima. 1991.

- [82] R. Fu and Z. Xin. Research on electronic commerce kms based on agent and ontology. In *Proceedings - 1st International Workshop on Knowledge Discovery and Data Mining, WKDD*, pages 190–195, 2008.
- [83] A. Gangemi, C. Catenacci, M. Ciaramita, and J. Lehmann. Modelling ontology evaluation and validation. *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, 4011 LNCS:140–154, 2006.
- [84] A. Garcia-Crespo, B. Ruiz-Mezcua, J. L. Lopez-Cuadrado, and I. Gonzalez-Carrasco. Semantic model for knowledge representation in e-business. *Knowledge-Based Systems*, 24(2):282–296, 2011.
- [85] A. Garg, G. Achari, and RC. Joshi. A model to estimate the methane generation rate constant in sanitary landfills using fuzzy synthetic evaluation. *Waste Manag Res.*, 24(4):363–375, August 2006.
- [86] A. Garmendia, A. Salvador, C. Crespo, and L. Garmendia. *Evaluación de Impacto Ambiental*. Pearson Educación, 2005.
- [87] E. Garrido, B. Moreno, A.F. Ramos, and M. Zamorano. Methodology of environmental diagnosis for construction and demolition waste landfills: a tool for planning and making decisions. *Environmental Technology*, 26:1231–1242, 2005.
- [88] J. Garrido, J. Gómez-Romero, M. Delgado, and I. Requena. Knowledge mobilization to support environmental impact assessment a model and an application. In *KEOD 2010 - Proceedings of the International Conference on Knowledge Engineering and Ontology Development*, pages 193–199, 2010.
- [89] J. Garrido, M. A. Martos, and F. Berzal. Model-driven development using standard tools. In *Proceedings of the 9th international conference on enterprise information systems (ICEIS 2007)*, pages 100 – 103, 2007.
- [90] J. Garrido and I. Requena. Knowledge representation in environmental impact assessment - a case of study with high level requirements

- in validation. In *Proceedings - international Conference on Knowledge Engineering and Ontology Development, KEOD*, pages 412–415, 2009.
- [91] J. Garrido and I. Requena. Proposal of ontology for environmental impact assessment. an application with knowledge mobilization. *Expert System with Applications*, 38(3):2462–2472, March 2011.
- [92] J. Garrido and I. Requena. Towards summarizing knowledge: Brief ontologies. *Expert System with Applications, In Press*, September 2011.
- [93] M.E. Garrido. *Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos, adaptación para su informatización utilizando técnicas difusas y su aplicación en vertederos de andalucía*. PhD thesis, Granada University, 2008.
- [94] GCMD ontology, Semantic Web for Earth and Environmental Terminology. <http://sweet.jpl.nasa.gov/ontology>.
- [95] A. Gómez-Pérez. Towards a framework to verify knowledge sharing technology. *Expert Systems with Applications*, 11(4 SPEC. ISS.):519–529, 1996.
- [96] A. Gómez and V.R. Benjamins. Overview of Knowledge Sharing and Reuse Components: Ontologies and Problem-Solving Methods. In *proc. of the Netherlands/Belgium Conference on Artificial Intelligence (BNAIC)*, page 242, 1999.
- [97] A. Gómez, M. Fernández, and O. Corcho. *Ontological Engineering, with examples from the areas of knowledge management, e-commerce and the semantic web*. Springer-Verlag London Ltd, 2004.
- [98] D. Gómez. *Evaluación de impacto ambiental: un instrumento preventivo para la gestión ambiental*. Mundi-Prensa, 2003.
- [99] S. Goyal and R. Westenthaler. Rdf gravity (rdf graph visualization tool), 2009. <http://semweb.salzburgresearch.at/apps/rdf-gravity>.
- [100] T. Gruber. Towards Principles for the Design of Ontologies Used for Knowledge Sharing. In N. Guarino and R. Poli, editors, *Formal On-*

- tology in Conceptual Analysis and Knowledge Representation*, Deventer, The Netherlands, 1993. Kluwer Academic Publishers.
- [101] H. Gu, Y. Perl, J. Geller, M. Halper, and M. Singh. A methodology for partitioning a vocabulary hierarchy into trees. *Artificial Intelligence in Medicine*, 15(1):77–98, 1999.
- [102] N. Guarino. Understanding, building and using ontologies. *International Journal of Human Computer Studies*, 46:293–310, February 1997.
- [103] Jeff Heflin and James A. Hendler. Dynamic Ontologies on the Web. In *AAAI/IAAI*, pages 443–449, 2000.
- [104] I. Horrocks and P. Patel-Schneider. Reducing owl entailment to description logic satisfiability. *Web Semantics*, 1(4):345–357, 2004.
- [105] Ian Horrocks, Peter Patel-Schneider, and Frank van Harmelen. From SHIQ and RDF to OWL: the making of a Web Ontology Language. *Web Semantics*, 1:7–26, December 2003.
- [106] JarosLaw Jasiewicz. A new grass gis fuzzy inference system for massive data analysis. *Computers & Geosciences*, In Press, Corrected Proof:–, 2010.
- [107] Peter Karp, Vinay Chaudhri, and Jerome Thomere. Xol: An XML-Based Ontology Exchange Language. Technical Report 559, AI Center, SRI International, 333 Ravenswood Ave., Menlo Park, CA 94025, July 1999. <http://www.ai.sri.com/pkarp/xol/xol.html>.
- [108] Peter G. Keen and Ron Mackintosh. *The freedom economy*. McGraw-Hill Professional, 2001.
- [109] J.W. Kim, J.C. Caralt, and J.K. Hilliard. Pruning bio-ontologies. In *Proceedings of the Annual Hawaii International Conference on System Sciences*, 2007.
- [110] J. Kingston. Multi-perspective modeling: a framework for knowledge representation and knowledge management. Technical Report 45, Joseph Bell Centre, School of Law, University of Edinburgh, January 2006.

- [111] J. Kingston. Multi-perspective ontologies: Resolving common ontology development problems. *Expert Systems with Applications*, 34:541–550, January 2008.
- [112] G. Klir and B. Yuan. *Fuzzy Sets and Fuzzy Logic*. Prentice Hall, New Jersey, 1995.
- [113] P. Lambrix, L. Strömbäck, and H. Tan. *Information integration in bioinformatics with ontologies and standards*, volume 5500 LNCS of *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*. 2009.
- [114] L. Leopold, F. Clarke, B. Hanshaw, and J. A. Basley. Procedure for Evaluating Environmental Impact. Technical report, Washington: circular 645, Geological Survey, United States Department of the Interior, 1971.
- [115] Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación, 2002.
- [116] Ley 9/2006, de 28 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente (BOE num. 102, de 29 de abril de 2006)., 2006.
- [117] Ley andaluza 7/2007 de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental (BOE núm. 190, de 9 de agosto de 2007, 2007.
- [118] Tien-Fu Liang. Applying fuzzy goal programming to project management decisions with multiple goals in uncertain environments. *Expert Systems with Applications*, 37(12):8499 – 8507, 2010.
- [119] A. Lozano-Tello and A. Gómez-Pérez. Ontometric: A method to choose the appropriate ontology. *Journal. of Database Management. Special Issue on Ontological analysis, Evaluation, and Engineering of Business Systems Analysis Methods.*, 2(15):1–18, 2004.
- [120] J. Madin, S. Bowers, M. Schildhauer, S. Krivov, D. Pennington, and F. Villa. An ontology for describing and synthesizing ecological observation data. *Ecological Informatics*, 2(3):279–296, 2007.

- [121] A. Maedche and S. Staab. Semi-automatic engineering of ontologies from text. In *In Proceedings of the 12th International Conference on Software and Knowledge Engineering*, pages 231–239, 2000.
- [122] J.M. Martín. *Modelos Multicriterio Difusos: Aplicaciones*. PhD thesis, Granada University, June 2003.
- [123] B. McBride. Jena: A semantic web toolkit. *IEEE Internet Computing*, 6(6):55–58, 2002.
- [124] Deborah McGuinness, Richard Fikes, James Hendler, and Lynn Stein. Daml+oil: An ontology language for the semantic web. *IEEE Distributed Systems Online*, 3:72–80, 2002.
- [125] C. Mi, Z. Zhang, S. Li, J. Yang, D. Zhu, and Y. Yang. Assessment of environment lodging stress for maize using fuzzy synthetic evaluation. *Mathematical and Computer Modelling*, In Press, Accepted Manuscript:–, 2010.
- [126] R. Miles and K. Hamilton. *Learning UML 2.0*. O’Reilly Media, 2006.
- [127] R. Möller. Building a commercial owl reasoner with lisp. In *ILC ’07: Proceedings of the 2007 International Lisp Conference*, pages 1–1, New York, NY, USA, 2007. ACM.
- [128] N. Noy. Evaluation by ontology consumers. *IEEE Intelligent Systems*, pages 1541–1672, 2004.
- [129] N. F. Noy, Decker S. Sintek, M., M. Crubézy, R. W. Fergerson, and M. A. Musen. Creating semantic web contents with protégé-2000. *IEEE Intelligent Systems and Their Applications*, 16(2):60–71, 2001.
- [130] N.F. Noy. Semantic integration: a survey of ontology-based approaches. *SIGMOD Rec.*, 33(4):65–70, December 2004.
- [131] N.F. Noy and M.A. Musen. Traversing ontologies to extract views. *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, 5445 LNCS:245–260, 2009.

- [132] D. Oberle, A. Eberhart, S. Staab, and R. Volz. Developing and managing software components in an ontology-based application server. *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, 3231:459–477, 2004.
- [133] M. Oprea. A case study of knowledge modelling in an air pollution control decision support system. *AI Communications*, 18(4):293–303, 2005.
- [134] N. Padilla, L. Iribarne, J. A. Asensio, F. J. Muñoz, and R. Ayala. Modelling an Environmental Knowledge-Representation System. In *WSKS '08: Proceedings of the 1st world summit on The Knowledge Society*, pages 70–78, Berlin, Heidelberg, 2008. Springer-Verlag.
- [135] J. Pak and L. Zhou. A framework for ontology evaluation. *Lecture Notes in Business Information Processing*, 52 LNBIP:10–18, 2010.
- [136] A. Paolini, A. Ramos, and M. Zamorano. Environmental diagnosis and planning actions for municipal waste landfills in estado lara (venezuela). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(3):752–771, 2008.
- [137] J. Pathak, T.M. Johnson, and C.G. Chute. Survey of modular ontology techniques and their applications in the biomedical domain. *Integrated Computer-Aided Engineering*, 16(3):225–242, 2009.
- [138] Mikko Perttunen, Jukka Riekkö, and Ora Lassila. Context Representation and Reasoning in Pervasive Computing: a Review. *International Journal of Multimedia and Ubiquitous Engineering*, 4(4):1–28, 2009.
- [139] B.J. Peterson, W.A. Andersen, and J. Engel. Knowledge bus: Generating application-focused databases from large ontology acquisition from a corporate intranet. In *Proc. Fifth Workshop Knowledge Representation Meets Databases (KRDB-98)*, 1998.
- [140] B.J. Peterson, W.A. Andersen, and J. Engel. Knowledge bus: Generating application-focused databases from large ontology acquisition

- from a corporate intranet. In *Proc. Fifth Workshop Knowledge Representation Meets Databases (KRDB-98)*, 1998.
- [141] Real Decreto 1131/1988, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación del Impacto Ambiental (BOE núm. 239, de 5 de octubre de 1988), 1988.
- [142] 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 (BOE núm. 23, de 26 de enero de 2008), 2008.
- [143] Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental (BOE de 30 de junio de 1986, nº 155/1986)., 1986.
- [144] Z. Ruoman and Z. Chuan. An ontology-based knowledge management approach for e-learning system. In *Proceedings - International Conference on Management and Service Science, MASS 2009*, 2009.
- [145] G. M. Sacco. Dynamic taxonomies: A model for large information bases. *IEEE Trans. on Knowl. and Data Eng.*, 12:468–479, May 2000.
- [146] G. Schreiber, B. Wielinga, and W. Jansweiger. The KACTUS view on the O word. In *IJCAI Workshop on Basic Ontological Issues in Knowledge Sharing*, 1995.
- [147] M. Seoanez. *Ingeniería medioambiental aplicada: casos prácticos*. Mundi Prensa, 1997.
- [148] Lydia Silva. Representacion de ontologias en la web semantica. Instituto de Informatica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.
- [149] E. Sirin, B. Parsia, B.C. Grau, A. Kalyanpur, and Y. Katz. Pellet: A practical owl-dl reasoner. *Web Semantics*, 5(2):51–53, 2007.
- [150] K. Smith. *Environmental Hazards, Assessing risk and reducing disaster*. Routledge, 2002.

- [151] P. Spyns. Evalexon: Assessing triples mined from texts. Technical report, 2005. Technical Report 09, STAR Lab, Brussel.
- [152] S. Staab and R. Studer, editors. *Handbook on Ontologies (International Handbooks on Information Systems)*. Springer, August 2009.
- [153] Stanford University. *Protégè*. <http://protege.stanford.edu>.
- [154] H. Stuckenschmidt and A. Schlicht. Structure-based partitioning of large ontologies. *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, 5445 LNCS:187–210, 2009.
- [155] W. Swartout, R. Patil, T. Russ, and K. Knight. Toward distributed use of large-scale ontologies. In *Spring Symposium Series on Ontological Engineering*, pages 33–44, Stanford, 1997. AAAI Press.
- [156] D. Tümer, M. A. Shah, and Y. Bitirim. An empirical evaluation on semantic search performance of keyword-based and semantic search engines: Google, yahoo, msn and hakia. In *Proceedings - 2009 4th International Conference on Internet Monitoring and Protection, ICIMP 2009*, pages 51–55, 2009.
- [157] J. Toro, I. Requena, and M. Zamorano. Environmental impact assessment in colombia: Critical analysis and proposals for improvement. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(4):247–261, 2010.
- [158] UNE 14001. Environmental management system. requirements for its use, 2004.
- [159] UNE 150008. Environmental risk analysis and evaluation, 2000.
- [160] European Union. Treaty of Amsterdam amending the treaty on european union, the treaties establishing the european communities and certain related acts (OJ c 340, 10.11.1997, p. 93), 1997.
- [161] M. Uschold. Building ontologies: Towards a unified methodology. *Expert Systems*, 96, 1996.

- [162] M. Uschold and M. Grüninger. Ontologies: principles, methods, and applications. *Knowledge Engineering Review*, 11(2):93–155, 1996.
- [163] J. Vrba and Zaporozec. A guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH. Vol. 16: 1-131. Verlag Heinz IESE. Hannover. 1994.
- [164] W3C. *Gleaning Resource Descriptions from Dialects of Languages (GRDDL)*. <http://www.w3.org/TR/2007/REC-grddl-20070911/>.
- [165] W3C. *Web Ontology Language*. <http://www.w3.org/2004/OWL>.
- [166] W3C. *OWL 2 Web Ontology Language Document Overview*, 2009. <http://www.w3.org/TR/owl2-overview/>.
- [167] W3C. *OWL 2 Web Ontology Language New Features and Rationale*, 2009. <http://www.w3.org/TR/2009/REC-owl2-new-features-20091027>.
- [168] J. Warmer and A. Kleppe. *Learning UML 2.0*. Addison-Wesley Professional, 2003.
- [169] B. Y. Xu, H. M. Cai, and C. Xie. An ontology approach for manufacturing enterprise data warehouses development. In *Global Conference on Digital Design and Manufacturing Technology*, volume 215 of *Advanced Materials Research*, pages 77–82, 2011.
- [170] H. Yao, A.M. Orme, and L. Etzkorn. Cohesion metrics for ontology design and application. *Journal of Computer Science*, 1(1):107–113, 2005.
- [171] L.A. Zadeh. Fuzzy sets. *Information and Control*, 8:338–353, 1965.
- [172] L.A. Zadeh. The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning-i. *Information Sciences*, 3(8):199–249, 1975.
- [173] L.A. Zadeh. The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning-ii. *Information Sciences*, 4(8):301–357, 1975.
- [174] L.A. Zadeh. The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning-iii. *Information Sciences*, 1(9):43–80, 1975.

-
- [175] M. Zamorano, E. Garrido, B. Moreno, A. Paolini, and A. Ramos. Description of the methodology EVIAVE for environmental diagnosis of municipal waste landfills. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 1(3):1–14, 2006.
- [176] M. Zamorano, A. Paolini, A. Ramos, and M.L. Rodríguez. Adapting eviave methodology as a planning and decision-making tool in venezuela. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2-3):993–1006, 2009.
- [177] Evgeny Zolin. Complexity of reasoning in description logics, 2011. <http://www.cs.man.ac.uk/~ezolin/dl/>.