



**Universitat Autònoma de Barcelona**

# **Análisis de ciclo de vida de sistemas de tratamiento de aguas residuales: influencia de los materiales utilizados**

Juan Antonio Vega Rodríguez

Memoria del Proyecto Final de Carrera

Ingeniera de Materiales

Directores:

Dra. Roberta Pacciani  
Dra. Lourdes Vega

Tutor:

Prof. Javier Rodríguez-Viejo

En colaboración con MATGAS 2000 AIE

Bellaterra, noviembre 2010

# **Agradecimientos**

La metodología de Análisis de Ciclo de Vida implica conocer con detalle la propia metodología y el sistema al que se aplica, en este caso a una planta de tratamiento de aguas residuales.

Todo proyecto empieza con una ardua tarea de documentación, de dudas que se solventan a medida que se estudia toda la información disponible y con la ayuda de las personas que dirigen el proyecto.

Gracias al personal que trabaja en MATGAS 2000 AIE por su ayuda y por la oportunidad que nos dan a los estudiantes de ing. de materiales de la U.A.B. de realizar nuestro proyecto final de carrera sobre temas interesantes y actuales relacionados con la ciencia.

Gracias por tener un momento para recibirnos y orientarnos.

Por eso muestro mi total agradecimiento a los directores del proyecto la Dra. Roberta Pacciani y a la Dra. Lourdes Vega y al tutor del proyecto el Prof. Javier Rodríguez Viejo.

GRACIAS

# Tabla de contenido

Agradecimientos.....	ii
Tabla de contenido .....	iii
Listado de figuras .....	vi
Listado de tablas .....	vii
Glosario.....	ix
Resumen .....	1
1. Introducción .....	3
2. El Análisis de Ciclo de Vida .....	5
2.1. Introducción .....	5
2.2. Metodología .....	6
2.2.1. Definición del objetivo y alcance del ACV.....	7
2.2.2. Análisis de inventario .....	8
2.2.3. Análisis del impacto ambiental.....	8
2.2.4. Interpretación .....	23
2.2.5. Software de ACV .....	24
3. El tratamiento de aguas residuales en una EDAR.....	25
3.1. Tratamientos de aguas residuales en Catalunya.....	25
3.2. La depuradora de aguas residuales de Manresa.....	26
4. El tratamiento del agua .....	27
4.1. Pretratamiento .....	27
4.2. Decantación primaria.....	29
4.3. Tratamiento biológico.....	30
4.4. Sedimentación secundaria.....	32
4.5. Vertido al río Cardener.....	33
4.6. Proceso de fangos activos.....	33
4.6.1. El tratamiento de los fangos.....	34
4.6.2. El Tratamiento del Biogás.....	37
5. Materiales y equipos para la generación de energía en una EDAR.....	40
5.1. Introducción .....	40
5.2. Las pilas de combustible.....	42

5.2.1. Pilas de Combustible PEM (PEMFC) .....	45
5.2.2. Pilas de Combustible de Óxidos Sólidos (SOFC) .....	47
5.2.3. Ventajas e inconvenientes del uso de pilas de combustible.....	48
5.3. Celdas electrolíticas microbianas (MEC).....	50
6. Análisis de ciclo de vida de una EDAR .....	53
6.1. Definición del objetivo y alcance del ACV.....	53
6.1.1. La unidad funcional .....	53
6.1.2. Límites de sistema .....	55
6.2. Inventario (ICV o LCI, por sus siglas en inglés).....	57
6.3. Evaluación del impacto .....	64
6.4. Resultados del ACV .....	65
6.4.1. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje de la planta en estudio .....	65
6.4.2. Análisis del ciclo de vida de la planta en estudio con escenario de tratamiento de residuos, U.F. h.e./año:.....	68
6.4.3. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje de la planta en estudio, U.F. h.e./año comparada con otras EDARs. .....	69
6.5. Análisis de sensibilidad de alternativas al motor de cogeneración para la generación de electricidad y calor a partir del biogás.....	71
6.5.1. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y comparativa del motor de cogeneración con la pila de biogás SOFC con turbina de gas y Fuel Cell PEM .....	74
6.6. Análisis de sensibilidad: producción de biogás mediante dispositivo MEC vs producción de biogás en el digestor de lodos. ....	75
6.6.1. Biogás mediante la Microbial cell fuel (MEC).....	76
6.6.2. Producción de biogás con el digestor de lodos.....	76
7. Conclusiones del estudio. ....	78
8. Referencias.....	81
Anexo .....	84
A.1. Elección de la unidad funcional adecuada.....	84
A.2. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje de la planta en estudio, U.F. h.e./año versus U.F. 100 m <sup>3</sup> de agua tratada al día.....	84
A.3. Análisis del ciclo de vida de la planta en estudio con escenario de tratamiento de residuos, U.F. h.e./año versus U.F. 100m <sup>3</sup> de agua tratada al día.....	85
A.4. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y uso de la pila de biocombustibles PEM fuel cell.....	87
A.5. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y uso de la pila de biocombustibles SOFC con turbina de gas.....	88
A.6. Combustión del Biogás obtenido en un dispositivo MEC y el biogás obtenido en el digestor de lodos de una EDAR.....	89

A.7. Las instalaciones en imágenes .....	94
--	----

# Listado de figuras

Figura 2.2 Elementos obligatorios y opcionales del AICV [1-7].....	8
Figura 2.3 Esquema de la clasificación y caracterización en la fase AICV para la categoría acidificación [3].....	9
Figura 2.4 Esquema de las relaciones entre intervenciones ambientales, impactos de efectos intermedios (mid-points), impactos de efectos finales (end-points) y áreas de Protección [3].	10
Figura 4.1 Plano general de las instalaciones de la EDAR de Manresa. ....	27
Figura 4.2 Colector y arqueta de entrada .....	27
Figura 4.3 Rejas y tamices.....	28
Figura 4.4 Desarenador-desgrasador.....	28
Figura 4.5 Decantador primario. ....	30
Figura 4.6 Reactor biológico.....	30
Figura 4.7 Decantador secundario. ....	32
Figura 4.8 Tratamiento secundario con aireación prolongada.....	32
Figura 4.9 Tratamiento secundario biodenipho. ....	33
Figura 4.10 Tratamiento secundario aeróbico-anóxico.....	33
Figura 4.11 Salida al río.....	33
Figura 4.12 Fangos biológicos. ....	34
Figura 4.13 Espesadores.....	35
Figura 4.14 Digestor de biogás.....	35
Figura 4.15 Deshidratador de fangos.....	36
Figura 4.16 Silo de almacenamiento de fangos deshidratados.....	36
Figura 4.17 Compostaje.....	37
Figura 4.18 Tratamiento del aire.....	37
Figura 4.19 El biogás. ....	38
Figura 4.20 Tratamiento biológico del biogás.....	38
Figura 5.1 Esquema de sistema híbrido (directo) de pila de combustible y turbina de gas [22].	42
Figura 5.2 Esquema de sistema de generación de energía basado en pilas de combustible [24].	43
Figura 5.3 Funcionamiento de una celda de combustible. Fuente: dodfuelcell. Fuente: <a href="http://dodfuelcell.cecer.army.mil/">http://dodfuelcell.cecer.army.mil/</a> .....	45
Figura 5.4 Funcionamiento de una Pila de Combustible de Polímeros Sólidos (PEMFC). Fuente: <a href="http://www.madrimasd.org/blogs/energiasalternativas">http://www.madrimasd.org/blogs/energiasalternativas</a> .....	46

Figura 5.5 Funcionamiento de una Pila de Combustible de Óxidos Sólidos (SOFC). Fuente: <a href="http://www.fuelcellmarkets.com">http://www.fuelcellmarkets.com</a> .....	47
Figura 5.6 Esquema de una celda electrolítica microbiana (MEC). Fuente: The University of Queensland, advanced water management centre.....	51
Figura 5.7 Producción de gases mediante un dispositivo MEC con diferentes cátodos de aleaciones de acero inoxidable, níquel y platino, con un potencial aplicado de 0,9V [2].....	52
Figura 6.1 Procesos, consumos y emisiones al medio. ....	55
Figura 6.2 Análisis de ciclo de vida del ensamble de una EDAR con operación y empleo de coagulante y polielectrolito. Categoría cambio climático a 100 años (GWP-100).....	66
Figura 6.3 Análisis de ciclo de vida del ensamble de una EDAR, operación y empleo de coagulante y polielectrolito. ....	67
Figura 6.4 Análisis de ciclo de vida de una EDAR: Fase de operación de la planta, el uso de polielectrolitos, coagulantes y tratamiento de residuos sólidos.....	68
Figura 6.5 Comparativa del análisis de ciclo de vida de las EDARs en función de la tecnología empleada en el tratamiento secundario. ....	70
Figura 6.6. Diferentes opciones de generación de electricidad mediante el biogás .....	72
Figura 6.7 Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y comparativa del motor de cogeneración con la pila de biogás SOFC con turbina de gas y Fuel Cell PEM. ....	74
Figura 6.8 Composición del biogás en un digestor y en un digestor con un dispositivo MEC integrado [8,9]. ....	76
Figura 6.9 Análisis del ciclo de vida de 1 m <sup>3</sup> de biogás producido en una MEC y un 1 m <sup>3</sup> de biogás producido en el digestor de lodos. ....	77

# Listado de tablas

Tabla 2.1 Clasificación de las diferentes categorías de impacto atendiendo al área de protección que corresponden, unidades equivalentes, escala geográfica y obligatoriedad de incluirlas según CML. Adaptación a partir de Guinée y col. (2002) y Audsley (1997).....	12
Tabla 2.2 Factor de caracterización del agotamiento de recursos abióticos, F (TEAM, 1999) y ADF (Guinée, 2001). ....	13
Tabla 2.3 Factores de caracterización, <i>GWP</i> , en kg CO <sub>2</sub> ·kg <sup>-1</sup> , para el cálculo de la categoría de cambio climático, <i>CCI</i> , para diferentes gases invernadero y períodos de integración de 20, 100 y 500 años. ....	15
Tabla 2.4 Factores de caracterización, <i>ODP</i> en g CFC-11·g <sup>-1</sup> para la categoría de Agotamiento de ozono estratosférico, <i>ODI</i> (TEAM, 1999). ....	16
Tabla 2.5 Factores de equivalencia, <i>POCP</i> , g eq. etileno·g <sup>-1</sup> en función de la concentración de NO <sub>x</sub> en el área de emisión (TEAM, 1999). ....	17
Tabla 2.6 Factores de equivalencia, <i>AP</i> , g eq. H <sup>+</sup> ·g <sup>-1</sup> utilizados en la categoría de acidificación (TEAM, 1999).....	19

Tabla 2.7 Factores de equivalencia en g eq. de SO <sub>2</sub> para el cálculo de la acidificación (Huijbregts, 2001).....	19
Tabla 2.8 Factores de equivalencia, <i>EP</i> g eq. PO <sub>4</sub> g-1 utilizados en la categoría de eutrofización (TEAM, 1999) .....	21
Tabla 2.9 Factores de equivalencia, <i>HTP</i> , <i>ATP</i> y <i>TPP</i> utilizados en las categorías de toxicidad humana, ecotoxicidad acuática y terrestre según el método CST (Jolliet y col., 1996).....	23
Tabla 3.1 Requerimientos para la descargas de aguas residuales urbanas según la Directiva europea 91/271/CEE .....	25
Tabla 4.1 Composición típica de gases del biogás según Coombs, 1990.....	37
Tabla 5.1 Valores promedio del poder calorífico de diferentes combustibles y su equivalente referido al biogás. ....	41
Tabla 5.2 Características de las pilas de combustible estudiadas. Fuente: "Sustainable Energy Technology Route Maps. Fuel Cells". Department of Trade and Industry of the United Kingdom. <a href="http://www.dti.gov.uk/files/file15420.pdf">http://www.dti.gov.uk/files/file15420.pdf</a> .....	43
Tabla 5.3 Tolerancia de los distintos tipos de pilas de combustible a diferentes compuestos [25].....	44
Tabla 5.4 Eficiencia de las pilas de biocombustibles estudiadas. Fuente: <a href="http://dodfuelcell.cecr.army.mil/">http://dodfuelcell.cecr.army.mil/</a> .....	48
Tabla 6.1 Algunos datos del inventario.....	58
Tabla 6.2 Parámetros de balance convertidos respecto a 1 h.e/año. ....	60
Tabla 6.3 Cargas contaminante del agua de entrada y salida. ....	60
Tabla 6.4 Parámetros de consumo de productos químicos y de generación de residuos sólidos respecto a 1 h.e./año. ....	62
Tabla 6.5 Emisiones al suelo.....	62
Tabla 6.6 Concentraciones de los gases que forman el biogás según Coombs 1990 [9]. ....	63
Tabla 6.7 Emisiones a la atmósfera por cada kWh producido. ....	63
Tabla 6.8 Categorías de impacto ambiental del ACV de la fase operación y empleo de coagulante y polielectrolito. ....	67
Tabla 6.9 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de la fase operación y empleo de coagulante, polielectrolito con tratamiento de residuos. ....	68
Tabla 6.10 Tabla de datos de las cargas contaminantes de las EDARs. ....	69
Tabla 6.11 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de las EDARs en función de la tecnología empleada en el tratamiento secundario. ....	70
Tabla 6.12 Eficiencia eléctrica de la combustión del biogás.....	73
Tabla 6.13 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de la EDAR en estudio con pila de combustible PEM fuel cell y la pila SOFC con turbina de gas.....	75
Tabla 6.14 Categorías de impacto ambiental del A.C.V de 1m <sup>3</sup> de biogás de una MEC y de 1m <sup>3</sup> de biogás de un digestor de lodos.....	77

# Glosario

**ACV (Análisis de Ciclo de Vida):** Recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema del producto a través de su ciclo de vida.

**Biogás:** El biogás es un gas que se genera en medios naturales o en dispositivos específicos, por las reacciones de biodegradación de la materia orgánica, mediante la acción de microorganismos (bacterias metanogénicas, etc.), y otros factores, en ausencia de oxígeno (esto es, en un ambiente anaeróbico). El producto resultante está formado por metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), monóxido de carbono (CO) y otros gases en menor proporción.

**BUWAL:** Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. También FOEFL, Federal Office of Environment, Forest and Landscape. Oficina federal del medio ambiente de Suiza.

**Carga contaminante:** La cantidad de contaminante que llega al medio o la cantidad de recursos extraídos del mismo.

**CFC (Chlorine-Fluor Hydrocarbons):** Derivados de los hidrocarburos saturados obtenidos mediante la sustitución de átomos de hidrógeno por átomos de flúor y/o cloro principalmente. La fabricación y el empleo de CFC fueron prohibidos por el protocolo de Montreal, debido a que los CFC destruyen la capa de ozono.

**Ciclo de vida:** Etapas consecutivas e interrelacionadas de un sistema del producto, desde la adquisición de materia prima o de su generación a partir de recursos naturales hasta la disposición final.

**COV:** Compuestos orgánicos Volátiles, VOC por sus siglas en inglés.

**DBO (demanda bioquímica de oxígeno):** Disminución del contenido de oxígeno debido a que la descomposición de la biomasa.

**De la cuna a la tumba:** expresión que hace referencia al ciclo de vida de un producto, en el cual se incluye desde la extracción de las materias primas, hasta la disposición final del bien.

**DBO<sub>5</sub> (Demanda biológica de oxígeno):** Representa la fracción orgánica biodegradable presente en el agua residual, y es una medida del oxígeno disuelto necesario por los microorganismos para consumir esta materia orgánica en 5 días y a 20C, unidades mg/L.

**DQO (Demanda química de oxígeno):** Mide la fracción de materia orgánica que es oxidada químicamente al utilizar un agente oxidante fuerte (dicromato de potasio). También se mide por la cantidad estequiométrica de oxígeno disuelto necesario, en mg/L. Este parámetro suele ser superior a la DBO<sub>5</sub> al ser mayor el número de compuestos que se pueden oxidar químicamente que por vía biológica.

**Densidad relativa:** La densidad relativa de una sustancia es la relación existente

entre su densidad y la de otra sustancia de referencia; en consecuencia, es una magnitud adimensional (sin unidades).

**Desarrollo sostenible:** Satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las del futuro para atender sus propias necesidades

**Eco-Indicador99:** Indicador ambiental, desarrollado por la consultora PRé (los autores de SimaPro®) para el gobierno holandés.

**EDAR:** Estación de tratamiento de aguas residuales.

**Emisiones atmosféricas:** Introducción en la atmósfera por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o energía que tengan una acción perjudicial para la salud humana o el medio ambiente.

**Evaluación de los impactos:** etapa del ACV. Proceso técnico, cuantitativo y/o cualitativo para caracterizar y evaluar las cargas medioambientales identificadas en la fase de inventario de un ACV. Consta de las siguientes fases: clasificación, caracterización, normalización y evaluación.

**Floc o Flóculo.** Del latín *flocculus*, copo pequeño. Sustancia de aspecto flegoso que se forma en las disoluciones

**Gate to gate (de puerta a puerta):** expresión que hace referencia al ciclo de vida de un producto, en el cual se incluye desde su llegada a las instalaciones hasta su salida, sin tener en cuenta etapas anteriores o posteriores.

**GW (Global Warming):** Efecto invernadero o Calentamiento global.

**GWP (Global Warming Potential):** Valor de caracterización del efecto invernadero. Este índice es empleado para el cálculo de dicho efecto. Expresa la contribución integrada en el tiempo de un kilogramo de gas en relación a la contribución de un kilogramo de CO<sub>2</sub>.

**HE (Habitantes equivalentes):** El concepto de HE está recogido en la Directiva Europea 91/271 de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas. En ella se define habitante equivalente como la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO<sub>5</sub>) de 60 g de oxígeno por día.

**Impacto ambiental:** Alteración apreciable sobre la salud y bienestar de cualquier ser vivo o sobre el medio ambiente. Aplicado al ámbito de los ACV, se entiende como la anticipación razonable a un efecto.

**ISO (International Standard Organization):** Organización internacional de estándares.

**LCA (Life Cycle Assessment):** Siglas inglesas de Análisis de Ciclo de Vida.

**MEC (Microbial electrolysis cell):** Celdas de sustrato con cultivo bacteriano que mediante la aplicación de una corriente eléctrica producen hidrógeno o metano.

**Medio ambiente:** Conjunto de factores físico-químicos (el agua, el aire, el clima...), biológicos (la fauna, la flora y el suelo) y socioculturales (el asentamiento y la actividad humana, el uso y disfrute del territorio, las formas de vida, los valores artísticos, económicos y culturales, la salud pública...) que integran el entorno en que

se desarrolla la vida del hombre y la sociedad (RD 4/1986 de 23 de enero 1986).

**Nitrógeno total Kjeldahl:** Es un indicador utilizado en ingeniería ambiental. Refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua analizada, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminas, etc.) y el ión amonio  $\text{NH}_4^+$ . También se utiliza para determinar proteínas en alimentos. Es un parámetro importante en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) ya que mide el nitrógeno total capaz de ser nitrificado a nitritos y nitratos y, posteriormente y en su caso, desnitrificado a nitrógeno gaseoso. No incluye, por tanto, los nitratos ni los nitritos.

**Pilas PEM:** Las pilas de membrana polimérica (PEM), también llamadas pilas de combustible de membrana de intercambio de protones, proporcionan una densidad energética elevada y tienen la ventaja de ser ligeras y tener un tamaño pequeño, si se las compara con otras pilas. Las pilas PEM usan como electrolito un polímero sólido y electrodos porosos de carbono que contienen un catalizador de platino. Necesitan hidrógeno y oxígeno y agua, y no requieren el uso de fluidos corrosivos como otras pilas de combustible.

**Pilas SOFC:** Las pilas de combustible de óxido sólido (SOFC) usan como electrolito un componente de cerámica duro y no poroso. Al ser el electrolito sólido, las pilas no se tienen que construir con una configuración laminar, como ocurre con las otras pilas. Se espera que las pilas SOFC tengan un rendimiento en la conversión de combustible en electricidad de entre el 50-60%. En aplicaciones cuya finalidad es captar y utilizar el calor que desprende el sistema (cogeneración), el rendimiento total del combustible puede llegar hasta el 80-85%. Existe un sistema híbrido (SOFC-GT) que incorpora una turbina de gas para aumentar aún más el rendimiento

**Polielectrolito:** Compuestos poliméricos que sirven de enlace entre las partículas, normalmente se usan para deshidratar el lodo, ya que este tiene un alto contenido en agua.

**THR (Residencia hidráulica del agua):** Tiempo de permanencia de una partícula de agua en una conducción.

**SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry):** Sociedad de toxicología y química sin ánimo de lucro, que la constituyen personas e instituciones del todo el mundo y que vela por el estudio, análisis y búsqueda de soluciones de problemas ambientales, por la gestión y regulación de los recursos naturales, por la educación ambiental y por la investigación y el desarrollo.

**Tiempo de residencia celular:** Se define como el tiempo que la biomasa se mantiene en el reactor.

**Unidad funcional:** Unidad de referencia que representa la funcionalidad del sistema y sobre la cual todas las entradas y salidas del sistemas están referenciadas.

**VOCs (Volatile Organic Compounds):** Compuestos orgánicos volátiles.

**Zonas anóxicas:** Zonas con casi falta total de oxígeno.

**Zonas óxicas:** Zonas con abundancia de oxígeno.

# Resumen

En este proyecto se tiene como objetivo comparar una *EDAR* específica con otras tres, desde el punto de vista ambiental, y establecer diferentes alternativas. En particular, se ha evaluado la mejor alternativa en la obtención de energía eléctrica para la propia utilización de la planta de tratamiento de aguas residuales, a partir del biogás generado en el digestor en la línea de lodos.

En este tipo de instalaciones, entre las alternativas tanto en su uso actual como en fase de desarrollo, el motor de cogeneración de electricidad y calor es el más utilizado para obtener simultáneamente la electricidad necesaria para las instalaciones y el calor necesario para mantener el digestor de lodos a la temperatura de trabajo (36°C aproximadamente). Las otras alternativas evaluadas en este estudio son las pilas de biogás de membrana electrolítica polimérica (en inglés Polymeric Electrolyte Membrane, *PEM*) y las pilas de óxidos sólidos (en inglés Solid Oxide Fuel Cells, *SOFC*) con una turbina de gas (sistema híbrido *SOFC-GT*).

Por otro lado, se estudian las características de los materiales que componen los dispositivos MEC (microbial electrolysis cell) y las pilas *PEM* y *SOFC*, así como las ventajas e inconvenientes de usar estas nuevas tecnología en el tratamiento de aguas residuales, así como la evaluación del impacto ambiental de la *EDAR* objeto de estudio, que se ha llevado a cabo utilizando el *análisis de ciclo de vida* (ACV).

El ACV es una herramienta que permite comparar diferentes procesos o productos que tengan la misma función, y así evaluar la alternativa que conlleve una mejora en el medio ambiente. La metodología de ACV pretende evaluar en detalle el ciclo de vida completo de un producto o proceso. Un ACV se suele definir de tipo "*cradle to grave*" o "desde la cuna hasta la tumba" o bien de tipo "*gate to gate*", o "de puerta a puerta". En el primer caso el estudio analiza el ciclo de vida completo del sistema, desde el origen hasta el final, mientras que en el segundo caso el ACV no tiene en cuenta su disposición final (vertedero, reciclaje, etc.). Un estudio de ACV del primer tipo conlleva hacer un estudio muy detallado, que en la práctica puede resultar muy largo y laborioso por la dificultad de encontrar todos los datos necesarios. Por ello, muchos

estudios de ACV que se encuentran en la literatura suelen ser del tipo “gate to gate”. Además, hay que establecer las fronteras del sistema a estudiar, ya que hay procesos que tienen muy poca contribución a las categorías de impacto ambiental. En una EDAR los principales procesos considerados en el ACV llevado a cabo son el consumo de productos químicos, de electricidad, la producción de lodos y su utilización como compost, el biogás y su utilización para producir electricidad, los residuos sólidos y las distintas emisiones al medio producidas por el propio funcionamiento de la EDAR. Las operaciones relacionadas indirectamente como el transporte de los lodos, de productos químicos, de los residuos sólidos y la infraestructura con una vida media de 30 años no influyen significativamente en los resultados, por ejemplo el transporte de los lodos con un camión a 30 km contribuyen en menos de 1% en todas las categorías de impacto.

De acuerdo con las normativas ISO series 14040 que regulan las pautas de un ACV, se establece una *unidad funcional* apropiada, o sea habitante equivalente, ya que es la más apropiada por tener en cuenta la carga contaminante en el agua a tratar, parámetro imprescindible para comparar EDARs.

Redefiniendo las fronteras, se realiza un ACV del depósito del biogás sin tener en cuenta el resto de la instalación y se toma como unidad funcional  $m^3$  de biogás, en el caso concreto de obtener biogás mediante un dispositivo MEC, que maximiza la cantidad de hidrógeno en detrimento de la cantidad de metano contenido en el biogás, observándose que la contribución de un biogás con un alto contenido en hidrógeno y, por tanto bajo en metano, produce una mejora ambiental. Las categorías de impacto ambiental que tienen contribución son el calentamiento global y la oxidación fotoquímica; el dispositivo MEC hace que la contribución a estas categorías de impacto sea de un orden de magnitud inferior con respecto al biogás generado en un digestor. Además, si se produce la combustión del biogás, la única categoría de impacto que tiene contribución es la de calentamiento global; para un dispositivo MEC la contribución sigue siendo un orden de magnitud inferior con respecto al biogás de un digestor de lodos.

# I. Introducción

El aumento de la demanda y del precio de la energía y el consecuente cambio climático debido a la polución está motivando la búsqueda de nuevas formas de energía que por un lado nos hagan menos dependiente de la energía de origen fósil y por otro sean más sostenibles para el medio ambiente.

En este proyecto se realiza un análisis de ciclo de vida de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) con el propósito de estudiar los impactos medio ambientales asociados a este tipo de plantas depuradoras e identificar posibles mejoras que eviten o minimicen los efectos adversos al medio ambiente.

El tratamiento de aguas residuales es un proceso que se emplea para eliminar la carga contaminante de aguas residuales urbanas mediante procesos biológicos que imitan a la naturaleza o mediante procesos físicos o químicos que aceleran su eliminación. Desde este proceso se obtienen como residuos lodos que se utilizan generalmente en jardinería o agricultura, residuos sólidos arrastrados por las aguas que se llevan al vertedero y biogás que se emplea en la generación de electricidad y calor para uso de las instalaciones.

En este proyecto se realiza un análisis de ciclo de vida de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) con el propósito de estudiar los impactos medio ambientales asociados a este tipo de plantas depuradoras e identificar posibles mejoras que eviten o minimicen los efectos adversos al medio ambiente. El análisis de ciclo de vida (ACV) es una herramienta que nos permite determinar en qué etapa de un proceso su produce una mayor contribución al impacto ambiental y por tanto nos ayuda a analizar posibles alternativas para disminuirlo. En la producción de un producto o en caso de sistemas de producción en funcionamiento, permite la identificación de alternativas en aquellas instalaciones con mayor impacto ambiental. En este trabajo el ACV se ha llevado a cabo utilizando un software comercial específico, el Simapro 7.1 de Pré Consultants (Holanda). Simapro es una herramienta informática que facilita al usuario la evaluación de impactos. La versión de Simapro 7.1 permite la elección de diferentes métodos de evaluación, por ejemplo CML 2 baseline 2000,

Eco-indicador 99, EPD, etc., así como una amplia base de datos que recoge una gran amplitud de procesos de producción. Este software además permite copiar procesos y modificarlos para una mejor adaptación a la tecnología empleada, al área geográfica, etc. También se puede realizar un proceso mediante llamadas a otros ya establecidos en la base de datos y añadir parámetros de emisiones al medio, generación de residuos y tratamientos de los mismos. En este estudio el análisis de ciclo de vida es de tipo “gate to gate” (de puerta a puerta), desde que el agua residual entra hasta que sale de la planta depuradora, y tiene en cuenta las emisiones al medio en el proceso de depuración del agua y los consumos de materias primas.

Además se estudia posibles alternativas de producción de energía eléctrica mediante la combustión del biogás mediante pilas como la PEM y el sistema híbrido SOFC-GT, ambos tienen una contribución similar en todas las categorías de impacto y menor que un motor de cogeneración, además de tener una mayor eficiencia eléctrica.

Las celdas electrolíticas microbianas (MECs, en sus siglas en inglés) se están estudiando como método para la generación de electricidad mientras simultáneamente se está tratando agua residual. Con el uso de un dispositivo MEC se produce un biogás con un mayor contenido de hidrógeno y menor contenido en metano, lo que permite que disminuya la contribución a las categorías de impacto relacionadas con el cambio climático. También se estudian los distintos elementos que configuran los dispositivos MEC, las características que deben tener los materiales para la elaboración de los electrodos, de la cámara, tubo de extracción de biogás, etc.

Por otro lado, se estudian los materiales que componen las pilas PEM y SOFC como electrolito, cátodo y ánodo, combustible empleado, etc. así como el rendimiento, aplicaciones y ventajas e inconvenientes de esta nueva tecnología y su evolución en un futuro como una tecnología más respetuosa con el medio ambiente que la actual tecnología basada en la combustión.

# 2.

# El Análisis de Ciclo de Vida

## 2.1. Introducción

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV o *Life Cycle Analysis*, LCA, en inglés) es una técnica de evaluación de los aspectos y potenciales impactos ambientales asociados a un producto, un proceso productivo o una actividad a lo largo del ciclo de vida de los mismos, o sea considera un producto desde su origen como materia prima hasta su final como residuo, teniendo en cuenta las fases intermedias como el transporte, manufactura, distribución, etc.

El ACV es una metodología que permite identificar la distribución de las cargas medio ambientales en los productos generados a lo largo de la vida útil de un producto o proceso, identificando y cuantificando el uso de materia, energía y los vertidos al entorno para determinar el impacto que el uso de recursos y esos vertidos producen en el medio ambiente, y para evaluar y llevar a la práctica estrategias de mejora ambiental. Entiéndase por una carga medio ambiental como la cantidad de contaminante que llega al medio o la cantidad de recursos extraídos del mismo. Las aplicaciones más importantes de la herramienta son:

- el análisis de la contribución de las etapas de producción, uso y vertido a lo largo del ciclo de vida de un producto o proceso a la carga medio ambiental del mismo;
- la comparación entre productos que tengan la misma función;
- la comparación de diferentes opciones para un proceso.

Debido a su complejidad, la metodología de ACV se aplica según un protocolo establecido en la normativa elaborada por la “*International Standards Organisation*” (ISO). A continuación se mencionan las normas ISO que regulan el desarrollo de un análisis de ciclo de vida:

- **ISO 14040:1997.** Provee los principios generales de trabajo y requerimientos metodológicos para los ACV de productos y servicios.
- **ISO 14041: 1998** Provee la guía para poder determinar las metas y el radio de acción de un estudio de ACV, además de guiar metodológicamente en un inventario de ciclo de vida.
- **ISO14042:2000** Provee la guía metodológica para el desarrollo en la fase de evaluación de impactos en el ciclo de vida dentro de un estudio de ACV.
- **ISO14043:2000** Provee la guía metodológica para la interpretación de los resultados desde el estudio de un ACV.
- **ISO14048:2002** Provee la información a considerar en la formación de datos de soporte del ACV.
- **ISO/TR14049/14047** Provee ejemplos ilustrados de como se puede aplicar las guías metodológicas en ISO 14041 e ISO 14042.
- **ISO 150041** Análisis de Ciclo de Vida Simplificado.

## **2.2. Metodología**

Según la norma ISO 14040 un proyecto de ACV tiene cuatro fases:

1. Definición del objetivo y alcance del estudio.
2. Análisis del inventario.
3. Análisis del impacto ambiental.
4. Interpretación.

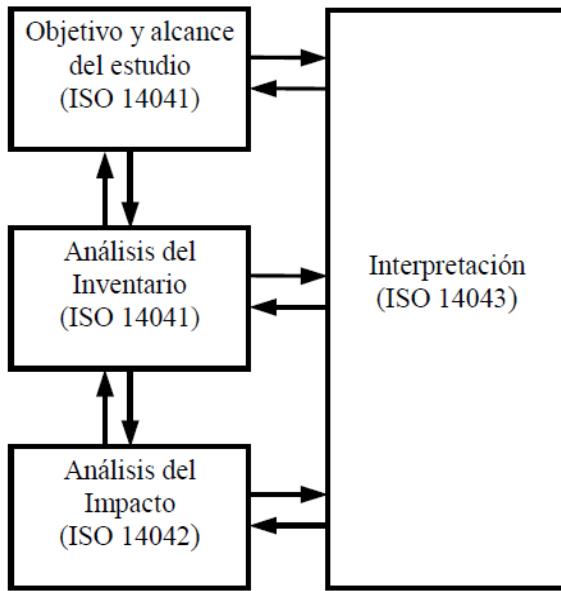


Figura 2.1 Esquema de los conceptos básicos de un ACV.

En la Figura 2.1 se muestra un esquema con las fases del ACV y las relaciones que existen entre ellas. Como se puede observar, el procedimiento es de tipo interactivo, es decir en cada iteración se puede ir incrementando el nivel de detalle.

### 2.2.1. Definición del objetivo y alcance del ACV

En esta fase se definen el objetivo y el alcance del estudio y se establece una unidad funcional que describe la función principal del sistema analizado. La unidad funcional proporciona una referencia respecto a la cual todas las entradas y salidas del sistema son normalizadas en un sentido matemático. Es preciso remarcar que un ACV no compara productos entre sí, sino servicios y/o cantidades de producto que lleven a cabo la misma función. Por ejemplo, no se puede utilizar para comparar los impactos ambientales de dos pinturas diferentes que no realizan la misma función, como por ejemplo una pintura que cubre una pared y otra que se utiliza para pintar coches. Por otro lado, un ejemplo en el que el ACV si se puede utilizar puede ser comparar dos tipos diferentes de pintura necesaria para cubrir una pared de  $3\text{ m}^2$  durante un periodo de dos años.

Un ACV completo puede ser muy extenso y por esta razón se deben establecer unos límites que delimitan el sistema a estudiar y qué procesos unitarios están incluidos dentro del ACV. Hay varios factores que determinan los límites del sistema: las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y limitaciones económicas y la finalidad prevista.

## 2.2.2. Análisis de inventario

En esta segunda fase se obtienen los datos y procedimientos de cálculo para identificar y cuantificar los efectos ambientales adversos asociados a la unidad funcional. La carga ambiental se define como la cantidad de contaminante que llega al medio o la cantidad de recursos extraídos del mismo. En esta definición se incluyen las emisiones de gases contaminantes, los efluentes de agua, residuos sólidos, consumo de recursos naturales, ruidos, radiaciones, etc. Cuando el sistema tiene varios productos, en esta fase se asignan los flujos de materia y energía, así como las emisiones al medio ambiente asociados a cada producto o subproducto.

## 2.2.3. Análisis del impacto ambiental

La estructura de esta tercera fase queda determinada por la normativa ISO 14042; que distingue entre elementos obligatorios y opcionales, como se muestra en la Figura 2.2.

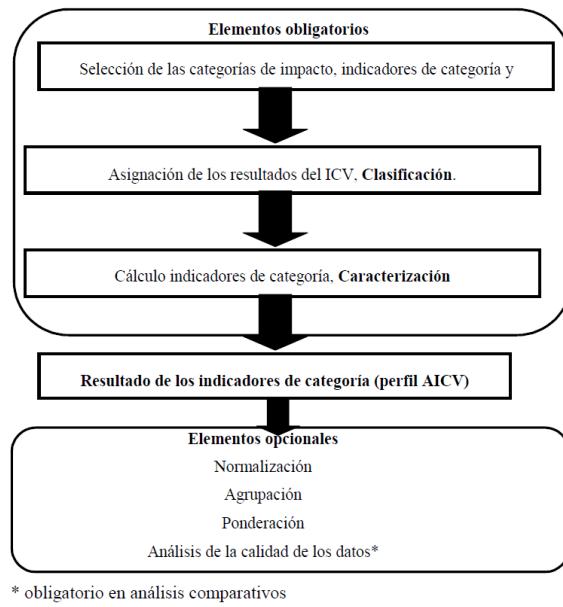


Figura 2.2 Elementos obligatorios y opcionales del AICV [1-7].

Los elementos obligatorios son:

- **Selección** de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos.
- **Clasificación**, donde se asignan los datos procedentes del inventario a cada categoría de impacto según el tipo de efecto ambiental esperado. Una categoría de impacto representa las consecuencias ambientales generadas por los procesos o sistemas.

- **Caracterización**, o sea la modelización mediante los factores de caracterización de los datos del inventario para cada una de las categorías de impacto.

Cada categoría de impacto tiene una representación cuantitativa denominada indicador de la categoría, como se muestra en la Figura 2.3.

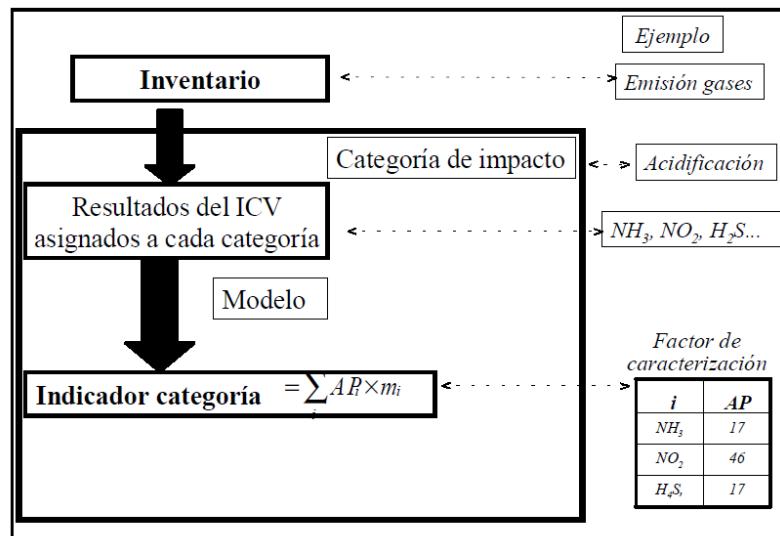


Figura 2.3 Esquema de la clasificación y caracterización en la fase AICV para la categoría acidificación [3].

Por ejemplo en el caso de la acidificación, su representación cuantitativa es la emisión del ácido equivalente. La suma de diferentes intervenciones ambientales para la misma categoría se hace en la unidad del indicador de la categoría.

Mediante los factores de caracterización, o factores de equivalencia, las diferentes intervenciones ambientales como por ejemplo las emisiones de gases se convierten a unidades del indicador. Para obtener estos factores de caracterización se hace necesario el uso de modelos.

Dependiendo del objetivo y alcance del estudio del ACV se pueden realizar opcionalmente los siguientes pasos:

- **Normalización**: la realización de la magnitud cuantificada para una categoría de impacto respecto de un valor de referencia a escala geográfica y/o temporal.
- **Agrupación**: se conoce como la clasificación y posible catalogación de los indicadores.

- **Ponderación:** establece unos factores que otorgan una importancia relativa a las distintas categorías de impacto para sumarlas después y obtener un resultado ponderado en forma de un único índice ambiental global del sistema.
- **Análisis de calidad de los datos:** ayuda a entender la fiabilidad de los resultados del AICV. Se considera obligatorio en análisis comparativos.

Los diferentes métodos de evaluación de impacto pueden diferir en el análisis del efecto último del impacto ambiental (*end points*) o en considerar los efectos intermedios (*mid points*).

La Figura 2.4 resume la relación entre intervenciones, *mid points* y *end points*.

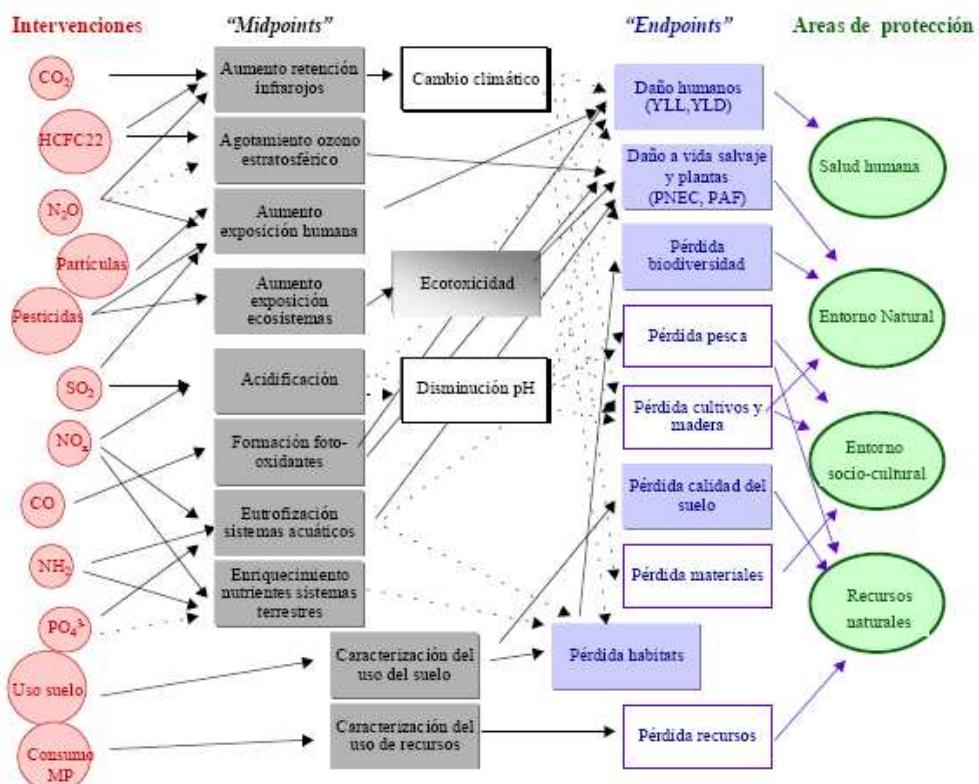


Figura 2.4 Esquema de las relaciones entre intervenciones ambientales, impactos de efectos intermedios (*mid-points*), impactos de efectos finales (*end-points*) y áreas de Protección [3].

Las categorías de impacto ambientales intermedias (*mid points*) se hallan más cercanas a la intervención ambiental, lo que permite generalmente modelos de cálculo que se ajustan mejor a dicha intervención, proporcionando información más detallada de la manera y en qué punto se afecta al medio ambiente. Las categorías de impacto finales (*end points*) son variables que afectan directamente a la sociedad, por tanto su elección resulta más relevante y comprensible a escala global; sin embargo, la metodología para llegar a cuantificar el efecto último no está del todo elaborada y ni existe el suficiente consenso científico para recomendar su uso, por ello

actualmente es común el uso de categorías de impacto intermedias. La ISO 14042 define de manera implícita tres áreas de protección como categorías finales de impacto: **salud humana, entorno natural y recursos renovables**. Posteriormente se ha añadido una cuarta área, **entorno modificado** por el hombre, que cubre los aspectos de protección de los cultivos, bosques productivos, edificios y materiales de fenómenos como la lluvia ácida o impactos del ozono. Se sugirió dividir esta última en dos: 1) Biodiversidad, que incluye la diversidad genética de las especies y ecosistemas y 2) Funciones de soporte a la vida, funciones como el clima, ciclos hidrológicos, fertilidad de los suelos y ciclos biogeoquímicos que regulan la vida en la tierra.

Una vez determinadas las categorías de impacto a tener en cuenta, se evalúa la importancia de los potenciales impactos ambientales usando los resultados del análisis del inventario. Debido a que no todas las categorías están consensuadas, en esta fase hay cierta subjetividad en la elección, modelización y evaluación de las categorías de impacto. Entre los métodos de evaluación del impacto final se encuentran el Eco-Indicador 99, la metodología del BUWAL del Ministerio Suizo del Medioambiente y el método ELU (*Environmental Load Unit*), que incluye la caracterización y agregación, y además considera cinco categorías de impacto: salud humana, capacidad de protección del ecosistema, recursos abióticos, biodiversidad y valores culturales. Finalmente, la metodología de CML 2000 propone una serie de categorías de impacto de tipo *mid point* clasificadas en tres grupos según su obligatoriedad o no de incluirlas en los ACV.

Tabla 2.1: (i) categorías de impacto obligatorias, las A, (ii) categorías de impacto adicionales, las B, para las cuales existen indicadores pero no siempre se incluyen, y (iii) otras categorías de impacto adicionales, las C, para las cuales no se dispone de indicadores que permitan cuantificar el impacto y por tanto no se incluyen en los ACV.

Las categorías que se consideran normalmente son las del grupo A, o sea las obligatorias según la metodología CML 2000. A continuación se presentan las ecuaciones utilizadas para calcularlas.

Tabla 2.1 Clasificación de las diferentes categorías de impacto atendiendo al área de protección que corresponden, unidades equivalentes, escala geográfica y obligatoriedad de incluirlas según CML. Adaptación a partir de Guinée y col. (2002) y Audsley (1997).

Categoría de impacto	Área de Protección <sup>(1)</sup>	Unidades <sup>(2)</sup>	Escala geográfica	CML
<b>Entradas</b>				
Agotamiento recursos abióticos	IV	kg Sb g <sup>-1</sup> <sup>(*)</sup>	Global	A
Energía	IV	MJ kg <sup>-1</sup>	Global	A
Uso del suelo Competitividad	IV		Local	A
Pérdida soporte vida	I, II, III		Local	B
Pérdida Biodiversidad	II		Local	B
<b>Salidas</b>				
Cambio climático	I, II, III	kg CO <sub>2</sub>	Global	A
Agotamiento Ozono	I, II, III, IV	kg CFC11	Global	A
Acidificación	I, II, III, IV	kg SO <sub>2</sub> kg H <sup>+</sup> <sup>(*)</sup>	Continental/regional/local Global	A
Eutrofización	I, III, IV	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Continental/regional/local	A
Formación Foto-oxidantes	I, II, III, IV	kg etileno	Continental/regional/local	A
Toxicidad humana	I	kg 124 DCB kg Pb aire <sup>(*)</sup>	Continental/regional/local Global	A
Ecotoxicidad Terrestre	II, IV	kg 124 DCB kg Zinc aire <sup>(*)</sup>	Continental/regional/local Global	A
Acuática marina	II, IV	kg 124 DCB	Continental/regional/local	A
Acuática agua dulce	II, IV	kg 124 DCB kg Zinc agua <sup>(*)</sup>	Continental/regional/local Global	A
Sedimento agua dulce	II, IV	kg 124 DCB	Continental/regional/local	B
Sedimento marino	II, IV	kg 124 DCB	Continental/regional/local	B
<b>Otros</b>				
Desecación		m <sup>3</sup>	Local	C
Radiaciones			Regional/local	B
Olor			Local	B
Ruido			Local	C

<sup>(1)</sup>Áreas de protección: I salud humana, II entorno natural, III entorno modificado por el hombre, IV recursos naturales

<sup>(2)</sup>Unidades propuestas por (Guinée y col., 2002) a excepción de <sup>(\*)</sup> TEAM (1999) y <sup>(\*)</sup> Audsley (1997)

### Agotamiento de los recursos abióticos

Se puede definir como la disminución de la disponibilidad de recursos naturales.

Se incluyen recursos abióticos y energía. Se puede calcular a partir de:

$$AR = \sum_i ADF_i \times m_i \text{ (Ec. 2.1)}$$

donde  $AR$  es el indicador de agotamiento de recursos abióticos expresado en kg equivalentes de antimonio,  $m_i$  es la cantidad de recursos utilizados en kg, m<sup>3</sup> o MJ,  $ADF_i$  es un factor de caracterización [kg eq. Sb kg<sup>-1</sup>], que se calcula a través de la ecuación 2:

$$ADF_i = \frac{DR_i}{R_i^2} \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}} \quad (\text{Ec. 2.2})$$

donde  $R_i$  es reserva del recurso  $i$ ,  $DR_i$  es la disminución de  $R_i$  ( kg  $a^{-1}$ ),  $a=$  año,  $R_{ref}$  es la reserva de Sb como recurso de referencia (en kg) y  $DR_{ref}$  es la disminución de  $R_{ref}$  (en kg  $a^{-1}$ ). En la tabla 2.2 se muestran los valores de F y ADF para distintos elementos.

Tabla 2.2 Factor de caracterización del agotamiento de recursos abióticos, F (TEAM, 1999) y ADF (Guinée, 2001).

Substancia	F kg <sup>1-a<sup>-1</sup></sup>	ADF kg Sb eq.-kg <sup>-1</sup>
Antimonio	13.671,9	1
Azufre (S, in ground)	4,408	0,000358
Bauxita (Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> , ore)	0,108	-
Calcio	-	7,08E-10
Carbón (in ground)	0,0005037	0,00363
Cloro	-	4,86E-08
Cloruro potásico (KCl, as K <sub>2</sub> O, in ground)	0,086	-
Cobre (Cu, ore)	28,16	0,00194
Cromo (Cr, ore)	0,319	-
Fosfatos (in ground)	0,115	-
Fósforo	-	0,0000844
Gas Natural (in ground)	0,117	0,32
Hierro (Fe, ore)	0,04	8,43E-08
Lignito (in ground)	0,0005037	-
Magnesio	-	3,73E-09
Manganese (Mn, ore)	0,296	0,0000138
Níquel (Ni, ore)	59,7	-
Perlita (SiO <sub>2</sub> )	0,468	-
Petroleo (in ground)	0,0557	0,436
Plata (Ag, ore)	92837	1,84
Pbomo (Pb, ore)	157	0,0135
Potasio (K, as K <sub>2</sub> O, in ground)	0,086	3,13E-08
Sodio	-	8,24E-11
Sulfato de Bario (BaSO <sub>4</sub> , in ground)	26,91	-
Uranio (U, ore)	181	-
Zinc (Zn, ore)	40,29	-

### Uso del suelo

Aunque es unas de las categorías más importante en la evaluación de la sostenibilidad de una actividad, no existe hoy en día un consenso sobre qué indicadores usar. Hay estudios que muestran que la extinción de especies se debe precisamente a la pérdida del hábitat, ya que la transformación del hábitat natural en tierras para la agricultura y la actividad forestal, la expansión de las áreas urbanas e industriales han desplazado los ecosistemas naturales. Los indicadores más avanzados guardan relación con la biodiversidad, además de evaluar los

cambios en la calidad del suelo que a su vez afectarán a las funciones de sostenimiento de la vida, fertilidad del suelo, ciclos hidrológicos, etc.

### **Cambio climático**

La tierra absorbe la radiación emitida por el sol; esta energía es redistribuida por la atmósfera y los océanos y retorna en forma de radiación de infrarrojo térmico. Parte de esta radiación es absorbida por los gases existentes en la atmósfera provocando el calentamiento del planeta, a este fenómeno se conoce como efecto invernadero (*Global Warming* en inglés). Estos gases son principalmente el vapor de agua y el CO<sub>2</sub> y otros gases como CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y CFCs. La acción humana ha provocado un incremento de las emisiones de estos gases produciendo un sobrecalentamiento del planeta y, por lo tanto, a una alteración de sus condiciones. Esta categoría de impacto afecta a las áreas de salud humana, ambiente natural y ambiente modificado por el hombre. El indicador que sirve para evaluar este impacto se expresa como CCI, (*Climate Change Indicator*). Su medida se hace respecto al efecto producido por un kg de CO<sub>2</sub> y se calcula mediante la ecuación:

$$CCI = \sum_i GWP_i \times m_i \quad (\text{Ec. 2.3})$$

donde  $m_i$  es la masa de la substancia  $i$  expresada en kg y GWP es el potencial de calentamiento global, un factor desarrollado para comparar las emisiones de diferentes gases invernaderos. La relación se define como entre la contribución a la absorción de calor resultante de la emisión de 1 kg de un gas con efecto invernadero y la emisión equivalente de CO<sub>2</sub> a lo largo de un tiempo  $T$  (20,100 o 500 años):

$$GWP_{T,i} = \frac{\int_0^T a_i c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} c_{CO_2}(t) dt} \quad (\text{Ec. 2.4})$$

donde  $a_i$  es el calentamiento producido por el aumento de la concentración de un gas  $i$ , W·m<sup>-2</sup>·kg<sup>-1</sup> y  $c_i(t)$  es la concentración del gas  $i$  en el tiempo  $t$ , kg·m<sup>-3</sup>. Los valores correspondientes al CO<sub>2</sub> se incluyen en el denominador. El GWP depende del tiempo de integración, y la elección de dicho período viene determinada por el tipo de efectos que se pretendan analizar; para estudios donde se quieren predecir efectos a largo plazo se utilizan tiempos largos de 100 o 500 años. Para evaluar efectos de las emisiones a corto plazo se utilizan tiempos de

integración de 20 a 50 años. Los valores de GWP son publicados periódicamente por Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Tabla 2.3 se dan dichos valores para las dos últimas revisiones, las de los años 1999 y 2001.

Tabla 2.3 Factores de caracterización, *GWP*, en kg CO<sub>2</sub>·kg<sup>-1</sup>, para el cálculo de la categoría de cambio climático, *CCI*, para diferentes gases invernadero y períodos de integración de 20, 100 y 500 años.

Substancia	<i>GWP</i> <sub>20</sub> <sup>(1)</sup>	<i>GWP</i> <sub>20</sub> <sup>(2)</sup>	<i>GWP</i> <sub>100</sub> <sup>(1)</sup>	<i>GWP</i> <sub>100</sub> <sup>(2)</sup>	<i>GWP</i> <sub>500</sub> <sup>(1)</sup>	<i>GWP</i> <sub>500</sub> <sup>(2)</sup>
Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> )	1	1	1	1	1	1
Metano (CH <sub>4</sub> )	64	62	24	23	7,5	7
Halon 1301 (CF <sub>3</sub> Br)	7.900	7.900	6.900	6.900	2.700	2.700
Óxido de Nitrógeno (N <sub>2</sub> O)	330	275	360	296	190	156
Tetrafluoruro de Carbono (CF <sub>4</sub> )	3.900	3.900	5.700	5.700	8.900	8.900

<sup>(1)</sup> (TEAM, 1999)

<sup>(2)</sup> (IPCC, 2001)

Dichas radiaciones son la causa de un aumento de algunas enfermedades en humanos (cáncer de piel, supresión sistema inmunitario, cataratas, etc.) y afectan a la producción agrícola, degradación de materiales plásticos e interfieren en los ecosistemas. Afecta por tanto a las cuatro grandes áreas de protección: salud humana, entorno natural, entorno modificado por el hombre y recursos naturales. La mayoría de los cloruros y bromuros, procedentes de compuestos fluorocarbonados, CFCs y otras fuentes, reaccionan en presencia de las nubes estratosféricas polares (PSCs) emitiendo cloruros y bromuros activos que bajo la acción catalizadora de los UV provocan la descomposición del ozono.

El indicador del agotamiento de ozono, *ODI*, se calcula como la suma de los potenciales de agotamiento de ozono, *ODPs*, para las diferentes substancias multiplicados por la masa en kg de cada una de ellas. *ODI* se expresa en unidades relativas al efecto que produce 1 kg de CFC-11:

$$ODI = \sum_i ODP_i \times m_i \quad (\text{Ec. 2.5})$$

El potencial de agotamiento de ozono, *ODP*, se define como:

$$ODP_i = \frac{\delta[O_3]_i}{\delta[O_3]_{CFC-11}} \quad (\text{Ec. 2.6})$$

o sea como la relación entre la descomposición del ozono en el estado de equilibrio debido a las emisiones anuales de una cantidad de una substancia  $i$  emitida a la atmósfera y la descomposición del ozono en estado de equilibrio debido a una cantidad igual de CFC-11.

La Organización Meteorológica Mundial (WMO) publica periódicamente estimaciones de los valores de  $ODP$  para diferentes substancias, aceptándose que el tiempo de integración es infinito por tratarse de potenciales estables en el tiempo. Sin embargo el grado de impacto vendrá influenciado por las condiciones atmosféricas de contaminación en el momento y lugar de la emisión. Para tener en cuenta el efecto local en la emisión se establecen tres índices, medio, alto y bajo, correspondientes a zonas de media, alta y baja contaminación atmosférica (ver la Tabla 2.4).

Tabla 2.4 Factores de caracterización,  $ODP$  en  $g \text{ CFC-11} \cdot g^{-1}$  para la categoría de Agotamiento de ozono estratosférico,  $ODI$  (TEAM, 1999).

Substancia	ODP medio	ODP alto	ODP bajo
Bromuro de metilo ( $\text{CH}_3\text{Br}$ )	0,37	0,7	0,37
CFC-11 ( $\text{CFCl}_3$ )	1	1	1
Halon 1201 ( $\text{CF}_2\text{Br}$ )	1,4	1,4	1,4
Halon 1301 ( $\text{CF}_3\text{Br}$ )	12	17,2	10
Tetracloruro de Carbono ( $\text{CCl}_4$ )	1,2	1,2	1,03

### **Formación de oxidantes foto-químicos**

Bajo la influencia de la radiación solar los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) reaccionan con los compuestos orgánicos volátiles (VOCs) para producir ozono troposférico principalmente durante los meses de verano; la presencia de monóxido de carbono puede igualmente contribuir a la formación de ozono. Estos oxidantes foto - químicos pueden resultar perjudiciales para la salud humana, los ecosistemas y la agricultura, afectando por tanto a las cuatro áreas de protección de salud humana, recursos naturales y entornos tanto naturales como modificados por el hombre.

Para el cálculo del indicador de formación de foto-oxidantes,  $POI$ , se utiliza como factor de caracterización el potencial de formación de ozono foto-químico,  $POCP$  (*Photo-chemical Ozone Creation Potentials*), que se mide respecto al efecto producido por 1 kg de etileno:

$$POI = \sum_i POCP_i \times m_i \quad (\text{Ec. 2.7})$$

El *POCP* se define como la relación entre el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de un *VOC* y el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de etileno. Se expresa mediante la fórmula:

$$POCP_i = \frac{a_i/b_i}{a_{C_2H_4}/b_{C_2H_4}} \quad (\text{Ec. 2.8})$$

donde *a* representa el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de *VOC* *i*, *b* es emisión del *VOC* *i* integrada en el tiempo considerado. El denominador contiene estas mismas variables para el etileno, substancia de referencia.

Aunque se puedan calcular los *POCPs* de diferentes *VOCs*, estos potenciales pueden variar en función de la concentración inicial de  $NO_x$  asumida. Los  $NO_x$  actúan como catalizadores en esta reacción química, por tanto no son consumidos, pero en función de la concentración de  $NO_x$  se verá afectada la producción de foto-oxidantes y otros, diferentes factores como concentración de industrias, infraestructura de transportes, etc que influirán en la concentración de  $NO_x$ . En la Tabla 2.5 se dan valores de *POCP* para diferentes substancias teniendo en cuenta si la concentración inicial de  $NO_x$  es alta, media o baja.

### **Acidificación**

La acidificación consiste en la deposición de ácidos resultantes de la liberación de óxidos de nitrógeno y sulfuro en la atmósfera, en el suelo y en el agua, donde puede variar la acidez del medio, lo que afectará a la flora y fauna que habita en él, produce deforestación y también puede afectar a los materiales de la construcción.

Tabla 2.5 Factores de equivalencia, *POCP*, g eq. etileno·g<sup>-1</sup> en función de la concentración de  $NO_x$  en el área de emisión (TEAM, 1999).

Substancia	POCP medio	POCP alto	POCP bajo
Acetaldehido (CH <sub>3</sub> CHO)	0,527	1,22	0,33
Acetileno (C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> )	0,168	0,42	0,1
Acetona (CH <sub>3</sub> COCH <sub>3</sub> )	0,178	0,27	0,1
Aldehido (sin especificar)	0,443	1,263	0,079
Alkane (sin especificar)	0,398	1,173	0,114
Benzaldehido (C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CHO)	-0,334	-0,12	-0,82
Benzeno (C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> )	0,189	0,45	0,11
Butano (n-C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> )	0,41	1,15	0,15
Buteno (1-CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CHCH <sub>2</sub> )	0,959	1,85	0,57
Etano (C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> )	0,082	0,3	0,02
Etanol (C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH)	0,268	0,89	0,04
Etileno (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	1	1	1
Formaldehido (CH <sub>2</sub> O)	0,421	0,58	0,22
Heptano (C <sub>7</sub> H <sub>16</sub> )	0,529	1,65	0,13
Hexano (C <sub>6</sub> H <sub>14</sub> )	0,421	1,51	0,1
Hidrocarburos (sin especificar)	0,377	0,808	0,194
Hidrocarburos aromáticos (sin especificar)	0,761	1,285	0,481
Hidrocarburos Halogenados (sin especificar)	0,021	0,048	0,003
Hidrocarburos (excepto metano)	0,416	0,799	0,195
Metano (CH <sub>4</sub> )	0,007	0,03	0
Metanol (CH <sub>3</sub> OH)	0,123	0,21	0,09
Propano (C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> )	0,42	1,24	0,16
Propileno (CH <sub>2</sub> CHCH <sub>3</sub> )	1,03	1,63	0,75
Propionaldehido (CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CHO)	0,603	1,6	0,28
Tolueno (C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>3</sub> )	0,563	0,83	0,41

Las áreas de protección serán salud humana, recursos naturales entorno natural y modificado por el hombre. El indicador para la categoría de acidificación, *AI*, g eq.H<sup>+</sup> y se expresa como:

$$AI = \sum_i AP_i \times m_i \quad (\text{Ec. 2.9})$$

donde *m<sub>i</sub>* es la masa en kg de la sustancia *i* y *AP* es potencial de acidificación. El *AP* de una sustancia *i* se puede calcular como el potencial de iones H<sup>+</sup> equivalentes que puede emitir dicha sustancia *i*. Las diferentes emisiones podrán ser sumadas basándose en su potencial de formar iones H<sup>+</sup>.

El *AP* de una sustancia *i* se calculará según la ecuación 2.10 definiéndose como el número de H<sup>+</sup> que pueden ser producidos por cada kg de sustancia *i*:

$$AP_i = \frac{\eta_{H^+} \times M_{H^+}}{M_i} \quad (\text{Ec. 2.10})$$

donde  $\eta_{H^+}$  (mol·kg<sup>-1</sup>) representa el número de iones H<sup>+</sup> que pueden ser potencialmente producidos por un kg de sustancia *i* y  $M_{H^+}$  (kg·mol<sup>-1</sup>) el peso equivalente de un mol H<sup>+</sup> y *M<sub>i</sub>* el peso equivalente de la sustancia *i*. Por ejemplo un mol de SO<sub>2</sub> forma un mol de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> que emite dos moles de H<sup>+</sup>. Por tanto un gramo de SO<sub>2</sub> contribuye a la formación de (2/64) 0,03125 moles de H<sup>+</sup>. El valor del factor de caracterización de *AP* para el SO<sub>2</sub> es 0,03125 (Tabla 2.6).

Tabla 2.6 Factores de equivalencia,  $AP$ , g eq.  $H^+ \cdot g^{-1}$  utilizados en la categoría de acidificación (TEAM, 1999).

Substancia	AP
Ácido clohídrico (HCl)	0,0274
Ácido fluorhídrico (HF)	0,05
Ácido sulfihídrico ( $H_2S$ )	0,059
Ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ )	0,020
Amoníaco ( $NH_3$ )	0,059
Dióxido de Nitrógeno ( $NO_2$ )	0,022
Óxidos de azufre ( $SO_2$ )	0,03125

La acidificación es una de las categorías de impacto en que la escala geográfica adquiere importancia. Procesos o circunstancias locales influirán a la contribución de una sustancia a la acidificación. Una alta mineralización y un elevado ratio de desnitrificación reducirán la contribución de los compuestos acidificantes. También la contribución de una sustancia se verá reducida si los aniones que acompañan a los protones están limitados en el sistema o eliminados por la biomasa. Este es el caso principalmente de  $NO_x$  y  $NH_3$ . La contribución de estos componentes puede variar de 0 a 100%. Existen diferentes teorías que sugieren como actuar con las diferencias locales, de entre todas ellas cabe destacar una que consiste en despreciar las emisiones en áreas no sensibles o bien en agregar las emisiones basándose en la sensibilidad del área en que son emitidas.

Tabla 2.7 Factores de equivalencia en g eq. de  $SO_2$  para el cálculo de la acidificación (Huijbregts, 2001).

Substancia	AP
$NH_3$	1,6
$NO_2$	0,5
$SO_2$	1,2

### **Eutrofización**

En esta categoría se incluyen los impactos debidos a un alto nivel de los macronutrientes, nitrógeno y fósforo. Su incremento puede representar un aumento de la producción de biomasa en los ecosistemas acuáticos, por ejemplo un aumento de las algas en los ecosistemas acuáticos que produce una disminución del contenido de oxígeno debido a que la descomposición de dicha biomasa consume el oxígeno medido como DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Este consumo de oxígeno puede conducir a alcanzar unas condiciones anaerobias que provocan la descomposición causada por bacterias anaeróbicas que liberan  $CH_4$ ,  $H_2S$  y  $NH_3$ , que a largo plazo hace desaparecer cualquier tipo de vida aeróbica. El

proceso de eutrofización aumenta en verano. Las áreas de protección serán: entornos natural y modificado por el hombre, y recursos naturales.

La eutrofización causada por N y P (medido como O<sub>2</sub>) es cuantificada y sumada para el cálculo de su contribución potencial a la formación de biomasa. Los potenciales de eutrofización, *EP*, son utilizados como factor de caracterización para calcular el indicador total para dicha categoría, *EI*.

$$EI = \sum_i EP_i \times m_i \quad (\text{Ec. 2.11})$$

donde *mi* es la masa en kg de la substancia *i* emitida al aire, agua o suelo. El total se expresará como kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. El cálculo de *EP* se realiza según la ecuación.

$$EP_i = \frac{\frac{v_i}{M_i} \times \frac{N_{O_2}}{A_e}}{\frac{1}{M_{PO_4^{3-}}} \times \frac{N_{O_2}}{A_p}} \quad (\text{Ec. 2.12})$$

donde *v<sub>i</sub>* es el número de moles de N o P en una molécula del compuesto *i*, *M* es la masa molecular (kg.mol<sup>-1</sup>), *N<sub>O<sub>2</sub></sub>* es el número de moles de O<sub>2</sub> consumidos durante la degradación de las algas, *A<sub>e</sub>* es el número de moles N o P contenidos en una molécula de algas. Se toma la composición del alga "Redfield", C<sub>106</sub>H<sub>263</sub>O<sub>110</sub> N<sub>16</sub>P, asumiéndose la composición media de los organismos acuáticos. El oxígeno requerido para su degradación se medirá en forma de DQO (demanda química de oxígeno), asumiéndose que un mol de biomasa precisará de 138 moles de O<sub>2</sub> para su degradación. La eutrofización potencial del DQO se calcula mediante:

$$EP_i = \frac{\frac{1}{M_{O_2}}}{\frac{1}{M_{PO_4^{3-}}} \times \frac{N_{O_2}}{A_p}} \quad (\text{Ec. 2.13})$$

Por ejemplo, 1 mol de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> contribuye a la formación de 1 mol de materia orgánica, representada por el alga "Redfield", siempre que el elemento N esté disponible. Por tanto, 1 g de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> contribuye a la formación de 0,105 moles de algas (1/95) y se consumen 1,53 moles de O<sub>2</sub> (0,0105\*138). Por otro lado, 1 mol de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contribuye a la formación de 1/16 moles de materia orgánica siempre que el elemento P esté disponible. Por tanto, 1 g de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contribuye a la formación de 0,0035 moles de algas 1/(16\*18) y se consumen 0,459 moles de O<sub>2</sub>.

(0,0035\*138). *EP* del  $\text{NH}_4^+$  es 0,33 g eq.  $\text{PO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$ (0,459/1,453), entonces 1 g de DQO corresponde al consumo de 0,03225 moles de  $\text{O}_2$  (1/32). *EP* es 0,022 g eq.  $\text{PO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$  (0,03225/1,453).

### **Toxicidad**

En esta categoría se contemplan los efectos sobre los humanos y los ecosistemas acuáticos y terrestres de las substancias tóxicas existentes en el ambiente. Esta categoría afecta a las áreas de protección salud humana, entorno natural y recursos naturales. Estas categorías son aquellas para las cuales el factor destino y especialmente el transporte a través de diferentes medios, (*intermedia transport*) tiene más importancia.

Un contaminante no permanece en el medio, o compartimento ambiental, (entiéndase aire, suelo, agua superficial, agua subterránea mar...), en que es emitido sino que puede desplazarse y alcanzar otros compartimentos que serán a su vez contaminados. Una determinada sustancia puede incluso ser más dañina en un medio diferente al de su emisión.

Tabla 2.8 Factores de equivalencia, *EP* g eq.  $\text{PO}_4 \text{ g}^{-1}$  utilizados en la categoría de eutrofización (TEAM, 1999).

Substancia	<i>EP</i>
Amoníaco ( $\text{NH}_3$ )	0,35
Amonio ( $\text{NH}_4^+$ )	0,42
Dióxido de Nitrógeno ( $\text{NO}_2$ )	0,13
DQO (Demandada Química de Oxígeno)	0,022
Fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ , $\text{HPO}_4^{2-}$ , $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , $\text{H}_3\text{PO}_4$ , as P)	3,06
Fósforo (P)	3,06
Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )	0,095
Nitritos ( $\text{NO}_2^-$ )	0,13
Nitrógeno ( $\text{N}_2$ )	0,42
Óxido Nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ )	0,27
Pentoxido de Fósforo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ )	1,336

El cálculo del impacto de toxicidad en humanos vendrá determinado por la siguiente ecuación:

$$HTI = \sum_n \sum_i HTP_{i,n} \times f_{i,n} \times m_i \quad (\text{Ec. 2.14})$$

siendo *HTP* el factor de caracterización, cuyas unidades van a depender del método utilizado para su caracterización,  $f_{i,n}$  la fracción de la sustancia  $i$  que se transporta desde el invernadero al compartimento ambiental  $n$ , adimensional y  $m$  la masa emitida de cada contaminante.

De igual manera la ecotoxicidad acuática, *ATI*, se calculará mediante la expresión:

$$ATI = \sum_n \sum_i ATP_{i,n} \times f_{i,n} \times m_i \quad (\text{Ec. 2.15})$$

y la ecotoxicidad terrestre, *TTI*:

$$TTI = \sum_n \sum_i TTP_{i,n} \times f_{i,n} \times m_i \quad (\text{Ec. 2.16})$$

siendo *ATP* y *TTP* los factores de caracterización para la toxicidad de los ecosistemas acuático y terrestre, respectivamente. Aunque existen diferentes métodos para el cálculo de los factores de caracterización de la toxicidad, no existe aún consenso sobre que método utilizar. Por defecto utilizaremos el método conocido como *Critical Surface Time* (CST). La

Tabla 2.9 resume los factores de caracterización calculados por el método CST de diversas sustancias. En este caso las unidades para el factor de caracterización de toxicidad humana y acuática son los kg equivalentes 1,4 diclorobenceno (1,4- DB).

Tabla 2.9 Factores de equivalencia, *HTP*, *ATP* y *TTP* utilizados en las categorías de toxicidad humana, ecotoxicidad acuática y terrestre según el método CST (Jolliet y col., 1996).

Substancia	<i>HTP</i> kg eq.Pb <sub>a</sub> ·kg <sup>-1</sup>	<i>ATP</i> kg eq. Zn <sub>w</sub> ·kg <sup>-1</sup>	<i>TTP</i> kg eq. Zn <sub>s</sub> ·kg <sup>-1</sup>
<b>aire</b>			
Aldehido (sin especificar)	0,0087		
Arsénico (As)	9.000	0,078	0,75
Benceno (C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> )	0,012		
Cadmio (Cd)	19.000	79	3,14
Cobalto (Co)	12.900		0,08
Cobre (Cu)	145	0,66	0,14
Cromo (Cr III, Cr VI)	3.700	0,39	0,08
Estaño (Sn)	9		
Formaldehido (CH <sub>2</sub> O)	0,0099		
Mercurio (Hg)	46.000	196	5,94
Monóxido de Carbono (CO)	0,00014		
Níquel (Ni)	370	0,12	0,35
Óxidos de Azufre (SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> )	0,0075		
Óxidos de Nitrógeno (NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> )	0,002		
Partículas (sin especificar)	0,0075		
Plomo (Pb)	2.300	1,28	0,13
Selenio (Se)	64.000		
Zinc (Zn)	27	0,076	0,33
<b>suelo</b>			
Arsénico (As)	0,7	0,24	2,3
Cadmio (Cd)	1,46	240	9,6
Cobalto (Co)	1		0,26
Cobre (Cu)	0,009	2	0,42
Cromo (Cr III, Cr VI)	0,29	1,2	0,26
Mercurio (Hg)	3,6	600	18.300
Níquel (Ni)	0,029	0,36	1,100
Plomo (Pb)	0,6	3,9	0,410
Zinc (Zn)	0,0007	0,23	1,000
<b>agua</b>			
Aceites (sin especificar)		0,13	
Arsénico (As <sup>3+</sup> , As <sup>5+</sup> )	1,5		
Cadmio (Cd <sup>++</sup> )	3,2	520	
Cobalto (Co I, Co II, Co III)	2,2		
Cobre (Cu <sup>+</sup> , Cu <sup>++</sup> )	0,022	5,2	
Cromo (Cr III, Cr VI)	0,62	2,6	
DOB5 (Demanda Oxígeno Bioquímico)	0,022	0,00013	
Estaño (Sn <sup>++</sup> , Sn <sup>4+</sup> )	0,0015		
Fenoles (C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	0,052	15,4	
Fluoruros (F <sup>-</sup> )	0,045		
Fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> , as P)	0,0000032	0,01	
Mercurio (Hg <sup>+</sup> , Hg <sup>++</sup> )	7,8	1300	
Níquel (Ni <sup>++</sup> , Ni <sup>3+</sup> )	0,062	0,79	
Plomo (Pb <sup>++</sup> , Pb <sup>4+</sup> )	0,86	5,2	
Selenio (Se II, Se IV, Se VI)	10,9		
Zinc (Zn <sup>++</sup> )	0,0032	1	

## 2.2.4. Interpretación

La última fase de un ACV es la en que se combinan los resultados del análisis del inventario con la evaluación del impacto, se determina en que fases del ciclo de vida se generan las principales cargas ambientales, y por tanto, que puntos del sistema evaluado pueden o deben mejorarse. Puede contener conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones. En caso de comparar distintos productos con la misma función se podrá determinar cuál de ellos presenta un mejor comportamiento ambiental.

## **2.2.5. Software de ACV**

Últimamente se han desarrollado programas comerciales basados en la metodología del ACV que facilitan los cálculos necesarios para llevar a cabo el mismo. La mayoría de los programas incluyen bases de datos que pueden variar en extensión y en la calidad de los datos. En estos programas se introducen los datos del inventario para poder realizar los cálculos de la fase AICV, obteniéndose los resultados para las diferentes categorías de impacto elegidas. Algunos de los programas también hacen análisis de sensibilidad y de incertidumbre. Los más usados son Gabi, Simapro, Umberto y Team.

Para llevar a cabo este trabajo se ha utilizado Simapro, un programa desarrollado por la empresa holandesa Pré Consultants, que permite realizar el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) mediante el uso de bases de datos de inventario creadas por el usuario y bibliográficas, como por ejemplo las proporcionadas por Ecoinvent. Sus características principales son una interfaz intuitiva, diversos asistentes de ayuda (wizards), y la posibilidad de exportar procesos en tablas Excel o base de datos ASP, la posibilidad de calcular en cada etapa la evaluación de impacto, conocer la probabilidad mediante el análisis de Monte Carlo, realizar graficas en forma de árbol que representan el proceso y diferentes escenario de residuos.

# 3. El tratamiento de aguas residuales en una EDAR

## 3.1. Tratamientos de aguas residuales en Catalunya

La depuración de las aguas residuales es un punto clave para el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos, y también nos asegura la calidad de las aguas para las próximas generaciones. Para que el tratamiento de las aguas residuales evite los efectos adversos en el medio ambiente de las descargas de contaminantes a los ecosistemas acuáticos, la Directiva europea de aguas urbanas 91/271/CEE nos da las pautas para tratar correctamente las aguas residuales y los vertidos con la mínima perturbación del ecosistema en el cual se engloban. Las concentraciones máximas permitidas de los principales contaminantes vertidos al cauce público se resumen en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Requerimientos para la descargas de aguas residuales urbanas según la Directiva europea 91/271/CEE.

Parámetro	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	25 mg O <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup>	70-90 %
Demanda química de oxígeno (DQO)	125 mg O <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup>	75 %
Sólidos en suspensión	35 mg SS·L <sup>-1</sup>	90 %
Nitrógeno total	15 mg N·L <sup>-1</sup>	70-80 %
	10mgN·L <sup>-1</sup> (> 100.000 h. eq.)	
Fósforo total	2 mg P·L <sup>-1</sup>	80 %
	1 mg P·L <sup>-1</sup> (> 100.000 h. eq.)	

El tratamiento de las aguas residuales se produce gracias a la combinación de procesos físicos, químicos y/o biológicos en las estaciones depuradoras. El diseño de cada una de estas operaciones depende del tipo de agua que se debe tratar, de sus características, del volumen y de la calidad del efluente requerida. Las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en general presentan una misma secuencia de operaciones que se verá con detalle en el apartado siguiente.

La depuración de aguas residuales en Catalunya ha alcanzado la total depuración de aguas en grandes municipios pero en el futuro se debe plantear la sustitución de depuradoras que han quedado obsoletas y se debe llevar a cabo la depuración de los pequeños municipios. Algunas instalaciones tienen defectos de construcción, otras han quedado en medio de pueblos y necesitan mejorar la tecnología empleada. Por otro lado habría que pensar en reutilizar las aguas residuales como fuente de recursos. Gran parte de Catalunya y del Estado Español se ha declarado zona sensible, según la legislación europea, Directiva 91/271. Esta declaración implica la reducción de nutrientes presentes en los vertidos, que en cierta manera condiciona el tipo de tecnología que se tiene que emplear.

### **3.2. La depuradora de aguas residuales de Manresa**

La instalación de tratamiento de aguas residuales de Manresa, St. Joan de Vilatorrada, Callús i Canet de Fals, en Figura 4.1, consta de tres líneas: (i) la línea de tratamiento de agua con el pretratamiento, la decantación primaria, el proceso biológico y la decantación secundaria, (ii) la línea de tratamiento de fango obtenido con los espesadores, los digestores, la deshidratación y el compostaje, y (iii) la línea del tratamiento del biogás obtenido en los digestores con el tratamiento biológico del biogás y con la cogeneración. Tiene una capacidad de 196167 habitantes equivalentes (h.e.), entendiéndose por habitante equivalente la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO<sub>5</sub>) de 60 gramos de oxígeno por día, tal como se ha definido por la Directiva 91/27.

# 4.

## El tratamiento del agua

El agua residual de Manresa, St. Joan Vilatorrada i Callús llega a la depuradora en el punto 1, Figura 4.1, a través del colector y arqueta de entrada (Figura 4.2). El 80% de las aguas residuales es de origen urbano y el 20% restante de origen industrial.



Figura 4.1 Plano general de las instalaciones de la EDAR de Manresa.

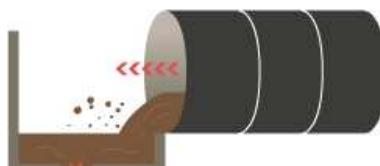


Figura 4.2 Colector y arqueta de entrada

### 4.1. Pretratamiento

La primera operación unitaria que encontramos en la EDAR corresponde al punto 2, Figura 4.1, que consta de una sucesión de barras y rejas con diferentes pasos de luz (Figura 4.3). El objetivo es eliminar la mayor cantidad de residuos sólidos voluminosos y parte de los sólidos inorgánicos que llegan por el colector y evitar la obstrucción del equipo y de las unidades posteriores. La manera más habitual de clasificar el tipo de rejas es a partir del paso de luz o separación entre las barras.

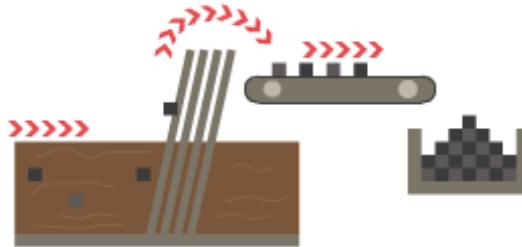


Figura 4.3 Rejas y tamices.

El agua pasa por unas rejas donde quedan retenidos los objetos que arrastran. Un mecanismo de limpieza los conduce por una cinta que los deposita en un contenedor. Su destino es el vertedero. Las rejas tienen un paso de luz de 5cm y los tamices de 3 mm.

El pretratamiento de las aguas continúa con el proceso de reducción de arena y grasas (punto 3, Figura 4.1). La arena se separa para evitar que se incorpore a procesos posteriores, y ocasione abrasiones y desgastes en los elementos mecánicos, y por su densidad alteraciones en los procesos de sedimentación. Además, es un elemento inerte que con su presencia disminuye el volumen útil de las unidades de tratamiento.

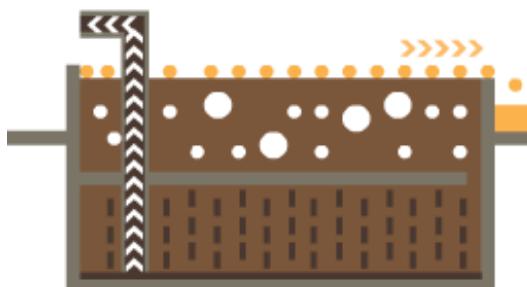


Figura 4.4 Desarenador-desgrasador

Las grasas presentan tres problemas; en primer lugar, su insolubilidad en el medio acuoso y su situación en la interface aire-agua establece una película que dificulta los procesos de transferencia de oxígeno en el reactor biológico, con la consecuente necesidad de sobredimensionar los equipos de aireación o la aparición de problemas de falta de oxígeno. En segundo lugar, la acumulación de grasa en determinadas zonas produce obstrucciones o limitaciones de paso e incrementa la necesidad de mantenimiento en el sistema de reacción. Por último, las grasas alteran las estructuras de los *flóculos* que modifican la densidad y provocan problemas de sedimentación.

Tanto la arena como la grasa se separan por la diferencia de *densidad relativa* que presenta respecto al corriente acuoso. Las burbujas arrastran las grasas en dos canales donde se inyecta aire a presión hacia la superficie donde son retiradas y depositadas a un contenedor. A su vez, las arenas caen en el fondo, donde son aspiradas y enviadas en un contenedor. Las arenas y las grasas van al vertedero.

El diseño del desarenador-desgrasador, en Figura 4.4, debe ser de tal manera que las partículas ligeras lleguen al fondo del canal antes de que el agua llegue a la salida. Para ello es necesario conocer la velocidad de sedimentación de las partículas que se define como la profundidad del tanque  $h$  que ha de recorrer una partícula en un tiempo igual a la *residencia hidráulica del agua* (THR).

$$u_c = h/THR \quad (\text{Ec. 4.1})$$

En el caso de las grasas, el tiempo debe ser suficiente para que llegue a la superficie. El tiempo de residencia hidráulica del agua debe ser superior a 10 min en caudal punta y 15 min en caudal medio. Para acelerar el proceso se insufla aire al sistema que se une a los núcleos de grasa disminuyendo la densidad y facilitando el proceso de separación. El aire insuflado también permite limpiar los granos de arena de la materia orgánica que tienen adherida, que se tratará posteriormente. La variabilidad de las concentraciones y de las características de las aguas residuales, etc. hacen que se recurra a valores de diseño generalistas.

## 4.2. Decantación primaria

En el decantador primario, punto 4 en Figura 4.1, se produce el tratamiento que precede al tratamiento biológico, en el que se eliminan los sólidos en suspensión del agua residual. En este caso las partículas se van agregando durante la sedimentación variando su velocidad de sedimentación. La sedimentación de los sólidos suspendidos se produce en un tanque adecuado (Figura 4.5) en un periodo de 0,5 a 3 horas o más; que permite que del 40 al 65% de los sólidos finos sedimenten en el fondo del tanque, del cual se extrae en forma de lodos por medio de colectores mecánicos.

Los materiales en suspensión se separan en tres grandes balsas circulares por medios físicos. El agua a tratar entra por el centro y se mueve lentamente hacia el borde. El fango en suspensión, llamado fango primario, va hacia el fondo y se retira.

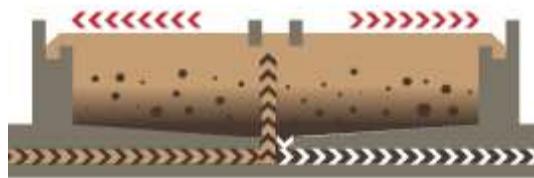


Figura 4.5 Decantador primario.

El agua decantada, que contiene aún materia orgánica disuelta, sale por el borde. La decantación primaria tiene un rendimiento de eliminación del 65% de la materia sedimentable.

### 4.3. Tratamiento biológico

Esta fase (punto 5, Figura 4.1) permite la eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) con un proceso de lodos activos de pequeña carga contaminante. En el sistema de aireación por difusión (Figura 4.6) se suministra aire a baja presión forzando su paso a través de diversos tipos de materiales porosos en placas o tubos instalados en la parte inferior del tanque de aireación.

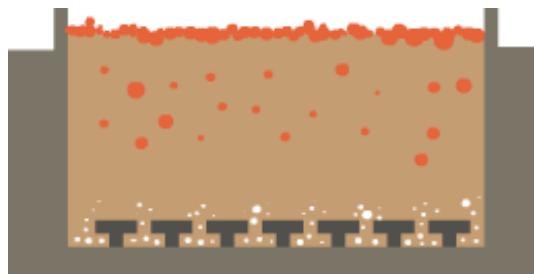


Figura 4.6 Reactor biológico.

El tratamiento biológico se produce en dos tipos de balsas: (i) reactores anóxicos, donde unas bacterias eliminan compuestos nitrogenados en forma de nitrógeno gaseoso, que se emite al aire, y (ii) reactores aerobios, en los que viven microorganismos que se alimentan de materia orgánica disuelta y necesitan oxígeno, que se suministra por unos difusores de aire. La aeración tiene al menos tres funciones importantes: (i) mezclar los lodos procedentes del tratamiento primario, (ii) mantener los lodos activos en suspensión, y (iii) suministrar oxígeno para las reacciones bioquímicas necesarias para estabilizar las aguas residuales. La cantidad de oxígeno necesaria se puede calcular de forma teórica conociendo la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO$ ) de los residuos, la cantidad diaria de residuos generados por los microorganismos y el tipo de tratamiento (por ejemplo eliminación de fósforo, nitrógeno, etc.). En la práctica se proporciona aire para mantener al menos 2 mg/l de oxígeno disuelto en todas

las condiciones de carga en todas las partes del tanque. El subministro de aire se proporciona por aireación por agitación y por aireación por difusión. Al suministrar el aire se forman pequeñas burbujas, que permiten aumentar la superficie a través de la cual el oxígeno se difunde. Para evitar que se obstruyan las placas difusoras o tubos, el aire se filtra anteriormente para eliminar polvo, aceite y otras impurezas, y se utilizan tuberías de materiales no corrosivos. Cuando el agua sale de las balsas, en lugar de materia orgánica disuelta contiene microorganismos agrupados en *flóculos*.

Los responsables de las desnitrificación son los microorganismos desnitrificantes heterótrofos, capaces de efectuar la respiración aeróbica y, en ausencia de oxígeno, de sustituirlo por nitrato; estos microorganismos pueden eliminar simultáneamente la materia orgánica y el nitrógeno. La eliminación de la materia orgánica se produce en las zonas óxicas y la reducción del nitrato, junto con la eliminación de la materia orgánica, en las zonas anóxicas. El proceso de desnitrificación es muy lento ya que los microorganismos responsables tienen tasas de crecimiento muy bajas. La reducción de fósforo se puede realizar por precipitación química mediante sal de aluminio; que tiene bajo coste con respecto a otras sales y además produce menor cantidad de fangos que si se usara cal.

La nitrificación es la conversión del amonio  $\text{NH}_4^+$  a nitrato  $\text{NO}_3^-$  en condiciones aeróbicas, mientras que la desnitrificación es la conversión de los nitratos en nitrógeno gas que se emite a la atmósfera. Las condiciones requeridas son ausencia de oxígeno molecular y presencia de una fuente de materia orgánica. El nitrógeno liberado como gas a la atmósfera es la diferencia entre la suma del nitrógeno total (Kjeldhal, NTK) y del nitrógeno ya nitrificado ( $\text{NO}_x$ ) de las aguas residuales en la entrada y la cantidad en las aguas a la salida de las instalaciones.

$$N_2 = (NO_x + NTK)_{\text{entrada}} - (NO_x + NTK)_{\text{salida}} \quad (\text{Ec.19}).$$

La eliminación del fósforo requiere de una fase aeróbica seguida de una fase anóxica. La diferencia de la cantidad de fósforo en la entrada de las aguas y en la salida nos da la cantidad de fósforo referida que pasa al lodo como emisiones al suelo.

#### 4.4. Sedimentación secundaria

En esta fase, punto 6, Figura 4.1, se separan en el decantador secundario (Figura 4.7) los *flóculos* procedentes del tratamiento biológico en que la concentración de los sólidos es elevada.

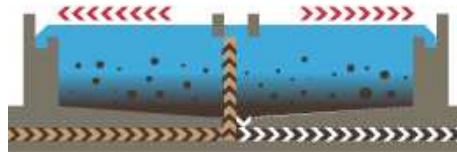


Figura 4.7 Decantador secundario.

Las partículas forman una especie de manta que sedimenta con una sola masa. Con esta segunda decantación, los *flóculos* de microorganismos sedimentan en el fondo como fango secundario y se retiran, mientras que el agua limpia sale por el borde. En la EDAR de Manresa no se realiza un tratamiento terciario, como la cloración del agua, aunque si se utilizan sales de aluminio como coagulante.

Básicamente hay tres tipos de tecnologías de tratamiento secundario:

1. Aireación prolongada (Figura 4.8): se compone de un reactor con aireación mecanizada y equipo de mezcla donde se combina el agua residual con el fango. El tiempo de retención hidráulico es relativamente largo.

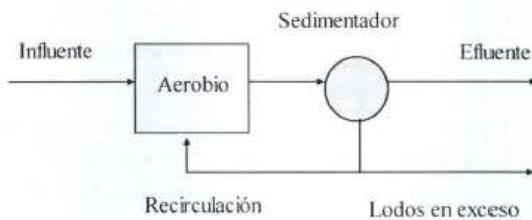


Figura 4.8 Tratamiento secundario con aireación prolongada.

2. Biodenipho (Figura 4.9). El influente se mezcla inicialmente con lodo activo recirculado en un tanque anaeróbico antes de pasar a dos canales de oxidación situados en serie. Los canales operan en una serie de condiciones anóxicas y aeróbicas para alcanzar tanto la nitrificación como la desnitrificación; mezcladores sumergidos permiten el mezclado del agua tratada sin aireación. En la EDAR que estudiamos esta es la tecnología secundaria empleada.

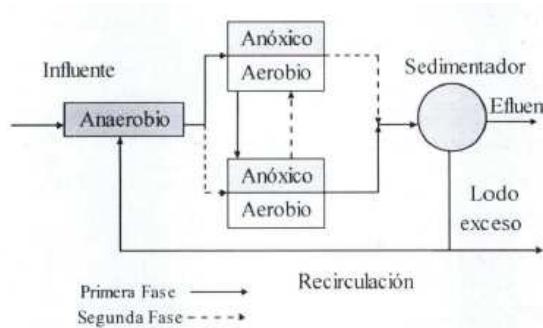


Figura 4.9 Tratamiento secundario biodenipho.

3. Tratamiento aeróbico-anóxico (Figura 4.10). En un tanque aeróbico se produce nitrificación, por ejemplo con lodos activos, y se combina con un tanque de mezclado anóxico para eliminar el gas en forma de nitrógeno.

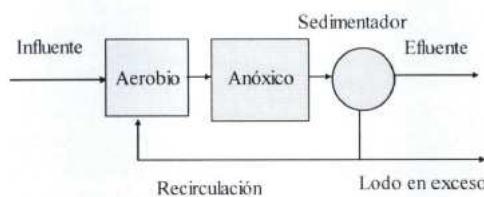


Figura 4.10 Tratamiento secundario aeróbico-anóxico.

#### 4.5. Vertido al río Cardener

El agua depurada sale de la EDAR al río Cardener en el punto 7 en Figura 4.1.

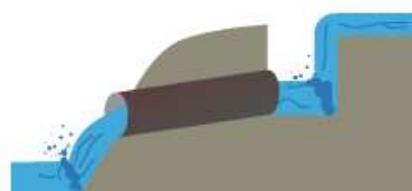


Figura 4.11 Salida al río.

#### 4.6. Proceso de fangos activos

Consiste en introducir el agua residual, generalmente pre-tratada, en un reactor (Figura 4.12) que contiene un cultivo bacteriano en suspensión (fangos) al que se aporta aire para conseguir que la materia orgánica se oxide biológicamente a agua, CO<sub>2</sub> y otros gases (punto 8, Figura 4.1).

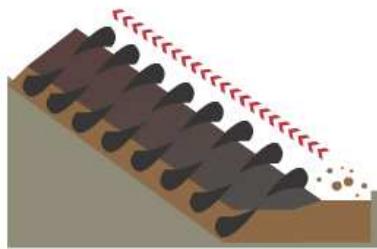


Figura 4.12 Fangos biológicos.

Después, mediante un decantador se separan los sólidos en suspensión (fangos) y el agua tratada. Se puede considerar que los microorganismos utilizan el oxígeno presente en el agua para consumir el sustrato o alimento (materia orgánica biodegradable). La mayor parte de los fangos separados en el decantador se devuelven hacia el reactor biológico, mientras que una pequeña parte se purga diariamente del sistema y se envía hacia la línea de fangos, evitando que la biomasa presente en el sistema aumente y envejezca excesivamente. La cantidad diaria que se purga nos determinará el *tiempo de residencia celular* (TRC), se define como el tiempo en que la biomasa se mantiene en el reactor.

Los fangos retirados de los decantadores tienen una gran cantidad de agua. Una parte de los fangos procedentes de los decantadores secundarios vuelve a la línea de agua en la cabecera del tratamiento biológico. Así se consigue mantener la concentración de microorganismos.

#### 4.6.1. El tratamiento de los fangos

El tratamiento de fangos o lodos consta de tres fases: espesamiento, estabilización y deshidratación.

##### **Espesamiento**

El espesamiento es el proceso que elimina parte del contenido en agua del fango para disminuir su volumen, y así facilitar su manipulación y tratamiento. Se lleva a cabo por la acción de la fuerza de la gravedad y la adición de *polielectrolito* para facilitar la flotación (punto 9, Figura 4.1).

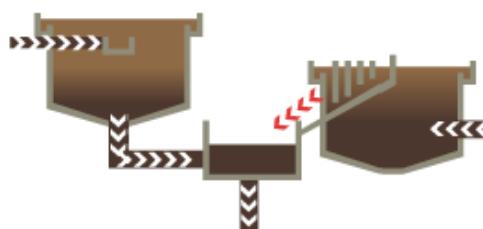


Figura 4.13 Espesadores.

La parte de fangos biológicos que no va al reactor biológico para el proceso de lodos activos va a los espesadores (Figura 4.13) donde se les extrae una parte del agua. Los espesadores de fango primario son decantadores: el fango más espeso se recoge en el fondo. En el espesador de fango secundario, el fango espeso sube hacia la superficie arrastrado por burbujas de aire.

Los dos tipos de fango se mezclan en el mezclador.

### **Digestión**

En el digestor (Figura 4.14) se obtiene la estabilización de los fangos mediante digestión anaeróbica (punto 10, Figura 4.1) mediante microorganismos en ausencia de oxígeno. De este proceso se produce un biogás con un alto poder energético, conservando al mismo tiempo el poder fertilizante del fango, y eliminando los malos olores, los agentes patógenos y la carga contaminante del sustrato digerido.

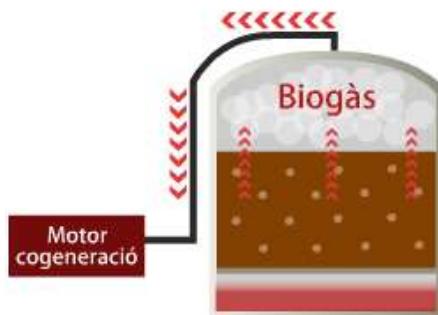


Figura 4.14 Digestor de biogás.

La digestión anaeróbica es un proceso que se puede realizar a diferentes temperaturas:

- Digestión psicrofílica, a una temperatura inferior a 20 °C
- Digestión mesofílica: entre 30 y 40 °C
- Digestión termofílica: entre 50 y 70 °C

En la EDAR en estudio se emplea la digestión mesofílica a una temperatura alrededor de 36°C, aunque el empleo de la digestión termofílica presentaría la ventaja de tener una reacción de degradación de la materia orgánica más rápida y de admitir mayor carga orgánica, mayor producción de biogás.

### Deshidratación

La deshidratación (punto 13, Figura 4.1) reduce el contenido en agua de los fangos, facilitando su manipulación y transporte. El nivel de deshidratación depende del uso final que se le quiera dar al fango; en la EDAR de Manresa se utilizan métodos mecánicos (Figura 4.15).

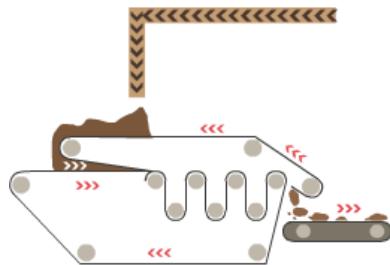


Figura 4.15 Deshidratador de fangos.

El fango digerido pasa a la etapa de deshidratación, donde se comprime entre dos capas de tejido que permiten el paso del agua sin dejar permear el fango, que sale del proceso con una consistencia pastosa. Una vez deshidratados, los fangos se almacenan en un silo (punto 14, Figura 4.1) para su posterior compostaje en una planta de tratamiento de lodos situada en las propias instalaciones de la depuradora. La planta, la primera automatizada española para el compostaje y reutilización de los lodos, se inauguró en el 1994.

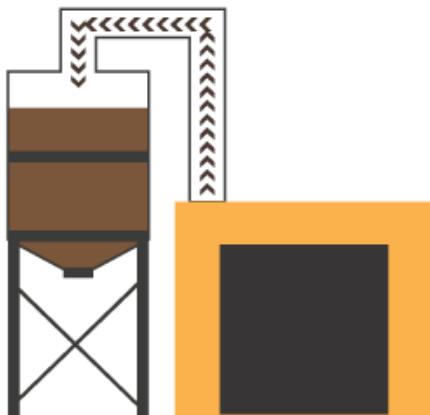


Figura 4.16 Silo de almacenamiento de fangos deshidratados.

El compostaje (punto 15, Figura 4.1) es un tratamiento para la estabilización de los fangos y se puede considerar como un post-tratamiento para revalorizar el fango y obtener un producto que se pueda utilizar como fertilizante. En el compostaje (Figura 4.17) la materia orgánica se descompone por la actividad aeróbica de los microorganismos dando lugar a un producto llamado compost con características similares al humus. Los fangos deshidratados se

compostan durante 15 días para obtener un adobo para la agricultura y la jardinería. El aire de la planta de compostaje se trata con unos lavados y un biofiltros para evitar malos olores.

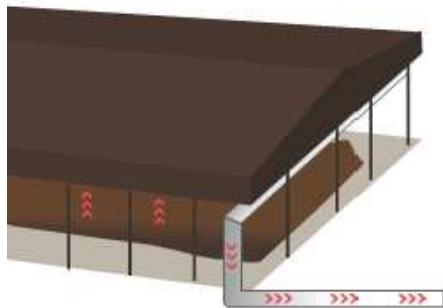


Figura 4.17 Compostaje.

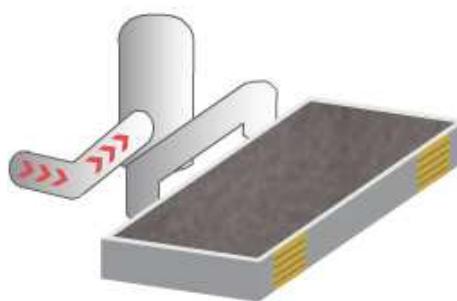


Figura 4.18 Tratamiento del aire.

#### 4.6.2. El Tratamiento del Biogás

El proceso de digestión anaeróbica genera un gas combustible llamado biogás, que es una mezcla gaseosa formada básicamente por  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  y pequeñas proporciones de otros gases como  $\text{H}_2\text{S}$  y  $\text{H}_2$ . La Tabla 4.1 muestra valores típicos de cada gas que compone el biogás.

Tabla 4.1 Composición típica de gases del biogás según Coombs, 1990.

Gas	Composición	
$\text{CH}_4$ :	50-80%	60%
$\text{CO}_2$ :	20-50%	30%
$\text{H}_2$ :	0-5%	5%
$\text{H}_2\text{S}$ :	0-1%	1%
$\text{CO}$ :	0-1%	1%
$\text{N}$ :	0-3%	2%
$\text{O}_2$ :	0-1%	1%

El biogás tiene un Poder Calorífico Superior (PCS) en promedio de 4.600 kcal/m<sup>3</sup> lo que permite generar entre 1,3-1,6 Kwh, con un motor de cogeneración de 30% de eficiencia eléctrica, lo cual equivale a medio litro de petróleo, aproximadamente. El contenido de energía de 1 m<sup>3</sup> de biogás (60%  $\text{CH}_4$  y 40%  $\text{CO}_2$ ) es aproximadamente 6,8 Kwh. Esta energía puede ser almacenada y distribuida en diferentes formas: (gas a baja, media o alta presión), agua caliente o energía eléctrica.

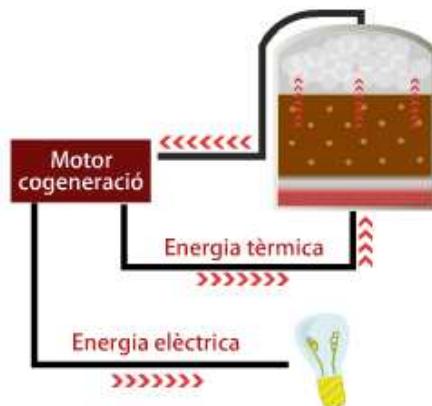


Figura 4.19 El biogás.

El biogás se almacena en depósitos y se gasta en la propia depuradora mediante un proceso de cogeneración que permite obtener energía eléctrica, que se utiliza en la propia planta, y energía térmica para calentar los digestores de fango (Figura 4.19).

La cogeneración es un proceso mediante el cual se produce energía eléctrica y energía calorífica. La energía eléctrica se produce con un motor generador, y la calorífica se produce aprovechando el calor que produce la salida de gases del motor generador y la refrigeración de éste. La energía calorífica producida en un motor de cogeneración suele ser aproximadamente 1/3 de la energía eléctrica. El calor producido se aprovecha para mantener la temperatura en el rango mesófilo (35-40°C) en el digestor de lodos.

#### **Tratamiento biológico del biogás**

El uso de biogás en la planta conlleva el problema de su contenido de ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), un gas con un alto poder corrosivo que deteriora las instalaciones. Por lo tanto es necesario eliminarlo antes de utilizar el biogás (Figura 4.20).



Figura 4.20 Tratamiento biológico del biogás.

El biogás producido en los digestores, antes de ir al motor de cogeneración, pasa por un tratamiento biológico en el cual se elimina el ácido sulfídrico o (sulfuro de hidrógeno  $H_2S$ ).

La planta de tratamiento de aguas residuales de Manresa tiene un rendimiento de eliminación de la carga orgánica, medido en  $DBO_5$ , del 97%, de eliminación de nitrógeno total del 76% y de eliminación de fósforo total del 85%

# 5.

# **Materiales y equipos para la generación de energía en una EDAR.**

## **5.1. Introducción**

El uso de combustibles fósiles para la generación de electricidad y calor conduce a la emisión a la atmósfera de elevadas concentraciones de CO<sub>2</sub>, uno de los principales gases responsables del efecto invernadero. A este respecto, la legislación de los diferentes países va siendo cada vez más restrictiva. Este marco económico y medio ambiental justifica la necesidad de buscar nuevas fuentes de energía alternativas más respetuosas con el medio ambiente, como las de carácter renovable, así como al desarrollo de nuevas tecnologías de generación eléctrica de mayor eficiencia.

La utilización de biogás en pilas de combustible satisface ambos propósitos, al combinar una tecnología de generación prometedora de elevada eficiencia y bajo impacto medio ambiental con el uso de un combustible de buena calidad y económico. Actualmente, en la mayoría de las instalaciones donde se origina el biogás, por ejemplo en estaciones depuradoras de aguas residuales, está considerado como un subproducto de elevadas concentraciones de gases de efecto invernadero (CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>) que se genera en grandes cantidades y que, tras un mínimo tratamiento, se libera a la atmósfera o se quema en antorchas o, en el mejor de los casos, se transforma en calor y energía eléctrica mediante un motor de cogeneración, con las consiguientes repercusiones medio ambientales que esto conlleva. Por tanto, su utilización en pilas de combustible se contempla como una alternativa de gran interés, ya que conlleva el beneficio doble

de la reducción de las emisiones contaminantes de efecto invernadero, cada vez más controladas por la administración, y el aprovechamiento energético de un recurso valioso que puede permitir la generación propia y combinada de calor y electricidad (cogeneración) de un modo eficiente.

Las aplicaciones energéticas del biogás pueden ser térmicas o eléctricas, en función de su grado de pureza. No obstante, no cabe duda de que el uso más interesante que tiene el biogás en estos momentos es la generación de electricidad y calor (cogeneración). El biogás con un grado medio de pureza se puede utilizar en motores de combustión interna y turbinas de gas. En la Tabla 5.1 se detallan los valores promedio del poder calorífico de diferentes combustibles y su equivalente referido al biogás.

Tabla 5.1 Valores promedio del poder calorífico de diferentes combustibles y su equivalente referido al biogás. Fuente: : Instituto Virtual Ingefórmatica (<http://www.geocities.com/institutoingefor2/cursos/curso01/biogas1.html#1.2>)

Combustible	Kcal/m <sup>3</sup>	Kcal/Kg	Cantidad equivalente a 1000 m <sup>3</sup> de biogás
Biogás	5335	-	1000 m <sup>3</sup>
Gas Natural	9185	-	851 m <sup>3</sup>
Metano	8847	-	603 m <sup>3</sup>
Propano	22052	-	242 m <sup>3</sup>
Butano	28588	-	187 m <sup>3</sup>
Electricidad	860 kcal/kW·h	-	6203 kW·h
Carbón		6870	776 kg
Petróleo		11357	470 kg

A pesar de las ventajas que parecen ofrecer los sistemas de pilas de combustible, su elevado coste y el hecho de que estén todavía en un nivel pre-comercial (aunque ya existen algunos sistemas comerciales) hace que, por el momento, todavía no sean sistemas económicamente competitivos respecto a las turbinas de gas o a los motores de combustión interna para la generación de electricidad a partir de biogás.

Sin embargo, en los últimos años está suscitando interés la combinación de sistemas híbridos de pila de combustible y turbina de gas o vapor (especialmente turbina de gas) puesto que consiguen aumentar significativamente la eficiencia energética global de los sistemas (Figura 5.1). Previsiblemente en el futuro podrían llegar a sustituir a la tecnología convencional.

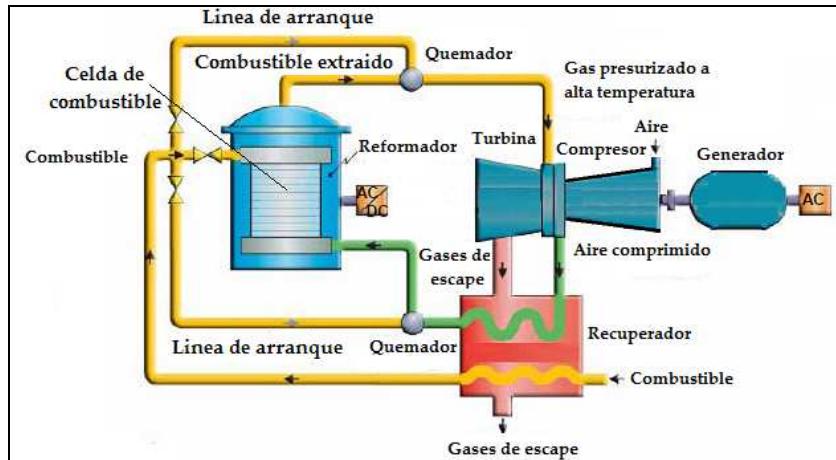


Figura 5.1 Esquema de sistema híbrido (directo) de pila de combustible y turbina de gas [22].

A medio plazo, los sistemas más prometedores (alimentados con biogás) y potencialmente competitivos en términos de costes y de eficiencia posiblemente sean los híbridos de pila de combustible de óxido sólido (SOFC) y microturbinas de gas (SOFC-GT).

## 5.2. Las pilas de combustible

Las pilas de combustible permiten incrementar los rendimientos y por lo tanto disminuir las tasas de emisión por kWh de electricidad generado, que comienzan a tener un desarrollo importante en la producción de electricidad a pequeña y gran escala. Estas pilas de combustible funcionan con hidrógeno, que debe ser obtenido mediante algún proceso debido a que no se encuentra de forma aislada en la naturaleza. De esta forma, el producto residual de las pilas de combustible es simplemente agua, lo que da idea de las importantes ventajas que su uso puede tener en el mercado de la producción de energía. Es importante notar que la obtención del hidrógeno, al no encontrarse de forma aislada en la naturaleza, supone una inversión de energía, para extraer las moléculas de hidrógeno aisladas del compuesto en que se encuentre (ya sea del oxígeno en el agua, del carbono en los hidrocarburos, etc.) Es decir, el hidrógeno no es una fuente de energía por sí mismo, sino que es lo que se denomina un vector energético. Hay que realizar una cierta inversión de energía para producir hidrógeno utilizable en otras actividades energéticas (ya sea la producción de energía eléctrica, la automoción, etc.), la producción de hidrógeno para alimentar las pilas de combustible puede tener distintas fuentes, aunque en la actualidad la que más se está utilizando es la obtención mediante reformado de hidrocarburos (gas natural o

metanol), lo que significa una emisión (aunque menor) de gases de efecto invernadero. En nuestro caso la obtención de hidrógeno se haría mediante las celdas electrolíticas microbianas (MEC) instaladas en el digestor de lodos.

Las pilas de combustible están constituidas básicamente por dos electrodos porosos, ánodo y cátodo, separados por un electrolito denso. El tipo de electrolito utilizado determina la temperatura de operación y, por tanto, el rango de aplicación del dispositivo.

Tabla 5.2 Características de las pilas de combustible estudiadas. Fuente: "Sustainable Energy Technology Route Maps. Fuel Cells". Department of Trade and Industry of the United Kingdom. <http://www.dti.gov.uk/files/file15420.pdf>

Tipo de pila de combustible	Electrolito	Conductor iónico	Temperatura de operación	Combustible	Rendimiento	Rango de potencia	Aplicaciones
PEMFC	Polímero sólido (Nafion®)	H <sup>+</sup>	60-80°C	H <sub>2</sub> puro (tolera CO <sub>2</sub> , 10 ppm CO)	35-45 %	5-250 kW	- Transporte - Portátil - Estacionaria de baja potencia
SOFC	ZrO <sub>2</sub> / Y <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (YSZ)	O <sup>2-</sup>	800-1000°C	H <sub>2</sub> , CO, CH <sub>4</sub> , otros HC's (tolera CO <sub>2</sub> )	50-65 %	100-250 kW	- Estacionaria de media potencia - Transporte (APU)

Por último, señalar de nuevo que las pilas de combustible son elementos eficientes en instalaciones de generación distribuida y combinada de calor y electricidad (cogeneración). El sistema completo de generación de energía a partir de la pila de combustible está constituido por un procesador de combustible, la pila de combustible (unidad de potencia) y un inversor/acondicionador de potencia, tal y como se muestra en la Figura 5.2.

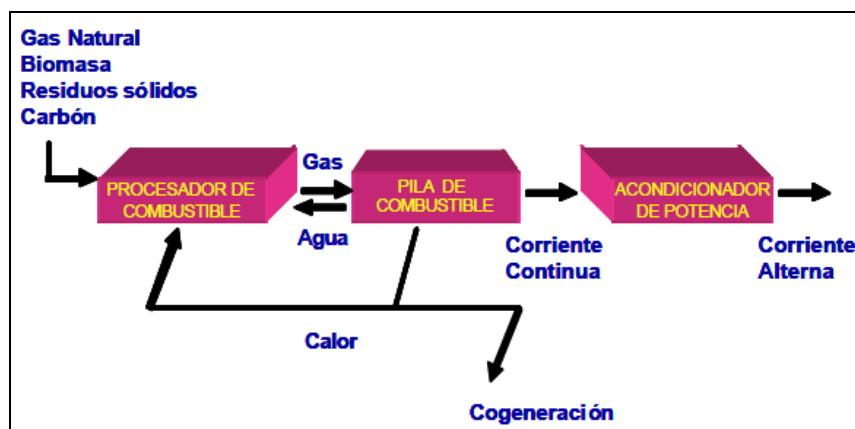


Figura 5.2 Esquema de sistema de generación de energía basado en pilas de combustible [24].

En la Tabla 5.3 se muestra el grado de tolerancia de los distintos tipos de pilas de combustible a diferentes compuestos.

Tabla 5.3 Tolerancia de los distintos tipos de pilas de combustible a diferentes compuestos [25].

Compuesto	PEMFC	SOFC
$\text{H}_2$	Combustible	Combustible
$\text{CH}_4$	Inerte	Combustible
$\text{CO}_2$	Diluyente	Diluyente
$\text{CO}$	< 10 ppm	Combustible
$\text{H}_2\text{S, COS}$	< 200 ppb	Veneno < 1 ppm $\text{H}_2\text{S}$
$\text{NH}_3$	Veneno	Combustible
Halógenos	-	Veneno < 1 ppm

La sensibilidad de las pilas de combustible a determinado tipo de compuestos implica que, previamente a su uso, el biogás debe someterse a una primera y necesaria etapa de limpieza/acondicionamiento.

Un sistema generador de pilas de combustible está formado por una sucesión de celdas para poder multiplicar la potencia eléctrica generada por una única celda, compuestas de un ánodo, un cátodo y un electrolito. La diferencia entre los distintos tipos de celda se fundamenta en la elección del electrolito, como se verá posteriormente en la clasificación, aunque la elección del material que forma el ánodo y el cátodo también será diferente según sea el modelo de celda de combustible. Entre las distintas celdas que forman una pila se sitúan placas de separación, que sirven como colectores de corriente.

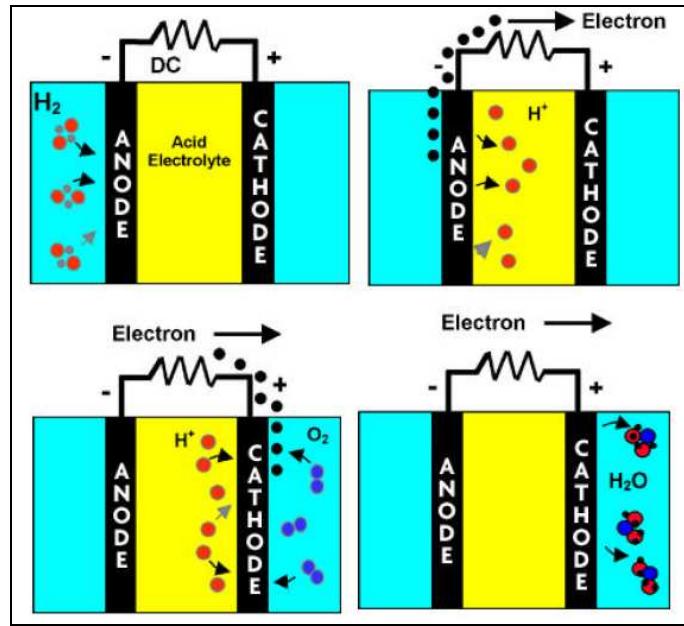


Figura 5.3. Funcionamiento de una celda de combustible.

Fuente: <http://dodfuelcell.cecer.army.mil/>

### 5.2.1. Pilas de Combustible PEM (PEMFC)

Utilizan una membrana de polímeros con un componente ácido como electrolito. El material básico de esta membrana es un polímero fluorocarbonado similar al Teflón, que contiene grupos de ácidos con protones libres que pueden migrar a través del material. De esta forma la membrana permite el paso de iones hidrógeno  $H^+$  a través de ella, impidiendo el paso de los electrones. Los electrodos están compuestos normalmente por una fibra de carbono, con un revestimiento hidrófobo y una pequeña cantidad de platino que actúa como catalizador tanto de las reacciones anódicas como catódicas. En un principio la cantidad de platino presente en el revestimiento era bastante elevada (de 4 a 5  $mg/cm^2$ ), aunque se ha logrado reducir hasta niveles cercanos a los  $0.2\ mg/cm^2$ . Los electrodos están sujetos a unas hojas de placas bipolares (normalmente grafito) que actúan como conductor de gas y que son resistentes a la corrosión (necesario al estar en un medio ácido). Estas placas han sido costosas y difíciles de fabricar hasta la fecha, aunque desarrollos recientes han conseguido disminuir estos costes.

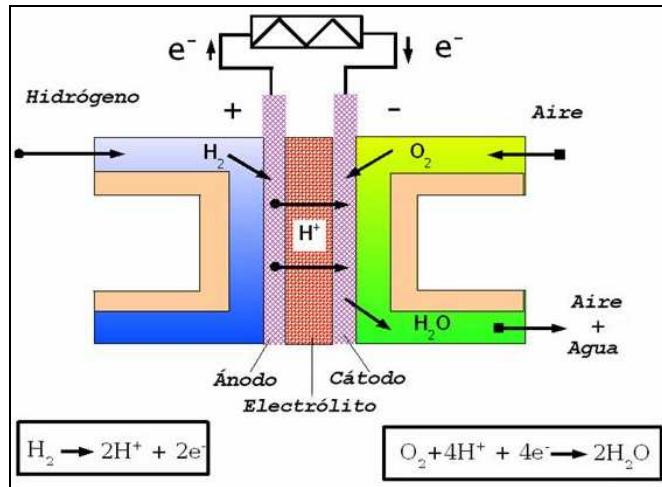


Figura 5.4 Funcionamiento de una Pila de Combustible de Polímeros Sólidos (PEMFC). Fuente: <http://www.madrimasd.org/blogs/energiasalternativas>

La eficiencia de estas pilas ronda el 55% utilizando hidrógeno puro. Estas pilas se pueden contaminar con la presencia de pequeñas impurezas en el gas de alimentación, causando un envenenamiento del platino del catalizador. La presencia de azufre, al igual que la de CO en pequeñas cantidades (100 ppm) son los principales contribuidores del envenenamiento. La presencia de CO<sub>2</sub> puede también generar problemas debido a que impide la difusión del hidrógeno a través del ánodo. Por todo ello, es importante controlar la composición de gas a la entrada de la celda. La temperatura de operación de estas pilas está cercana a los 80°C, aunque un aumento hasta temperaturas de 130°C permite mejorar el comportamiento de la pila ante envenenamientos, aunque este aumento provoca una evaporación del agua encargada de humedecer la membrana. Estas temperaturas de funcionamiento permiten el uso del agua (que aparece como producto) en aplicaciones de calefacción, agua caliente sanitaria y aire acondicionado en el caso de la refrigeración.

Una importante ventaja del funcionamiento de esta pila es la capacidad de trabajar a cargas parciales manteniendo una buena eficiencia, e incluso aumentando el mismo hasta valores del 50%. Esto presenta una gran ventaja en el uso de estas pilas sobre las microturbinas de gas, que sufren un decremento importante de la eficiencia a cargas parciales. Además, tienen un comportamiento dinámico de forma que la pila PEM puede proporcionar toda su capacidad en menos de un segundo y el 110 por ciento de su potencia durante unos 10 segundos. La Pila puede funcionar por lo tanto como

fuente de continuidad. Estas propiedades permite utilizarlas en vehículos, aunque este no es el objetivo de este estudio.

### 5.2.2. Pilas de Combustible de Óxidos Sólidos (SOFC)

Esta es una pila de alta temperatura. Su principal característica es que, aún siendo de alta temperatura, todos sus componentes están en estado sólido. Esto simplifica la operación de la pila y da lugar a menores riesgos de corrosión.

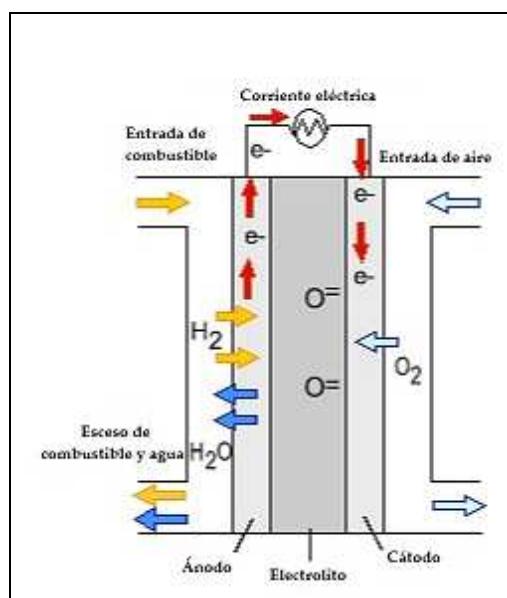


Figura 5.5 Funcionamiento de una Pila de Combustible de Óxidos Sólidos (SOFC). Fuente: <http://www.fuelcellmarkets.com>

Estas pilas superan en operación temperaturas de 1000 °C. Para poder soportar estas temperaturas tan altas, se debe hacer un exhaustivo análisis de los materiales que se pueden utilizar (por ejemplo, el uso de aceros inoxidables en la pila queda descartado). Este problema con los materiales ha llevado a reducir la temperatura de diseño en algún prototipo de estas pilas hasta unos 450°C, lo cual mejora los costes de la celda (sobre todo en cuanto a gastos en materiales se refiere) y aumentar el tiempo de vida. En el caso de reducir la temperatura al nivel mencionado antes, se podría utilizar acero inoxidable para construir placas bipolares que unieran los electrodos a temperaturas inferiores a los 750°C, en lugar de los costosos materiales cerámicos actualmente demandados. El electrolito utilizado en estas pilas está compuesto por materiales cerámicos capaces de soportar altas temperaturas. El más utilizado en el material cerámico compuesto por óxido de zirconio.

El electrolito en este caso es un óxido sólido no poroso, ZrO<sub>2</sub> estabilizado con óxido de ytrio, con composición Zr<sub>0.84</sub>Y<sub>0.16</sub> O<sub>1.92</sub>, debido a su mayor estabilidad a alta temperatura (800–1000°C) durante tiempos de operación elevados. Sin embargo, el hecho de trabajar a altas temperaturas encarece notablemente estos dispositivos, ya que impone unas condiciones bastante restrictivas a los demás componentes, impidiendo, por ejemplo, el empleo de aceros como materiales interconectores.

En cuanto a los electrodos, el cátodo sufre importantes oxidaciones, lo que hace necesario el uso de metales nobles, u óxidos conductores o semiconductores. En ánodo, sin embargo, actúa en el ambiente reductor producido por el gas combustible, por lo que se permite el uso de un gran rango de materiales, siendo el níquel poroso el más utilizado hasta la fecha. La resistencia de estos electrodos constituye la mayor fuente de pérdidas y caída de tensión en las pilas, sobre todo en los casos en que se disminuye la temperatura nominal de operación. Es por esto que la investigación en pilas de óxidos sólidos de menor temperatura pasa por la investigación de electrodos con una menor resistencia térmica.

En el caso de funcionamiento a alta temperatura, se obtienen eficiencias del 45 al 60%, donde además se le puede sumar una turbina de gas a la que se acople un ciclo combinado, obteniéndose eficiencias de producción de energía eléctrica altísimas (mayores del 80%).) Esto presenta grandes ventajas para su utilización en la generación a gran escala o distribuida, dando lugar a altas eficiencias.

Tabla 5.4 Eficiencia de las pilas de biocombustibles estudiadas. Fuente: <http://dodfuelcell.cecer.army.mil/>

Denominación	Eficiencia	Temperatura de Funcionamiento (°C)	Electrolito	Combustible
Polímeros Sólidos (PEMFC)	45-55%	< 100	Membrana	Gas Síntesis
Óxidos Sólidos (SOFC)	45-60%	900	O <sub>2</sub> Zr	Gas Síntesis

### 5.2.3. Ventajas e inconvenientes del uso de pilas de combustible

Con el uso de pilas de combustible tenemos las siguientes ventajas:

- Bajo impacto ambiental: la emisión de gases contaminantes como CO, CO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> se ve significativamente reducida respecto a otros sistemas debido a la ausencia de combustión. Tampoco se producen emisiones de SO<sub>x</sub>, ya que el sistema exige la depuración previa del combustible para evitar la contaminación de los elementos constituyentes y aumentar la durabilidad.
- Carácter modular: las pilas de combustible están disponibles en módulos independientes (monoceldas) que se pueden apilar generando stacks de diferentes tamaños y, por tanto, de diferentes potencias, en función de las necesidades requeridas en cada caso. Esto permite una producción automatizada y una construcción más sencilla, rápida y de menor coste.
- Flexibilidad de operación: esta flexibilidad presenta un carácter dual, en cuanto al rango de aplicación y en cuanto al combustible utilizado. El carácter modular de las pilas de combustible y su posible operación con combustibles distintos al hidrógeno permite obtener una gran variedad de potencias para usos tanto estacionarios (hospitales, plantas industriales, viviendas, etc.), como móviles (sistemas de transporte) y portátiles (teléfonos móviles, ordenadores, pequeños electrodomésticos, etc.).
- Alta eficiencia o Rendimiento elevado: las pilas de combustible no están sujetas al ciclo de Carnot, por lo que son más eficientes que cualquier sistema convencional de generación de energía. Sus rendimientos eléctricos son próximos al 50 %, pero si se tiene en cuenta la energía térmica que generan (cogeneración), el rendimiento total puede ascender hasta un 80 %, aproximadamente.
- Bajo nivel de ruido: Puesto que estos equipos no tienen partes móviles, el nivel de ruido es muy bajo. Éste proviene de los equipos auxiliares: soplantes, pequeñas bombas, inversor, etc. Esto permite situar estos equipos en zonas residenciales o comercios en la Generación Distribuida. Un valor característico son 45 decibelios a una distancia de 10 m.
- Facilidad de Instalación: no requieren grandes obras de infraestructura para su instalación, y debido al bajo nivel de ruido y la falta de emisiones contaminantes se puede situar en una zona cercana al consumo.

- Aplicaciones diversas: su versatilidad permite cubrir aplicaciones diversas, como la generación de energía eléctrica masiva o dispersa, producción de calefacción, agua caliente sanitaria o aire acondicionado en la trigeneración (electricidad, calor y frío) para aplicaciones de baja temperatura, o la de utilización de ciclos combinados en las de alta temperatura.
- Bajo mantenimiento. En el funcionamiento de las pilas de combustible se pretende una eficiencia de operación muy alta, de forma que sea mínimo el mantenimiento necesario. Únicamente se prevé el recambio de las botellas de tratamiento del agua.

Las principales desventajas son:

- Alto coste: debido a lo reciente de la tecnología, y a que su implantación en el mercado es mínima, el coste actual es muy alto.
- Sensibles a los contaminantes: para muchas de las tecnologías (especialmente para las pilas de baja temperatura, ya que las pilas de alta temperatura este problema no es tan restrictivo), especialmente las que utilizan catalizadores, la entrada de combustible con contaminantes (por ejemplo el azufre, el CO o el CO<sub>2</sub>) puede provocar daños a la pila, por lo que hay que realizar un pretratamiento del mismo. Además, hay que notar que en las aplicaciones de baja temperatura, se obtiene el hidrógeno mediante un sistema de reformado que incrementa el coste de la pila.
- Tecnología en desarrollo: Debido al escaso desarrollo de la tecnología, aparecen problemas de fiabilidad, la vida útil, etc., aunque esto deberá mejorar con el paso del tiempo y la introducción a nivel comercial de las pilas de combustible.

### **5.3. Celdas electrolíticas microbianas (MEC)**

La MEC es un dispositivo que puede producir hidrógeno mediante la biomasa usando la electróhidrogénesis, véase Figura 5.6.

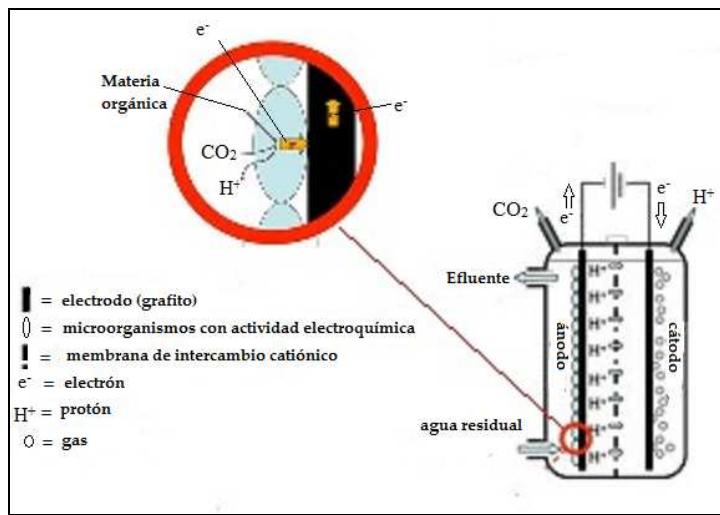


Figura 5.6 Esquema de una celda electrolítica microbiana (MEC). Fuente: The University of Queensland, advanced water management centre.

Este dispositivo consta de un cátodo completamente anóxico (ausencia de oxígeno). En el cátodo, los electrones se combinan con los protones para formar hidrógeno vía la reacción de evolución del hidrógeno (HER):  $2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2(\text{g})$ . Las bacterias en el ánodo consumen la materia orgánica. En este dispositivo se aplica una tensión para que la producción bacteriana evolucione y permita la obtención del hidrógeno. El potencial necesario es del orden de 0,25V a 0,80V. Comparando la producción de hidrógeno de la MEC con la electrólisis del agua, se requiere de menos energía 1,12 kWh/m<sup>3</sup>H<sub>2</sub> para la MEC comparado con 5,6 kWh/m<sup>3</sup>H<sub>2</sub> para la electrólisis del agua.

Los materiales necesarios serían policarbonato u otro polímero inerte que formarían la cámara que contiene el sustrato (las aguas residuales en una EDAR) y el tubo por donde se extraen los gases generados (H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, etc.), que podría ser de grafito, y el ánodo que suele ser de fibra de grafito tratado con amoniaco. Además, se necesita un circuito exterior con una fuente de tensión que suministra energía para que la reacción de evolución del hidrógeno.

Uno de los retos de la aplicación de esta tecnología es reducir el coste del cátodo y del catalizador que se aplica en su superficie, que suele ser platino. En la mayoría de las MECs se usa platino aplicado sobre fibra de carbono [26-28] o papel carbón [29,30] como base (NafionTM), pero tanto la fibra de carbón y el aglutinante son caros. Por lo tanto, es necesario identificar otros materiales catódicos. Ha habido muy pocas investigaciones para un cátodo alternativo con nuevos materiales para las MECs; cabe

tener en cuenta que con el tiempo se produce la formación de óxidos en la superficie del cátodo (envenenamiento) hasta que tiene que ser reemplazado.

En la Figura 5.7 se muestra el comportamiento de los cátodos de distintas aleaciones. Las aleaciones de acero inoxidables y las de níquel, de todas ellas la que tiene un comportamiento similar al platino es la aleación de acero inoxidable SS A286. Además, con el cátodo de SS A286 se obtiene una mayor concentración de H<sub>2</sub> y menor de CO<sub>2</sub> y metano.

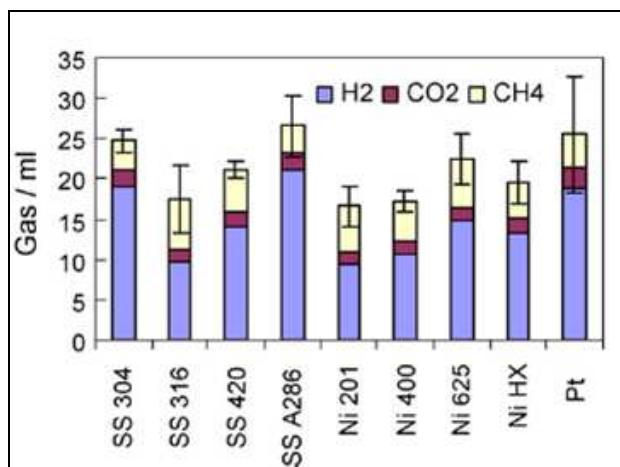


Figura 5.7 Producción de gases mediante un dispositivo MEC con diferentes cátodos de aleaciones de acero inoxidable, níquel y platino, con un potencial aplicado de 0,9V [2].

Una vez que disponemos de una fuente de energía en forma de hidrógeno se necesita de una tecnología “ limpia” para su utilización, con pocas emisiones y adecuada a nuestras instalaciones, por ejemplo las pilas de combustible

# 6.

# Análisis de ciclo de vida de una EDAR

## 6.1. Definición del objetivo y alcance del ACV

Desde el punto de vista del funcionamiento una EDAR se suele considerar como un sistema que depura las aguas residuales, a la vez que genera energía mediante la producción de biogás en el digestor de lodos y lodos como residuos de la depuración del agua. Este estudio tiene como objetivo determinar el impacto ambiental de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de 196167 habitantes equivalentes (h. e.) con la metodología de ACV para determinar los principales impactos ambientales ocasionados al medio ambiente. Para ello se tendrán en cuenta el consumo eléctrico asociado a la operación de la EDAR, el uso de productos químicos en la depuración de las aguas, la emisión de contaminantes al aire, agua y suelo, así como la generación de residuos como el lodo debido a la depuración del agua, y los residuos contenidos en las aguas hasta la misma entrada de la depuradora como arenas, ramas, etc. y con respecto al lodo dándole valor añadido sometiéndolo al proceso de compostaje.

Además, se estudiarán las distintas alternativas en la producción de energía eléctrica mediante uso de biogás generado en el digestor de lodos.

### 6.1.1. La unidad funcional

La elección de la unidad funcional es fundamental en el caso de comparar varios sistemas que tengan la misma función, por ejemplos EDARs.

En el inventario todos los datos de las distintas entradas y salidas se determinan respecto a la unidad funcional. Esto significa que se debe hacer una buena elección de la unidad funcional del sistema estudiado; en nuestro caso, una EDAR tiene como principal función la reducción de la materia orgánica, de nitratos y fosfatos, de

nutrientes y de sólidos en suspensión para su posterior vertido al medio receptor (río, mar, agricultura,...) cumpliendo la actual normativa europea.

En los primeros ACVs de plantas de tratamiento de agua [6] la unidad funcional correspondía a una cantidad de agua residual tratada durante un periodo de tiempo, por ejemplo 100 m<sup>3</sup> al día. El principal inconveniente de esta unidad funcional es que no tiene en cuenta la carga orgánica que contiene el agua ni de otros contaminantes a la entrada de la planta depuradora, impidiendo comparar diferentes EDARs. En estudios de ACV más recientes [6] se propuso como unidad funcional el tratamiento de agua residual asociado a un habitante equivalente durante un año. Con esta unidad se pretende tener presente la carga contaminante del agua residual entrante en la EDAR. También hay algunos trabajos [10] que tienen como unidad funcional 1 kg de fango tratado por un determinado periodo de tiempo; sin embargo, aunque estos trabajos están dirigidos a que unas determinadas instalaciones cumplan la Directiva europea 91/271/CEE sobre generación de lodos y su eliminación, sobre todo si contiene metales pesados, en ellos se estudia principalmente solo la línea de fangos de la planta depuradora. Finalmente, si se pretendiera estudiar sólo la línea de biogás como un sistema de generación de energía, se podría tomar como unidad funcional 1 m<sup>3</sup> de biogás al día, o bien la cantidad de energía producida en un periodo de tiempo.

Por lo tanto, tomaremos como unidad funcional del ACV de la EDAR de Manresa **habitantes equivalentes al año**, con la finalidad de comparar las causas y los resultados obtenidos en cada caso para las mismas categorías de impacto ambiental. Los lodos como residuo se suelen transformar en composta para darle valor añadido y buscarle una utilidad como sustitutivo del abono en la agricultura, como en nuestro caso, o como componente de cemento en cementeras o como material de relleno en canteras, etc. La asignación de aquello que hasta entonces no tenía utilidad como co-producto es muy importante en un ACV, ya que equivale a lo que se denomina material evitado. Un material evitado nos permite un ahorro de recursos y evita llevarlo al vertedero; por ejemplo en el caso del lodo, su uso como composta evita el uso de fertilizantes químicos, es decir, el uso de recursos naturales como nitratos y fosfatos.

### 6.1.2. Límites de sistema

La

Figura 6.1 muestra el esquema de la EDAR de Manresa con todos los procesos incluidos en el estudio de ACV.

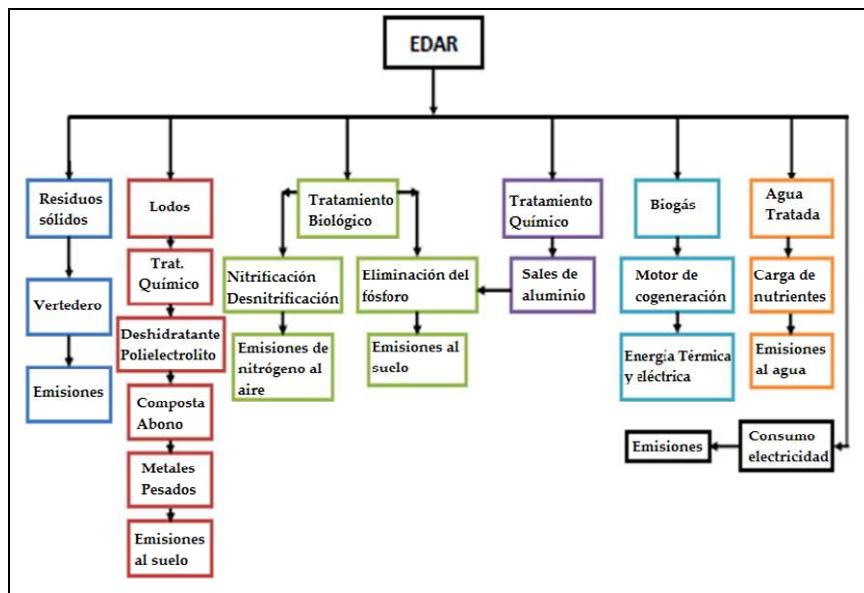


Figura 6.1 Procesos, consumos y emisiones al medio.

En la entrada de la EDAR se produce la eliminación de residuos sólidos mediante una sucesión de barras y rejas de diferentes pasos de luz; estos sólidos son transportados al vertedero y allí se producen emisiones al medio.

Los lodos como co-productos necesitan un tratamiento químico mediante el uso de polielectrolitos; una vez deshidratados y estabilizados, se pueden utilizar como composta o sustitutivo de fertilizantes químicos. Los lodos suelen llevar una carga de metales pesados y de nitratos y fosfatos, lo que supone que el medio receptor, el suelo, recibe emisiones de estos contaminantes.

A parte de los tratamientos físicos o químicos que reducen la carga de contaminantes, por ejemplo las sales de aluminio que precipitan los fosfatos del agua, en la EDAR hay tratamientos biológicos que mediante el control del tiempo de residencia hidráulica y de la concentración de oxígeno en los decantadores favorecen el crecimiento de familias de bacterias que eliminan los nitratos o los fosfatos en el agua, produciendo emisiones al medio de nitrógeno o fósforo.

Por otro lado, la descomposición de la materia orgánica produce un biogás con cierto poder calorífico; su utilización para producir electricidad y calor en la planta evita el uso de energía eléctrica de la red, evitando emisiones de origen fósil aunque la EDAR no sea autosuficiente y necesite el uso de electricidad de la red eléctrica.

Como ya se ha dicho en el Capítulo 3.2, la EDAR de Manresa tiene un rendimiento de eliminación de la carga orgánica, medido en DBO<sub>5</sub>, del 97%, de eliminación de nitrógeno total del 76% y de eliminación de fósforo total del 85%. Evidentemente la eliminación de la carga contaminante no es total, y esto implica que el agua vertida al río llega con una cierta carga contaminante o emisiones de contaminante al medio, la tabla 3.1 muestra la descarga máxima legal permitida de contaminante al medio receptor.

Se tomará como punto de inicio del sistema la entrada del agua en la EDAR y se terminará con el vertido de las aguas tratadas en el cauce receptor, el río Cardener, y con la aplicación de los lodos en la jardinería o agricultura. Este tipo de ACV es de “gate to gate”, ya que sólo se tienen en cuenta los impactos desde la entrada hasta la salida del mismo, sin tener en cuenta la extracción de agua, la potabilización, la recolección de las aguas residuales, la reutilización, etc.

Como se explica en el Capítulo 2 las operaciones que no son “*hot points*” no se incluyen en el estudio. En algunos estudios sobre tratamiento de aguas residuales se ha demostrado que el impacto de la fase de construcción de las instalaciones es poco relevante comparado con el impacto asociado a la fase de explotación de la planta, y por esto no se ha incluido entre los límites del sistema; siguiendo el mismo razonamiento tampoco estará dentro del sistema el mantenimiento de la planta y por lo tanto no se tendrán en cuenta los impactos derivados de la construcción de las instalaciones, mantenimiento y desmantelamiento de la planta, recolecciones de las aguas residuales y disposición final de las aguas. Sin embargo, se tendrán en cuenta los diferentes residuos de los fangos generados como arena, ramas, etc. que son arrastrados por las aguas residuales. Tampoco se tendrán en cuenta ni el transporte y distribución del fango fuera de la planta por carecer de datos, ni el impacto que esto genera en el medio ambiente, ni el vertido del agua tratada, aunque si se tendrá en

cuenta el uso de coagulantes químicos (sal de aluminio) y polielectrolitos (deshidratador de lodos).

Con respecto al ruido y los olores que se generan en las instalaciones, que en este caso están lo suficientemente alejadas de los núcleos poblados, no se tendrán en cuenta en el inventario por la falta de datos de campo y porque son impactos medio ambientales novedosos y que aún no cuentan con el suficiente consenso científico para ser evaluado. Los estudios anteriores [6,10-13] también excluyen de su estudio lo anteriormente mencionado por no ser "*hot points*".

## **6.2. Inventario (ICV o LCI, por sus siglas en inglés)**

Como se ha explicado en el Capítulo 2, el inventario es el resultado de la recopilación de los datos y los procedimientos de cálculo para identificar y cuantificar todos los efectos adversos asociados a la unidad funcional (u.f.). Los efectos adversos hacia el medio ambiente se denominan cargas ambientales, que se definen como las entradas y salidas de materia o energía de un sistema, produciendo un efecto negativo en el medio ambiente. Se incluyen los gases contaminantes, los efluentes de aguas, residuos sólidos, consumo de recursos naturales, ruido, radiaciones, olores, etc.

Para cumplir con los requisitos de calidad de los datos se deberán tener en cuenta la cobertura temporal y geográfica, la tecnológica usada, así como la precisión de los mismos y representatividad de la fuente. Con ello se detectan los datos de menor calidad y aquellos que afectan más al resultado final, lo que permite evaluar su incidencia en el estudio de ACV. En nuestro caso tomamos los procesos de las bases de datos proporcionadas con el mismo SimaPro y la tecnología de los últimos 10 años en Europa. En el caso de nuestro sistema, desde el punto de vista tecnológico, la diferencia más importante es el tipo de tratamiento secundario y también el tipo de unidad usada para la deshidratación del fango, que en nuestro caso es el filtro de banda, como ya mostrado en la Figura 4.15.

El análisis de inventario se ha llevado a cabo utilizando datos de plantas proporcionado por el jefe de planta de la EDAR de Manresa (Tabla 6.1). Los datos suministrados son los siguientes: características del agua de entrada y salida en la EDAR, rendimientos globales del sistema, parámetros de balance (caudal tratado,

energía eléctrica consumida, fangos generados y biogás producido), consumo de los productos químicos (sales de aluminio y coagulantes), metales en fangos, residuos sólidos:

- El caudal tratado, 26802 m<sup>3</sup> al día.
- El consumo eléctrico, 10419 kWh/día
- Los fangos generados, 29 Tn/día
- Desecación media de los lodos, 21%
- Producción de biogás 1114, Nm<sup>3</sup>/día (Nm<sup>3</sup>, metros cúbicos en condiciones normales).

En los casos de no disponer de datos de campo se han usado las bases de datos que provee el software Simapro 7.1.8. En el caso de procesos muy similares, como es el caso del polielectrolito (deshidratador de lodos), estos datos se han adaptado a los mismos.

Todas las entradas y salidas del sistema se han normalizado con respecto a la unidad funcional elegida, habitantes equivalentes al año (h.e/año), ya que los datos proporcionados están en las unidades más utilizadas en este tipo de instalaciones, y se han introducido en el software Simapro. Para ello, se ha calculado un factor de conversión W para normalizar todos los valores de proceso a la unidad funcional:

$$W = \frac{365}{196167} \cdot \frac{dia}{h.e} \quad (\text{Ec. 6.1})$$

Tabla 6.1 Algunos datos del inventario.

Año 2009			
Unidad funcional:	h.e/año	Unidades referidas a h.e/año	
Población equivalente:	196167		
Caudal L/año :	9782730000		
Características agua de entrada:			
	DBO5	12,8677026	kg
	DQO	27,9414085	kg
	N-NH4	1,40315695	kg
	N-NO2	0,00673812	kg
	N-NO3	0,10843983	kg
	NTK	2,14417628	kg
	Ptot	0,30680761	kg
	N-Nox	0,11517795	kg
Características agua de salida:Emisiones al agua			

	DBO5	0,32192616	kg
	DQO	1,69698859	kg
	N-NH4	0,05122172	kg
	N-NO2	0,0030049	kg
	N-NO3	0,37673259	kg
	NTK	0,15715786	kg
	P-tot	0,04442285	kg
	N-NOx	0,37973748	kg
Rendimientos globales			
	DBO5	(%)	97
	DQO	(%)	94
	N-tot	(%)	76
	P-tot	(%)	85
Parámetros de balance			
	Caudal tratado	49869,397	L
	energ. eléctr.	19,3854134	kWh
	fangos	53,5729672	Kg
	secado medio del fango	(%)	21
	Materia seca fango (MS)	11,4544256	Kg MS
	Fertilizante evitado (50%MS)	5,72721279	Kg
	Producción de biogás	2,0730071	Nm3
Metales en fangos:	Emisiones al suelo:		
Cd		34,3632768	mg
Cr		301,480481	mg
Cu		2034,30598	mg
Hg		44,0995385	mg
Ni		269,179001	mg
Pb		518,885479	mg
Zn		10079,8945	mg
Contenido del biogás			
CH4:	60%	1,24380426	m3
C02:	30%	0,62190213	m3
H2:	5%	0,10365035	m3
H2S:	1%	0,02073007	m3
C0:	1%	0,02073007	m3
N:	2%	0,04146014	m3
O2:	1%	0,02073007	m3
Emisiones al aire: Motor cogeneración 35% eficiencia elect.			
1m3 biogás $\times$ 0,35(6,8Kwh)=2,38Kwh electricidad			
para 2,073m3 de biogás tenemos 4,93 Kwh de energía eléctrica			
	Residuos sólidos	1,86065954	kg
	Polielectrolito	0,04586526	kg
	Sal de aluminio	2,54884308	kg

La Tabla 6.2 resume los parámetros de caudal y consumo eléctrico referidos a 1 h.e./año, obtenidos multiplicando los datos proporcionados por el factor de conversión.

Tabla 6.2 Parámetros de balance convertidos respecto a 1 h.e./año.

Datos proporcionados	Datos referidos a 1. h.e./año
Caudal tratado	49869,39 L
Consumo eléctrico	19,38 kWh
Fangos	53,57 kg
Secado medio (%)	11,45 kg MS
Producción Biogás	2,07 Nm <sup>3</sup>

Con respecto a las características del agua de entrada y salida en la EDAR, los datos de campo disponibles son la demanda biológica de oxígeno a cinco días, DBO<sub>5</sub>, la demanda química de oxígeno, DQO, como indicadores de la carga orgánica de las aguas, la concentración de óxidos de nitrógeno NO<sub>x</sub>, ión amonio NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, *nitrógeno kjeldahl* y fósforo total. Cabe recordar que el **Nitrógeno total Kjeldahl** es un indicador utilizado en que refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua analizada, suma del nitrógeno orgánico en sus diversas formas (proteínas y ácidos nucleicos en diversos estados de degradación, urea, aminas, etc.) y el ión amonio NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Es un parámetro importante en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) ya que mide el nitrógeno total capaz de ser nitrificado a nitritos y nitratos y, posteriormente y en su caso, desnitrificado a nitrógeno gaseoso. No incluye, por tanto, los nitratos ni los nitritos.

Los valores en la

Tabla 6.3 se obtienen multiplicando cada uno de los datos proporcionados por el caudal anual y dividido por el valor de la población equivalente, dejando el resultado en valores de masa con unidades de kg que después se introducen en el programa Simapro como emisiones al agua.

Tabla 6.3 Cargas contaminante del agua de entrada y salida.

Características del agua de entrada	Parámetros de entrada referidos a 1 h.e./año	Parámetros de salida referidos a 1 h.e./año
Caudal de agua [L]		49869

DBO <sub>5</sub> [kg]	12,87	0,32
DQO [kg]	27,94	1,70
N-NH <sub>4</sub> [kg]	1,40	0,05
N-NO <sub>2</sub> [kg]	0,007	0,003
N-NO <sub>3</sub> [kg]	0,11	0,38
NTK [kg]	2,14	0,16
P <sub>tot</sub> [kg]	0,31	0,04
N-NO <sub>x</sub> [kg]	0,12	0,38

Globalmente, en la EDAR se produce una reducción superior al 90% de la materia orgánica de las aguas residuales, con una reducción de DBO<sub>5</sub> del 97% y una reducción de DQO de 93%, una reducción de los compuestos de nitrógeno de 76% y de fósforos totales de 85%.

El consumo eléctrico de la planta ha sido proporcionado con un valor global en lugar de por etapas del sistema, aunque esto sería lo ideal para determinar qué etapa del sistema se podría mejorar. La cantidad de fango generado y de secado medio se ha utilizado para calcular la cantidad de materia seca (MS) producida, simplemente multiplicando la cantidad de fango por el porcentaje de secado medio. Además, asumiendo que un kilogramo de materia seca sustituye a medio kilogramo de abono, podemos calcular la cantidad de producto evitado como abono que introduciremos en el programa Simapro.

El biogás producido en el digestor anaeróbico se aprovecha para producir electricidad y calor mediante un motor de cogeneración. Sabiendo la cantidad de energía generada por la utilización de biogás se pueden determinar las emisiones evitadas si la misma energía se hubiera producido por combustibles fósiles.

Con respecto a la producción de los productos químicos y los residuos sólidos, en la base de datos no se dispone de datos para el polielectrolito para el acondicionamiento de los lodos (deshidratación de lodos), pero se puede asimilar al proceso de producción de acrilonitrilo [6]. Tampoco se dispone de datos de consumo de reactivos como sales de aluminio para la coagulación de la materia orgánica, pero sí de su fuente activa, de hidróxido de aluminio. La Tabla 6.4 resume estos parámetros referidos a 1 h.e./año.

Tabla 6.4 Parámetros de consumo de productos químicos y de generación de residuos sólidos respecto a 1 h.e./año.

Datos proporcionados	Datos referidos a 1 h.e./año [kg]
Residuos sólidos	1,86
Polielectrolito	0,046
Sal de aluminio	2,55

Por otro lado, los residuos sólidos generados en la EDAR se recogen y se transportan a un vertedero comarcal; normalmente se recoge sobre una tonelada al día. El tipo de residuo sólido está formado por pequeñas partículas como arenas, ramas, etc. En este caso en el vertedero no se produce recuperación de energía.

La concentración de metales en las aguas residuales conlleva a que los lodos generados tengan una carga de metales pesados, que resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Los metales pesados principales son: Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Zn, Sb, Bi.

Los lodos procedentes del proceso de depuración de agua en las depuradoras tienen un alto contenido en fósforo y nitrógeno, y pueden ser utilizados en la agricultura como abono sustituyendo a los fertilizantes químicos, generando de esta manera un beneficio ambiental evitando la producción industrial de los mismos. Generalmente se considera que sustituyen un 50% del N y un 70% del P del fertilizante químico en los procesos de fabricación. Por lo tanto, se tomará como producto evitado el 50% de la masa seca de lodo que se utiliza como fertilizante, es decir, 2 kg de MS (materia seca) de lodos equivalen a 1 kg de fertilizante químico evitado. Los abonos obtenidos de la materia seca (MS) se estiman como emisiones al suelo (

Tabla 6.5).

Tabla 6.5 Emisiones al suelo.

Emisiones al suelo	Parametros referidos a 1 h.e./año [mg]
Cd	34,36
Cr	301,48
Cu	2034,31

<b>Hg</b>	44,10
<b>Ni</b>	269,18
<b>Pb</b>	518,89
<b>Zn</b>	10079,89

Finalmente, para contabilizar las emisiones procedentes de la combustión del biogás mediante un motor de cogeneración se tiene que estimar la composición del gas producido en el digestor de lodos (Tabla 6.6), ya que la concentración de los gases que forman el biogás en una EDAR depende de la carga orgánica del sustrato.

Tabla 6.6 Concentraciones de los gases que forman el biogás según Coombs 1990 [9].

<b>Tipo de biogás</b>	<b>Rango de porcentajes</b>	<b>Estimación</b>	<b>Valores referidos a 1 h.e./año [m<sup>3</sup>]</b>
CH <sub>4</sub> :	50-80%	60%	1,24
CO <sub>2</sub> :	20-50%	30%	0,62
H <sub>2</sub> :	0-5%	5%	0,10
H <sub>2</sub> S:	0-1%	1%	0,02
CO:	0-1%	1%	0,02
N:	0-3%	2%	0,04
O <sub>2</sub> :	0-1%	1%	0,02

En la EDAR de Manresa la combustión del biogás se produce en el motor de cogeneración generando energía eléctrica para consumo de las instalaciones y calor para mantener el digestor aeróbico entorno a los 36°C. Sabiendo la concentración total de biogás referido a la unidad funcional (Tabla 6.2), se obtiene el valor de cada gas ya referido a la unidad funcional simplemente multiplicando por su porcentaje. Las emisiones a la atmósfera provocadas por cada kWh producido se encuentran en la Tabla 6.7, asumiendo un rendimiento del motor de cogeneración de 35 % para energía eléctrica, 55 % para energía térmica y un 10 % para las pérdidas.

Tabla 6.7 Emisiones a la atmósfera por cada kWh producido.

<b>Emisiones al aire</b>	
Óxidos de Nitrogeno [kg]	0,000131
Monóxido de Carbono, biogénico [kg]	0,000418
Dióxido carbono, biogénico [kg]	0,72698
Metano, biogénico [kg]	0,0002
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin [kg]	1,74E-05
Monóxido de Dinitrógeno [kg]	2,18E-05

Dióxido sulfuro [kg]	0,000183
Platino [kg]	6,09E-11
Residuos MJ	1,2544

### 6.3. Evaluación del impacto

En la depuración del agua en una EDAR se produce un importante descenso de la carga eutrofizante del agua, pero el impacto en esta categoría se produce por la descarga del de nutrientes sin eliminar en el efluente como fosfatos y amonio que representan habitualmente más del 50% de la contribución a esta categoría.

Según los estudios encontrados sobre ACV en plantas de tratamiento de aguas [6,10-13], en una EDAR la categoría de impacto más relevante es la eutrofización, debido a la emisión de nutrientes en el efluente. La segunda categoría de impacto más importante es la toxicidad terrestre, debido a la presencia de metales pesados en los lodos. El consumo de electricidad implica el consumo de minerales y combustibles fósiles debido a la extracción de carbón, gas natural y petróleo para su uso como materias primas. Por ello, la producción de electricidad por un motor de cogeneración mediante el biogás en una EDAR implica un “producto evitado”, un ahorro de los recursos naturales de origen fósil y emisiones al medio. El consumo de energía se produce sobre todo por parte de los aireadores. Hay que tener en cuenta que un mayor consumo de energía no implica un mayor porcentaje de eliminación de nutrientes.

La generación del biogás en la EDAR se puede producir bien en el reactor biológico, debido a la degradación de la materia orgánica que contiene el agua residual, por parte de los microorganismos, o bien en el digestor, debido a la degradación de la materia orgánica que lleva a cabo los microorganismos, que en ausencia de oxígeno producen biogás. El origen del CO<sub>2</sub> emitido en la EDAR es debido a procesos biológicos que se producen en la oxidación de la materia orgánica. La cantidad de CO<sub>2</sub> del digestor que se emite a la atmósfera es la suma del CO<sub>2</sub> generado en la reacción de combustión del CH<sub>4</sub> contenido en el biogás, más el CO<sub>2</sub> que forma parte del biogás. El CO<sub>2</sub> en la combustión del biogás se comporta como un gas inerte, ya que químicamente es muy estable, de forma que todo el CO<sub>2</sub> se emite a la atmósfera sin reaccionar. Las emisiones de CO<sub>2</sub> asociadas en la producción de electricidad son el principal contribuyente en el calentamiento global, aunque las emisiones procedentes del lodo como CH<sub>4</sub> y de la incineración de los residuos como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O también tienen una cierta

contribución a este impacto, en la EDAR en estudio no se produce la incineración de los residuos en el vertedero. La emisión de gases que destruyen la capa de ozono es mínima, sobre todo en la producción de químicos y de electricidad a partir del petróleo.

En el caso de emisión de sustancias acidificantes al aire, el impacto se produce principalmente por las emisiones de  $\text{NH}_3$  derivadas de la aplicación del lodo para usos agrícolas.

En el tratamiento secundario de la EDAR se observan niveles de eliminación de compuestos de fosfatos y nitratos del 85 y 76%, respectivamente. La eficiencia de eliminación de estos compuestos depende en gran medida del modo de operación de la EDAR más que de la misma tecnología.

Con respecto a la aplicación del lodo en la agricultura como abono es el principal responsable de la toxicidad terrestre, debido a la presencia de metales pesados que contienen los lodos. El mercurio y el cromo son los principales causantes del impacto.

La cantidad de lodos producidos en la EDAR dependen sobre todo de dos causas: (i) la presencia de un tratamiento secundario incrementa la producción de lodo, y (ii) la existencia de un digestor anaeróbico, que provoca una importante reducción de la producción de lodos.

#### **6.4. Resultados del ACV**

La metodología usada es la CML 2000; en la sección capítulo 2.3.3, se explican las categorías de impacto utilizadas y se desarrolla una explicación de las ecuaciones y conceptos que emplea.

##### **6.4.1. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje de la planta en estudio**

El ensamblaje (Figura 6.2) está formado por el proceso de operación de la EDAR, por el uso de sales de aluminio como coagulante y por el uso de polielectrolito para la deshidratación de los lodos.

El diagrama en la Figura 6.2 representa la fase de caracterización de los procesos implicados con una contribución de al menos 5% a la categoría cambio climático a 100 años (GWP-100), correspondiente a 27 nodos de 1965 nodos totales. En el diagrama de

flujo se muestran en color rojo los flujos que contribuyen con valores positivos a las emisiones, o sea consumo de productos químicos y sobre todo electricidad de la red eléctrica, y en verde los flujos que restan a la categoría de impacto ya que evitan emisiones, como el uso de abonos procedentes de los lodos en lugar de fertilizantes químicos y el uso de electricidad producida por la combustión del biogás en lugar de energía de la red eléctrica.

El diagrama en la Figura 6.3 muestra un resumen del impacto causado por el sistema en todas las categorías definidas por la metodología de evaluación CML 2000. El color rojo representa el uso de polielectrolitos (deshidratador de lodos), el color verde a la fase de operación de la EDAR y el color amarillo al uso de sales de aluminio como coagulante químico para la precipitación del fosfato contenido en el agua.

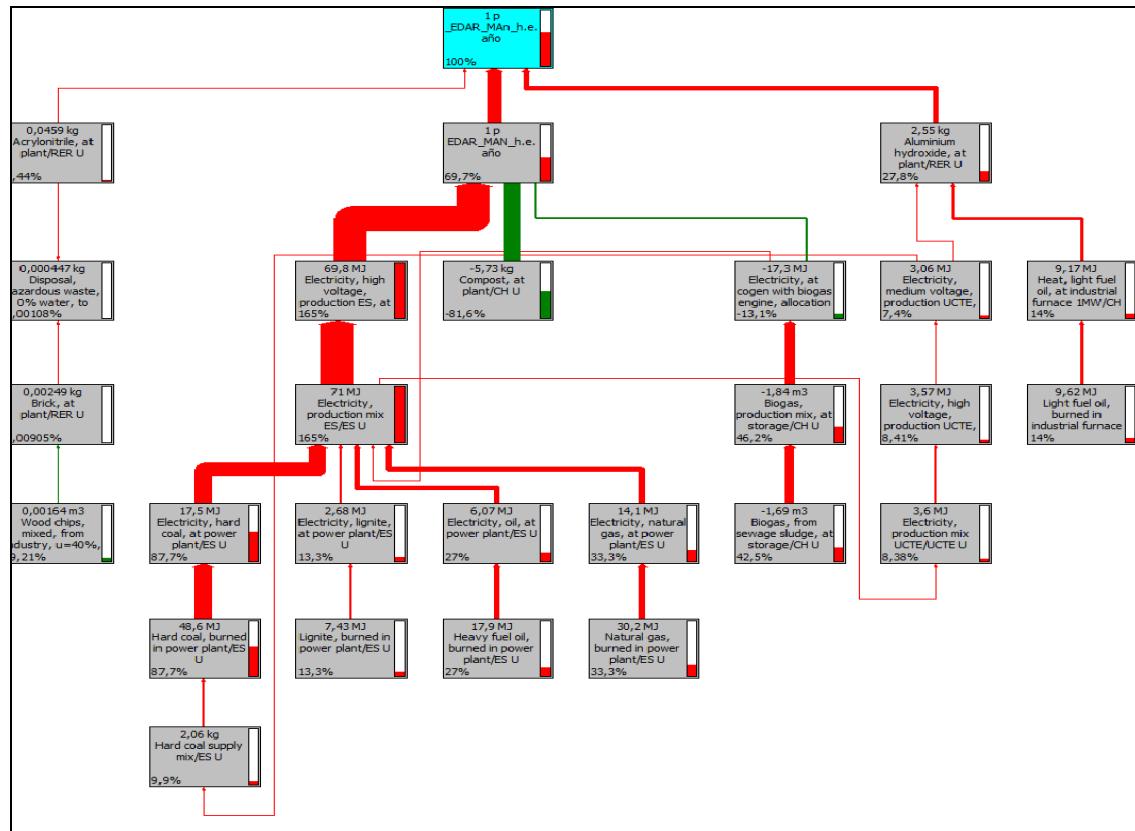


Figura 6.2 Análisis de ciclo de vida del ensamble de una EDAR con operación y empleo de coagulante y polielectrolito. Categoría cambio climático a 100 años (GWP-100).

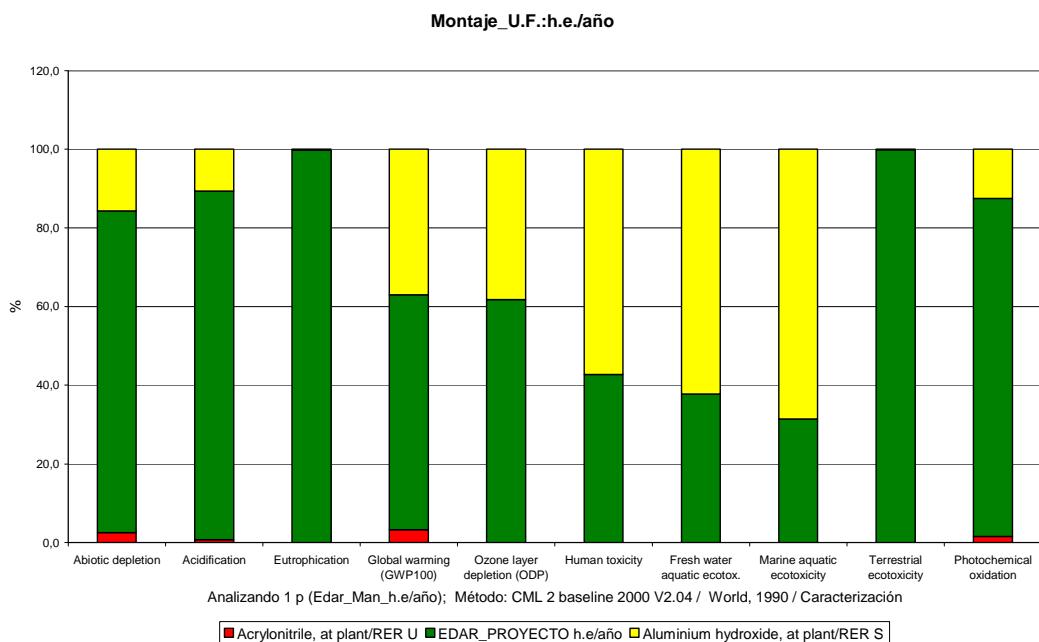


Figura 6.3 Análisis de ciclo de vida del ensamble de una EDAR, operación y empleo de coagulante y polielectrolito.

La fase de operaciones de la EDAR contribuye significativamente en casi todos los impactos ambientales, excepto en toxicidad humana y toxicidad del agua, donde la contribución máxima se debe al uso de las sales de aluminio (color amarillo) como coagulante químico. El uso polielectrolitos (deshidratante de lodos, color rojo) apenas contribuye en las categorías de impacto.

La Tabla 6.8 muestra con valores lo mismos resultados de la Figura 6.3 En la mayoría de las categorías de impacto la contribución máxima se debe a la fase de operación de la EDAR, mientras que sólo en las categorías de impacto toxicidad humana y del agua la contribución máxima se debe al uso de sales de aluminio. La contribución del polielectrolitos en todas las categorías de impacto es mínima.

Tabla 6.8 Categorías de impacto ambiental del ACV de la fase operación y empleo de coagulante y polielectrolito.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Sales de aluminio			EDAR
			Polielectrolitos			
Agotamiento de los recursos abióticos	kg Sb eq	7,1 10 <sup>-2</sup>	0,18 10 <sup>-2</sup>	1,1 10 <sup>-2</sup>	5.8 10 <sup>-2</sup>	
Acidificación	kg SO <sub>2</sub> eq	8,6 10 <sup>-2</sup>	0,061 10 <sup>-2</sup>	0,92 10 <sup>-2</sup>	7,7 10 <sup>-2</sup>	
Eutrofización	kg PO <sub>4</sub> eq	1,06 10 <sup>-2</sup>	6,40 10 <sup>-2</sup>	0,24 10 <sup>-2</sup>	1,06 10 <sup>-2</sup>	
Cambio climático (GWP100)	kg CO <sub>2</sub> eq	4,54	0,15	1,68	2,71	
Agotamiento del ozono	kg CFC-11 eq	5,19E-07	7,95E-12	1,99E-07	3,20E-07	

estratosférico (ODP)						
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	4,07	0,0027	2,33	1,735	
Ecotox. del agua dulce	kg 1,4-DB eq	7,34	0,00088	4,57	2,77	
Ecotox. del agua marina	kg 1,4-DB eq	6913,44	0,69	4742,93	2169,81	
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DB eq	2,84	3,99E-06	0,0052	2,84	
Oxidación fotoquímica	kg C2H4	0,0029	4,42E-05	0,00036	0,0025	

#### 6.4.2. Análisis del ciclo de vida de la planta en estudio con escenario de tratamiento de residuos, U.F. h.e./año:

En la Figura 6.4 y en la Tabla 6.9 se muestran los resultados obtenidos para el ciclo de vida de la EDAR, que contempla la fase de operación de la planta, el uso de los productos químicos (polielectrolitos y sales de aluminio) y el tratamiento de residuos sólidos (no lodos), que en este caso se llevan el vertedero comarcal sin recuperación de energía.

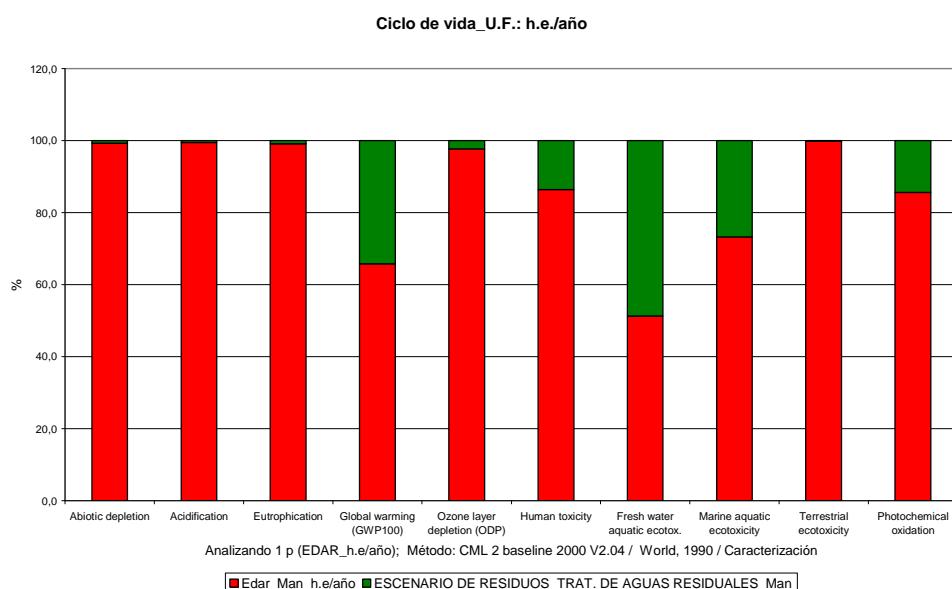


Figura 6.4 Análisis de ciclo de vida de una EDAR: Fase de operación de la planta, el uso de polielectrolitos, coagulantes y tratamiento de residuos sólidos.

Tabla 6.9 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de la fase operación y empleo de coagulante, polielectrolito con tratamiento de residuos.

Categoría de impacto	Unidad	Total	EDAR	Tratamiento de residuos sólidos
Agotamiento de los recursos				
abióticos	kg Sb eq	0,072	0,071	0,0005
Acidificación	kg SO <sub>2</sub> eq	0,087	0,087	0,0004
Eutrofización	kg PO <sub>4</sub> eq	1,07	1,06	0,01
Cambio climático (GWP100)	kg CO <sub>2</sub> eq	6,90	4,54	2,36
Agotamiento del ozono estratosférico (ODP)	kg CFC-11 eq	5,31E-07	5,19E-07	1,22E-08

Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	4,71	4,07	0,64
Ecotox. del agua dulce	kg 1,4-DB eq	14,32	7,34	6,98
Ecotox. del agua marina	kg 1,4-DB eq	9440,30	6913,43	2526,87
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DB eq	2,85	2,84	0,0053
Oxidación fotoquímica	kg C2H4	0,0034	0,0028	0,00049

En todas las categorías de impacto la contribución máxima se refleja en la fase de operación de la planta depuradora, mientras que solamente en las categorías de potencial calentamiento global (GWP-100 years) para 100 años y de ecotoxicidad de agua se produce una mayor contribución del escenario de residuos (vertedero sin recuperación de energía), quizás por el lixiviado de líquidos.

#### **6.4.3. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje de la planta en estudio, U.F. h.e/año comparada con otras EDARs.**

En la Figura 6.5 y en la Tabla 6.10 se muestran los resultados obtenidos para el ciclo de vida de las EDARs, que contemplan la fase de operación de las plantas y el uso de los productos químicos (polielectrolitos como deshidratante de lodos). En las EDARs E 1, E 2 y E 3 sus respectivas poblaciones equivalentes son unas diez veces menores que en el caso de la Edar de Manresa. Los tratamientos secundarios son un parámetro importante en tratamiento de aguas residuales, ya que determinan qué tecnología están empleando.

Tabla 6.10 Tabla de datos de las cargas contaminantes de las EDARs.

	<b>Edar Manresa</b>	<b>EDAR E1</b>	<b>EDAR E2</b>	<b>EDAR E3</b>
Capacidad (h.e.)	196167	17669	11372	15574
Tratamiento Secundario	Biodenipho	Biodenipho	Aireación prolongada	aeróbico-anóxico
<b>Características del agua de entrada [kg]</b>				
DQO	27,9	49,6	43,7	135,2
N-NH4	1,4	6,17	6,3	4,02
PO4,3-	0,3	1,2	2,33	1,35
<b>Características del agua de salida [kg]</b>				
DQO	1,69	3,96	6,48	5,66
N-NH4	0,05	0,76	3,42	1,30
PO4,3-	0,044	0,52	1,44	0,31
<b>Parámetros de balance</b>				
Energía eléctrica [KWh]	19,4	64,8	44,2	28,5
Fangos [kg·MS]	11,4	15,5	15,8	2,8
Polielectrolito [kg]	0,046	0,054	0,55	0,0098

Metales en el fango [mg]				
Cd	34,36	23,3	14,8	7,2
Cr	301,5	113,5	70,7	21,6
Cu	2034	2160	4890	1170
Hg	44,1	14,5	24,3	4,1
Ni	269,2	59,1	26,7	15,7
Pb	518,9	152,1	254,2	54,3
Zn	10079	1660	2670	550

La EDAR objeto de este estudio (Edar Manresa) tiene un 20% de entrada de agua residual industrial, las otras EDARs son tienen prácticamente un 100% de entrada de agua residual no industrial, por lo que la EDAR que estudiamos tiene una mayor carga de metales pesados que determinan un aumento de las categorías de impacto de toxicidad del agua y suelo.

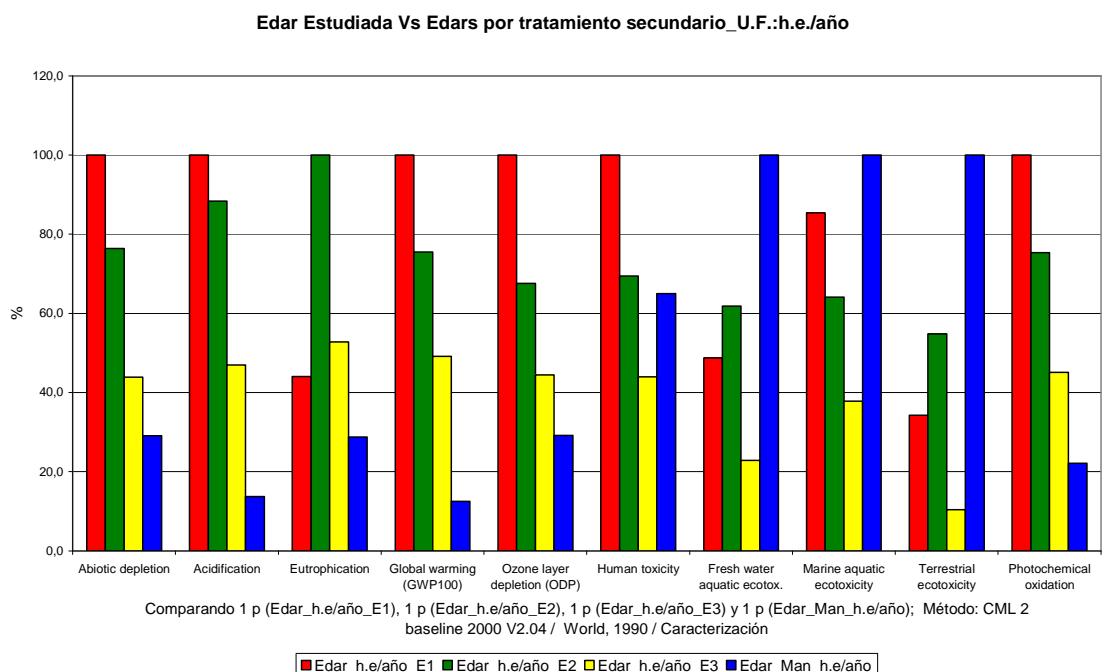


Figura 6.5 Comparativa del análisis de ciclo de vida de las EDARs en función de la tecnología empleada en el tratamiento secundario.

Tabla 6.11 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de las EDARs en función de la tecnología empleada en el tratamiento secundario.

Categoría de impacto	Unidad	Edar	Edar	Edar	Edar
		E1	E2	E3	Man.
Agotamiento de los recursos abióticos	kg Sb eq	0,307	0,19	0,11	0,07
Acidificación	kg SO <sub>2</sub> eq	0,64	0,56	0,29	0,09
Eutrofización	kg PO <sub>4</sub> - eq	1,62	3,69	1,94	1,06
Cambio climático (GWP100)	kg CO <sub>2</sub> eq	36,22	27,36	17,81	4,54
Agotamiento del ozono estratosférico (ODP)	kg CFC-11 eq	1,78E-06	1,21E-06	7,91E-07	5,19E-07

Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	6,26	4,35	2,75	4,07
Ecotoxicidad del agua dulce	kg 1,4-DB eq	3,58	4,54	1,68	7,34
Ecotoxicidad del agua marina	kg 1,4-DB eq	5901,10	4432,82	2613,38	6913,44
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DB eq	0,97	1,56	0,30	2,85
Oxidación fotoquímica	kg C2H4 eq	0,013	0,01	0,006	0,003

La EDAR que estudiamos (Edar\_Man) comparada con las EDARs E1, E2 y E3, tiene una menor contribución en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de ecotoxicidad del agua y ecotoxicidad terrestre. A pesar de que la EDAR E1 tiene el mismo tratamiento secundario, biodenipho, que la EDAR que estudiamos, su contribución en casi todas las categorías de impacto, a veces el rendimiento de la planta depuradora depende del uso correcto del sistema, por ejemplo favoreciendo los tratamientos biológicos de eliminación del nitrógeno o fosfatos contemplando los tiempos adecuados para el crecimiento bacteriano, etc.

La Edar de Manresa tiene en todas las categorías de impacto una menor contribución que las otras edars, excepto en las categorías de toxicidad humana y ecotoxicidad terrestre y del agua. Esto es debido a que tiene una mayor carga de metales pesados en la entrada de las aguas residuales que las otras edars. A diferencia de las otras edars, la edar de Manresa tiene un 20% de agua de origen industrial.

## **6.5. Análisis de sensibilidad de alternativas al motor de cogeneración para la generación de electricidad y calor a partir del biogás**

Para la producción de electricidad, el biogás, una vez limpio, se quema en un motor de explosión, que mueve a su vez un generador eléctrico. Normalmente se usan motores de gasoil modificado para biogás. Como ya comentado en el capítulo 4, en la EDAR de Manresa el biogás se almacena en depósitos y se gasta en la propia depuradora mediante un proceso de cogeneración que permite obtener energía eléctrica, que se utiliza en la propia planta, y energía térmica para calentar los digestores de fango (Figura 4.19).

Alternativamente al motor de cogeneración, se pueden utilizar pilas de combustible (Figura 6.6); las primeras pilas con biogás se utilizaron a comienzos de los años 90, cuando este tipo de sistemas ya había alcanzado un considerable grado de madurez operativa y fiabilidad.

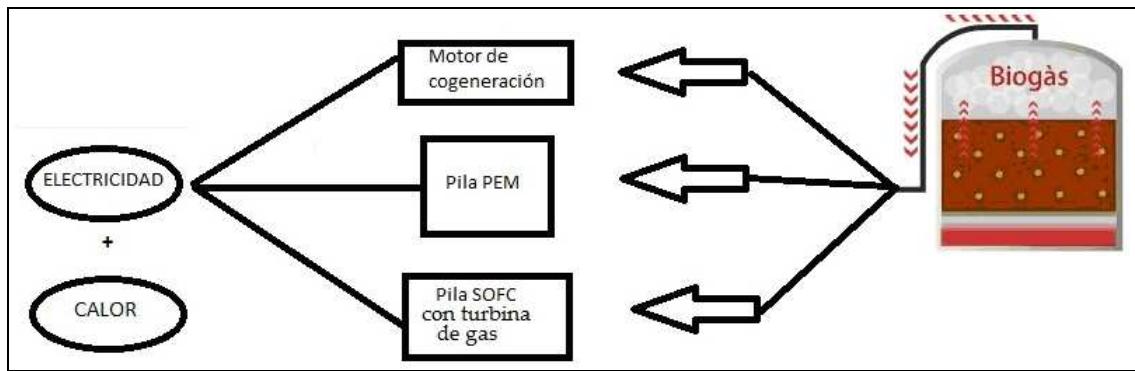


Figura 6.6. Diferentes opciones de generación de electricidad mediante el biogás

La sustitución de combustibles convencionales, como hidrógeno o metano, por biogás permite la utilización de un combustible más diluido de menor poder calorífico, pero, en general, no conduce a cambios tecnológicos significativos.

Una pila de biogás de Membrana polimérica (PEM), también llamada pila de combustible de membrana de intercambio de protones, proporciona una densidad energética elevada y tiene la ventaja de ser ligera y tener un tamaño pequeño comparada con la pila de combustible de ácido fosfórico (PAFC), que es considerada como la primera generación de pilas de combustible modernas. Las pilas PEM usan como electrolito un polímero sólido y electrodos porosos de carbono que contienen un catalizador de platino. Necesitan hidrógeno y oxígeno y agua, y no requieren el uso de fluidos corrosivos como la pila de combustible de ácido fosfórico (PAFC).

Las pilas de combustible de óxido sólido (SOFC) usan como electrolito un componente de cerámica duro y no poroso. Al ser el electrolito sólido, estas pilas no necesitan una configuración laminar o planar, sino que pueden ser también de configuración tubular. Se espera que las pilas SOFC tengan un rendimiento en la conversión de combustible en electricidad de entre el 50-60%. Las pilas de óxido sólido operan a temperaturas muy elevadas (alrededor de los 1000º C). Las elevadas temperaturas hacen que no sea necesario utilizar metales nobles como catalizadores, reduciendo el coste, y permiten convertir los combustibles internamente, lo que supone la posibilidad de usar diferentes combustibles y así reducir el coste asociado que supone añadir un convertidor al sistema.

Además, estas pilas son las más resistentes al sulfuro y no se contaminan con monóxido de carbono (CO), que puede incluso ser utilizado como combustible. Esto permite el uso en estas pilas de gases procedentes del carbón.

Tabla 6.12 Eficiencia eléctrica de la combustión del biogás.

<b>Eficiencia eléctrica usando como combustible biogás</b>		
Pila PEM 40%	Pila SOFC con turbina 60%	Motor cogeneración 35%
Conversión biogás energía eléctrica		
1m <sup>3</sup> →2,72 Kwh	1m <sup>3</sup> →4,08 Kwh	1m <sup>3</sup> →2,38 Kwh
2,073m <sup>3</sup> →5,64Kwh	2,073m <sup>3</sup> →8,46Kwh	2,073m <sup>3</sup> →4,93Kwh
AHORRO ENERGETICO DE LA RED ELÉCTRICA (PRODUCIDO POR EL BIOGÁS)		
5,64Kwh	8,46 Kwh	4,93Kwh
COMSUMO RED ELÉCTRICA		
19,38-0,71= 18,67 Kwh	19,38-3,53= 15,85 Kwh	19,38 Kwh

La pila PEM tiene una eficiencia eléctrica del 40%, esto quiere decir que la conversión de energía química en eléctrica es del 40% del total, el resto se pierde en forma de calor, básicamente. La pila SOFC con turbina de gas tiene una eficiencia eléctrica del 60% y el motor de cogeneración del 35%.

A cada habitante equivalente/año corresponden 2,073 m<sup>3</sup> de biogás, 1m<sup>3</sup> de biogás equivale en energía a 6,8Kwh (debido al poder calorífico del biogás). Para un motor de cogeneración con una eficiencia del 35%, la energía eléctrica producida es 2,073x (6,8) x0,35= 4,93 kWh , o 2,38 Kwh por cada m<sup>3</sup> de biogás . Parte del resto de la energía contenida en el biogás se recupera en forma de calor.

Para una pila PEM se puede asumir un rendimiento del 5% más alto con respecto al motor de cogeneración, o sea con 1 m<sup>3</sup> de biogás se producen 2,72 kWh. Finalmente, si se utiliza un sistema híbrido de pila SOFC con una turbina de gas (SOFC-GT), con una eficiencia del 25% más alta que el motor de cogeneración, desde 1 m<sup>3</sup> de biogás se obtienen 4,08 kWh en forma de energía eléctrica. Los incrementos de energía obtenida de las pilas de combustible con respecto al motor de cogeneración se restan a la energía consumida de la red eléctrica, o sea 19,38 kWh con respecto a la unidad funcional. Con respecto a la energía térmica se sabe que suele ser un tercio de la energía eléctrica. Con

el uso de las pila de biogás se genera mayor energía térmica que se puede aprovechar para otros usos, aparte de mantener el digestor de lodos sobre los 37ºC.

#### 6.5.1. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y comparativa del motor de cogeneración con la pila de biogás SOFC con turbina de gas y Fuel Cell PEM

La pila de biogás PEM y el sistema híbrido SOFC-GT contribuyen menos en la categoría calentamiento global y eliminación de la capa de ozono (las categorías de cambio climático) que con el motor de cogeneración. Ambas pilas tienen unas contribuciones a todas las categorías de impacto muy parecidas y menores que el motor de cogeneración. En la figura 6.7 y tabla 6.13 se muestra en color rojo la Edar en estudio con el motor de cogeneración en uso, en todas las categorías de impacto se observa una mayor contribución con respecto a la misma edar funcionando con una pila PEM o con el sistema híbrido SOFC-GT. Funcionando la edar con las pilas se obtienen menores contribuciones en todas las categorías de impacto, por lo tanto, menos emisiones al medio que con el uso del motor de cogeneración.

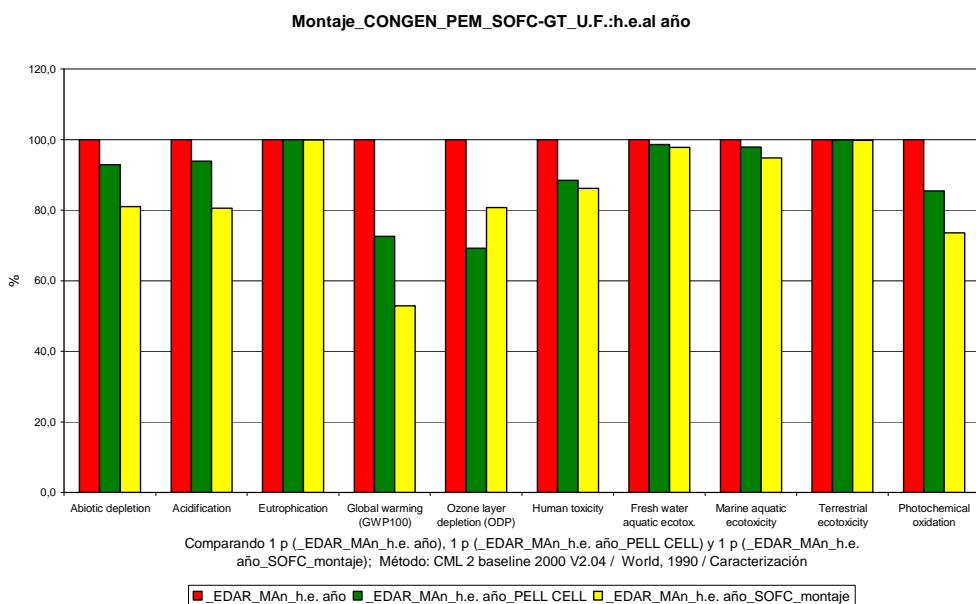


Figura 6.7 Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y comparativa del motor de cogeneración con la pila de biogás SOFC con turbina de gas y Fuel Cell PEM.

Tabla 6.13 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de la EDAR en estudio con pila de combustible PEM fuel cell y la pila SOFC con turbina de gas.

Categoría de impacto	Unidad	EDAR con	EDAR	EDAR con
		Motor Cogeneración	con Pila PEM	SOFC-GT
Agotamiento de los recursos abióticos	kg Sb eq	0,080	0,074	0,065
Acidificación	kg SO2 eq	0,09	0,085	0,073
Eutrofización	kg PO4--- eq	1,11	1,11	1,10
Cambio climático (GWP100)	kg CO2 eq	6,04	4,38	3,20
Agotamiento del ozono estratosférico (ODP)	kg CFC-11 eq	6,47E-07	4,47E-07	5,22E-07
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	4,34	3,84	3,74
Ecotox. del agua dulce	kg 1,4-DB eq	7,38	7,27	7,21
Ecotoxicidad del agua marina	kg 1,4-DB eq	6995,00	6842,57	6630,30
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DB eq	2,85	2,85	2,85
Oxidación fotoquímica	kg C2H4	0,0033	0,0028	0,0024

## 6.6. Análisis de sensibilidad: producción de biogás mediante dispositivo MEC vs producción de biogás en el digestor de lodos.

El biogás que se produce en el digestor de lodos por la descomposición de la materia orgánica metabolizada por las bacterias es una mezcla de gases constituida por metano ( $\text{CH}_4$ ) en una proporción que oscila entre un 40% a un 70% y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), conteniendo pequeñas proporciones de otros gases como hidrógeno ( $\text{H}_2$ ), nitrógeno ( $\text{N}_2$ ), oxígeno ( $\text{O}_2$ ) y sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Si se consiguiese aumentar la concentración de hidrógeno en detrimento del metano, eso llevaría a una mejora ambiental evidente, ya que el metano es más perjudicial para el medio ambiente que el dióxido de carbono. El dispositivo capaz de aumentar la concentración de hidrógeno en detrimento del metano en el biogás es la MEC (Microbial electrolysis cell), una celda de sustrato con cultivo bacteriano con la cual, mediante la aplicación de una corriente eléctrica y controlando estrictamente las condiciones de operación, se puede controlar la producción de hidrógeno en detrimento del contenido de metano en el biogás.

Para hacer el ACV de EDAR con la MEC se tomó solo el depósito del biogás y se dejó fuera el resto de las instalaciones de la EDAR ya que son las mismas en los dos casos.

### 6.6.1. Biogás mediante la Microbial cell fuel (MEC)

En este caso Se toma como unidad funcional 1m<sup>3</sup> de biogás, ya que es la unidad funcional más apropiada para realizar un ACV de este subsistema. La Figura 6.8 muestra la composición del biogás en los dos casos. Estos son los valores utilizados para llevar a cabo el análisis de sensibilidad.

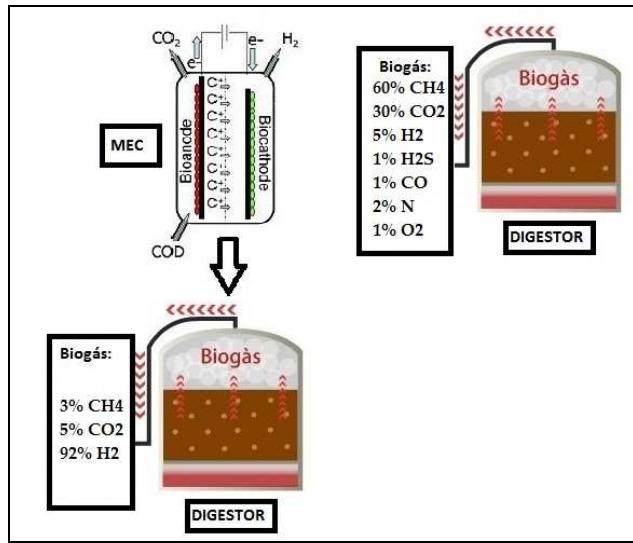


Figura 6.8 Composición del biogás en un digestor y en un digestor con un dispositivo MEC integrado [8,9].

En el caso del digestor de lodos se toman los valores de los gases que forman el biogás según Coombs 1990 [9]. En el caso del dispositivo MEC se toman los valores para un test de 12 horas de funcionamiento del reactor [8].

### 6.6.2. Producción de biogás con el digestor de lodos

Si se libera el biogás a la atmósfera, el dispositivo MEC maximiza la concentración de H<sub>2</sub> en detrimento del metano, el metano contribuye más que el dióxido de carbono al cambio climático. Por ello, la contribución en la categoría de impacto calentamiento global y oxidación fotoquímica es un orden de magnitud menor y nula en las otras categorías de impacto ambiental, tal como se observa en la Tabla 6.14 y en la Figura 6.9. En un dispositivo MEC no hay trazas de otros gases que puedan contribuir al resto de categorías como sería el N<sub>2</sub> o el H<sub>2</sub>S, como sí hay en la producción de biogás del digestor de lodos.

Biogas\_Dispositivo\_MEC Vs Biogas Digestor lodos\_ uf:1m3

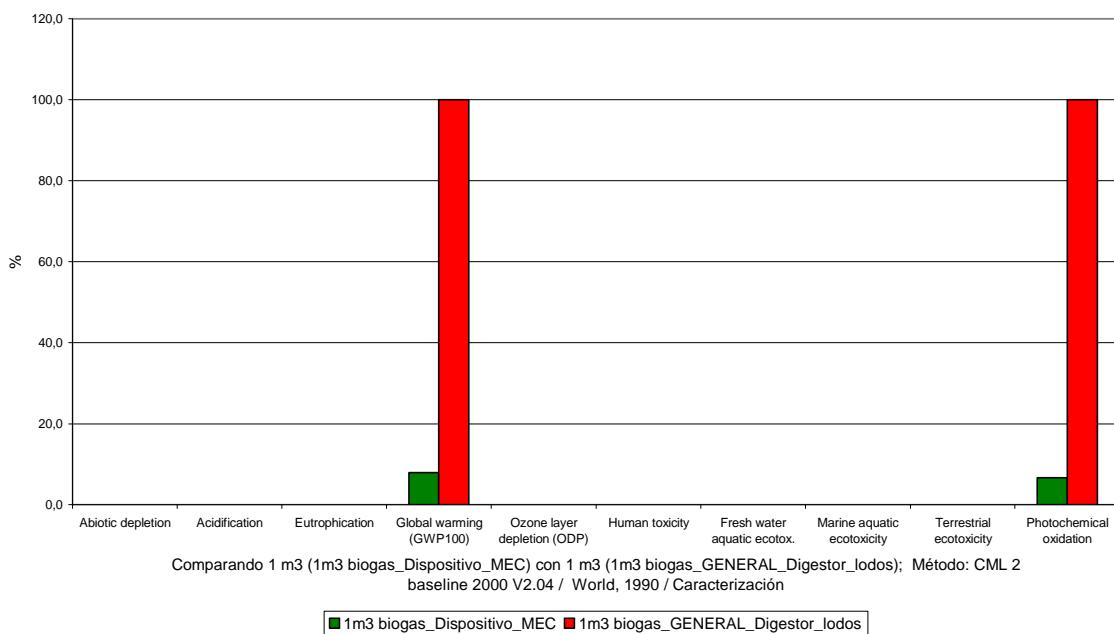


Figura 6.9 Análisis del ciclo de vida de 1 m<sup>3</sup> de biogás producido en una MEC y un 1 m<sup>3</sup> de biogás producido en el digestor de lodos.

Tabla 6.14 Categorías de impacto ambiental del A.C.V de 1m<sup>3</sup> de biogás de una MEC y de 1m<sup>3</sup> de biogás de un digestor de lodos.

Categoría de impacto	Unidad	Biogas MEC	Biogas Digestor
Agotamiento de los recursos abióticos	kg Sb eq	0	0
Acidificación	kg SO <sub>2</sub> eq	0	0
Eutrofización	kg PO <sub>4</sub> -- eq	0	0
Cambio climático (GWP100)	kg CO <sub>2</sub> eq	0,81964	10,3746
Agotamiento del ozono estratosférico (ODP)	kg CFC-11 eq	0	0
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	0	0
Ecotox. del agua dulce	kg 1,4-DB eq	0	0
Ecotox. del agua marina	kg 1,4-DB eq	0	0
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DB eq	0	0
Oxidación fotoquímica	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	0,00017208	0,0025812

# 7. **Conclusiones del estudio.**

La fase de operación de la planta es la que más contribuye en todas las categorías de impacto, excepto en el uso de coagulantes químicos (sales de aluminio) y polielectrolitos (deshidratantes de lodos) que contribuyen significativamente en las categorías de impacto de agotamiento de la capa de ozono y en las de ecotoxicidad del agua.

El uso de polielectrolitos para la deshidratación de lodos apenas contribuye en las categorías de impacto debido a que sólo se emplea 4kg por tonelada de materia seca de lodos.

Los residuos sólidos eliminados de las aguas en el pretratamiento se llevan a un vertedero municipal, no se produce recuperación de energía, sólo contribuyen significativamente a la categoría de calentamiento global y ecotoxicidad del agua, quizás por el lixiviado de líquidos.

Comparando la EDAR en estudio con otras tres EDARs, una de ellas con el mismo tratamiento secundario, biodenipho, otra con tratamiento secundario de aireación prolongada y otra con un tratamiento secundario aeróbico-anóxico, la EDAR estudiada es la que menos contribuye en todas las categorías de impacto, excepto en las categorías de impacto de ecotoxicidad terrestre y ecotoxicidad del agua, ya que la EDAR estudiada tiene un 20% de agua residual de origen industrial con carga de metales pesados y las otras tienen un 100% de agua de origen residual urbano. Sin embargo, con un tratamiento químico se podría hacer precipitar los metales pesados pero el uso de más productos químicos podría contribuir en otras categorías de impacto como reducción de recursos abióticos, oxidación fotoquímica, acidificación o calentamiento global.

Hemos estudiado dos tipos de pilas de biogás como alternativas al motor de cogeneración para la combustión del biogás y su transformación en electricidad y calor para uso de la propia EDAR, así como las características que deben tener los materiales que las componen y las ventajas e inconvenientes de esta nueva tecnología, combustible que necesitan, temperatura de operación, rendimiento, aplicaciones y ventajas e inconvenientes. Siendo el sistema híbrido SOFC-GT la tecnología con mayor rendimiento, en torno al 80%, y con mayor tolerancia a los gases que componen el biogás.

La EDAR con la pila PEM Fuel Cell tiene una contribución a todas las categorías de impacto muy similar al funcionamiento al sistema híbrido SOFC-GT y menor que con el motor de cogeneración, además las categorías de impacto agotamiento de la capa de ozono y calentamiento global que nos da valores menores ya que evita el consumo de energía de origen fósil.

Con respecto a la contribución de coagulantes y polielectrolito en las distintas categorías de impacto en los tres dispositivos (motor de cogeneración, PEM y SOFC-GT) los resultados son similares, puesto que los consumos son los mismos de estos productos en cada caso.

Hemos visto en el análisis de ciclo de vida, que comparando 1 m<sup>3</sup> de biogás con una concentración alta de de metano (CH<sub>4</sub>) con un biogás una alta concentración de hidrógeno gas y poca concentración de metano, obtenido con una celda electrolítica microbiana (MEC), que la contribución del biogás de alto contenido en hidrógeno gas tiene una menor contribución en las categorías de impacto calentamiento global y oxidación fotoquímica y para el resto de categorías la contribución es la misma. También hemos estudiado las características que tienen los materiales que forman el dispositivo MEC, así como nuevos materiales que sustituyen al revestimiento de platino del cátodo, que eleva el coste de este elemento, principal inconveniente de este dispositivo.

En el caso de que se produzca la combustión del biogás sólo hay una menor contribución en la categoría de calentamiento global del biogás de alto contenido en hidrógeno, para todas las demás es la misma contribución.

En un futuro dispositivo MEC (celdas electrolítica microbiana) que funcione en el digestor de lodos, si su consumo de recursos es pequeño para su funcionamiento y como ya se ha visto tiene una concentración muy baja de metano, que contribuye más al cambio climático que el CO<sub>2</sub> , y una concentración pequeña de CO<sub>2</sub> de origen biogénico, el resultado sería que dispondríamos de un dispositivo que además de generar energía con una menor contribución en las categorías de impacto de cambio climático, disminuiría la carga orgánica en las EDARs.

En un futuro sería interesante estudiar la contribución a las categorías de impacto del funcionamiento de la EDAR con el dispositivo MEC y las pilas de biogás.

# 8. Referencias

- [1] Güereca Hernández, Leonor Patricia. "Desarrollo de una metodología para la valoración en el análisis del ciclo de vida aplicada a la gestión integral de residuos municipales". Universitat Politècnica de Catalunya, 2006.
- [2] Taure López, Ernest. "Implantación de un sistema de gestión ambiental certificable según la norma ISO 14001 en una depuradora de aguas residuales urbanas". Director: Sumpsi i Riera, Carles. Universitat Politècnica de Catalunya. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental, 2002.
- [3] Antón Vallejo, MªAsunción. "Utilización del Análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo". Director: Montero, Juan Ignacio. Universitat Politècnica de Catalunya. Projectes d'enginyeria, 2004.
- [4] Bovea Edo, María Dolores." Valoración de productos ecológicos. Aplicación al diseño de mobiliario de oficina". Director: Vidal Nadal, Rosario. Universitat Jaume I. Departament de Tecnologia, 2002.
- [5] Gómez Méndez, María Guadalupe." Aplicación de técnicas de ciclo de vida al diseño de un sistema de gestión de residuos urbanos para la ciudad de chihuahua". Director: Castells Piqué, Francesc. Universitat Rovira i Virgili. Departament d'Enginyeria Química, 2009.
- [6] Gallego Schmid, Alejandro."Diferenciación espacial en la metodología de Análisis de Ciclo de Vida: Desarrollo de factores regionales para eutrofización acuática y terrestre. Universidade de Santiago de Compostela. Departamento de ingeniería química, 2008.
- [7] Garraín Cordero, Daniel."Desarrollo y aplicación de las categorías de impacto ambiental de ruido y de uso de suelo en la metodología e Análisis de Ciclo de Vida". Universitat Jaume I. Departamento de Ingeniería de Sistemas Industriales y Diseño, 2009.
- [8].Wang, A., Liu, W., Cheng, S., Xing, D., Zhou, J. and Logan, B. E. (2009), "Source of methane and methods to control its formation in single chamber microbial electrolysis cells", International Journal of Hydrogen Energy, 34, 9: 3653-3658.
- [9].Coombs, J. (1990). The present and future of anaerobic digestion. En Wheatley, A., Ed. Anaerobic Digestion: a Waste Treatment Technology. Critical Reports in Applied Chemistry, Volume 31. Elsevier Applied Science: 1-42.
- [10].Bravo Hidalgo, Lola." Anàlisi del Cicle de Vida de l'EDAR del Baix Llobregat". Director: Ferrer i Martí, Ivet. Universitat Politècnica de Catalunya. Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental, 2009.
- [11]. Hospido, Almudena (2008) A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). The International Journal of Life Cycle Assessment 13(1).
- [12].Weiss, P.; Eveborn, D.; Karrman, E.; Gustafsson, J. P. Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options Resour. Conserv. Recycl. 2008, 52, 1153– 1161.

- [13]. Lundin, M.; Bengtsson, M.; Molander, S. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 180–186.
- [14]. Foley, J. M., R. A. Rozendal, C. K. Hertle, P. A. Lant, and K. Rabaey. 2010. Life CycleAssessment of High-Rate Anaerobic Treatment, Microbial Fuel Cells, and Microbial Electrolysis Cells. *Environmental Science & Technology* 44:3629-3637.
- [15]. Call, D. and Logan, B. E. (2008), "Hydrogen production in a single chamber microbial electrolysis cell (MEC) lacking a membrane", *Environmental Science & Technology*, 42: 3401-3406.
- [16]. Wastewater treatment plant design / by Water Environment Federation ; edited by P.Aarne Vesilind, R. (Textbook and Workbook)
- [17]. Balaguer i Condom, M.D. et al. 'Gestió i tractament d'aigües residuals [versió html]' a Ensenyament en línia... Girona: La Universitat, 2007. [Consulta: 8 maig 2008]. Disponible a: <http://hdl.handle.net/10256/697>
- [18]. [http://water.me.vccs.edu/courses/ENV149/env149\\_lessons.htm](http://water.me.vccs.edu/courses/ENV149/env149_lessons.htm)
- [19]. Análisis de ciclo de vida: aspectos metodológicos y casos prácticos. Editores: Gabriela Clemente, Neus Sanjuán, José Luis Vivancos, Valencia: UPV, DL 2005.
- [20]. H. Baumann and A.-M. Tillman, The hitch hiker's guide to LCA, Studentlitteratur, Lund, Sweden (2004).
- [21].Análisis de ciclo de vida: aspectos metodológicos y casos prácticos / editores: Gabriela Clemente, Neus Sanjuán, José Luis Vivancos.
- [22]. Winkler W., Nehter P., Williams M.C., Tucker D., Gemmen R. "General Fuel Cell Hybrid Synergies and Hybrid System Testing Status". *Journal of Power Sources* 159, 1, 656-666, 2006.
- [23]. Selembo, P. A., Merrill, M. D. and Logan, B. E. (2009), "The use of stainless steel and nickel alloys as low-cost cathodes in microbial electrolysis cells", *Journal of Power Sources*, 190, 2: 271-278.
- [24]. Aguadero A. "Materiales con estructura tipo K<sub>2</sub>NiF<sub>4</sub> como cátodos para pilas de combustible de óxido sólido de temperatura intermedia". Tesis doctoral. CIEMAT, CSIC, Universidad Autónoma Madrid. 2006.
- [25]. Trogisch S. EFFECTIVE. "Biogas as fuel in MCFC". 2nd BFCNet Workshop, Braunschweig 25-27 February 2004.
- [26]. Fikret Kargi, Serkan Eker (2007)," Electricity generation with simultaneous wastewater treatment by a microbial fuel cell (MFC) with Cu and Cu-Au electrodes", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 82 , 7: 658-662.
- [27]. Venkata Mohan, S., Saravanan, R., Veer Raghuvulu, S., Mohankrishna, G. and Sarma, P.N. (2008), "Bioelectricity production from wastewater treatment in dual chambered microbial fuel cell (MFC) using selectively enriched mixed microflora: Effect of catholyte. ", *Bioresource Technology*, 99: 596-603.
- [28]. Oh, S. E. and Logan, B. E. (2005), "Hydrogen and electricity production from a food processing wastewater using fermentation and microbial fuel cell technologies", *Water Research*, 39, 19: 4673-4682.
- [29]. Wagner, R. C., Regan, J. M., Oh, S.-E., Zuo, Y. and Logan, B. E. (2009), "Hydrogen and methane production from swine wastewater using microbial electrolysis cells", *Water Research*, 43, 4: 1480-1488.

[30]. Lu, L., Ren, N., Xing, D. and Logan, B. E. (2009), "Hydrogen production with effluent from an ethanol-H<sub>2</sub>-coproducing fermentation reactor using a single-chamber microbial electrolysis cell", *Biosensors & Bioelectronics*, 24, 10: 3055-3060.

# Anexo

## A.I. Elección de la unidad funcional adecuada

Anteriormente ya se comentó la importancia de la elección de la unidad funcional (U.F.). En los primeros ACV [6,10-13] se tomaba como unidad funcional 100 m<sup>3</sup> de agua tratada por día, pero en el análisis comparativos de las EDARs había problemas, ya que la unidad funcional no indicaba la carga de contaminantes del agua que entraba en la planta depuradora ni la carga de contaminantes del agua que sale de la misma. Esto hacía que fuera difícil comparar la contribución de las EDARs a las categorías de impacto elegidas, de manera que se propuso el uso de habitante equivalente al año, parámetro que se usa en ingeniería del medio ambiente que describe la carga de contaminante.

## A.2. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje de la planta en estudio, U.F. h.e./año versus U.F. 100 m<sup>3</sup> de agua tratada al día

A continuación se muestran una gráfica y una tabla del ensamblaje (operación de la EDAR y uso de productos químicos) comparativa con las dos unidades funcionales:

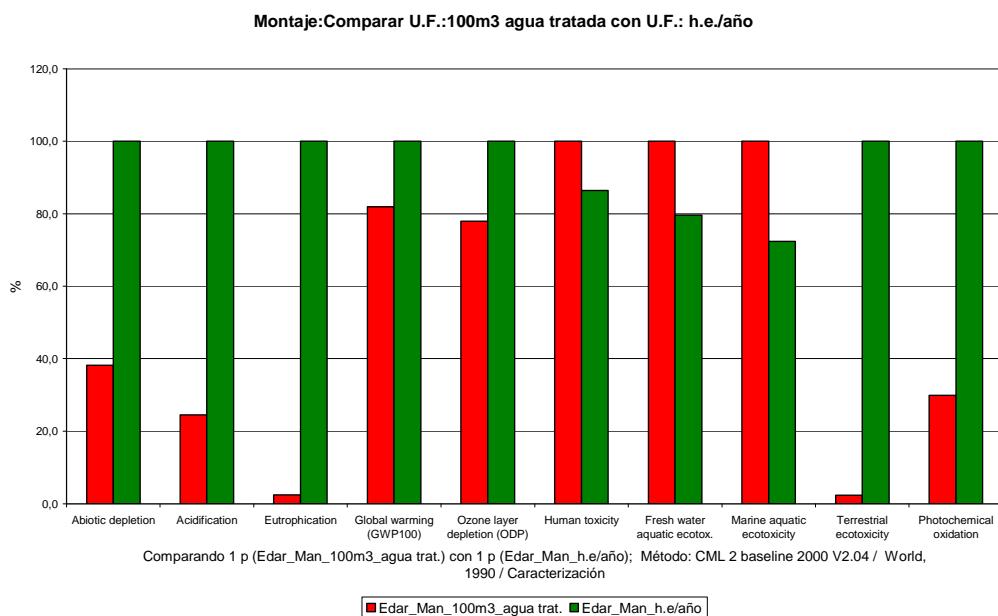


Figura A. 1 Análisis de ciclo de vida de una EDAR para dos unidades funcionales para la fase de operación y uso polielectrolito.

Tabla A. 1 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. para las dos unidades funcionales.

Categoría de impacto	Unidad	EDAR_U.F.:100m3 agua trat.	EDAR_U.F.h.e/año
Abiotic depletion	kg Sb eq	0,027164335	0,071169948
Acidification	kg SO2 eq	0,021157042	0,086368708
Eutrophication	kg PO4--- eq	0,026056965	1,059545503
Global warming (GWP100)	kg CO2 eq	3,719143734	4,538705691
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	4,04485E-07	5,18856E-07
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	4,710615113	4,068744409
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	9,213774497	7,339846004
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	9555,602321	6913,438615
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,067421207	2,845214332
Photochemical oxidation	kg C2H4	0,0008568	0,002871463

En las categorías de impacto eutrofización y ecotoxicidad terrestre la unidad funcional habitantes equivalentes por año (h.e./año) tiene una mayor contribución que la unidad funcional 100 m<sup>3</sup> de agua tratada al día, de dos órdenes de magnitud, que se debe a que la unidad funcional h.e./año tiene presente la carga de contaminantes orgánicos. En el resto de categorías de impacto los valores están dentro del mismo orden de magnitud, excepto la categoría de impacto oxidación fotoquímica para la cual la unidad funcional 100m<sup>3</sup>/día tiene una contribución mayor, en un orden de magnitud, que la unidad funcional h.e./año.

### **A.3. Análisis del ciclo de vida de la planta en estudio con escenario de tratamiento de residuos, U.F. h.e./año versus U.F. 100m<sup>3</sup> de agua tratada al día**

En la gráfica y en la tabla se muestran los resultados obtenidos para el ciclo de vida de la EDAR, que contempla la fase de operación de la planta, el uso de los productos químicos (polielectrolitos y sales de aluminio) y el tratamiento de residuos sólidos (no lodos), que en este caso es el vertedero comarcal sin recuperación de energía.

Como en el caso anterior, la unidad funcional tiene una mayor contribución en las categorías de impacto eutrofización y ecotoxicidad terrestre, en dos órdenes de magnitud, ya que esta unidad tiene presente la carga de contaminantes del agua y la unidad funcional 100m<sup>3</sup> de agua tratada al día tiene una mayor contribución en la categoría de impacto oxidación fotoquímica, en un orden de magnitud.

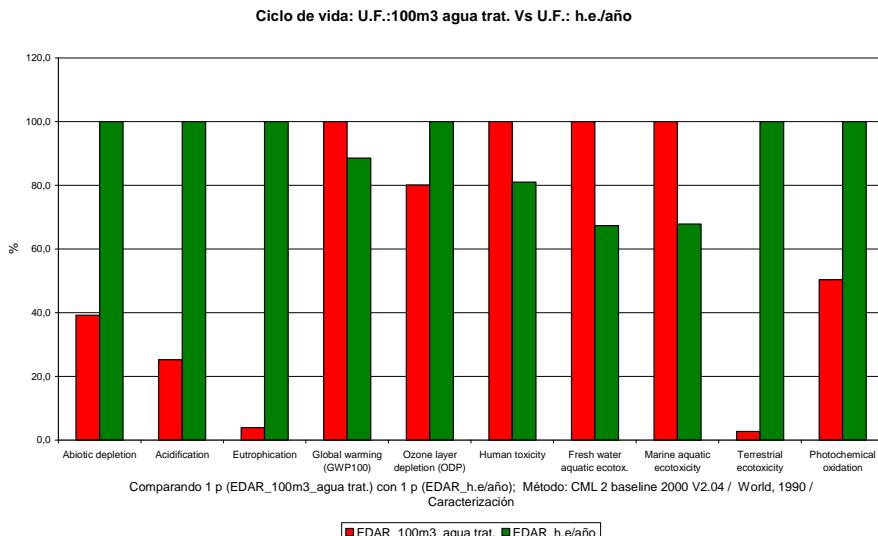


Figura A. 2 Análisis de ciclo de vida de una EDAR para la fase de operación, uso de polielectrolitos, coagulante con trat. de residuos con respecto a dos unidades funcionales.

Tabla A. 2 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de una EDAR para la fase de operación, uso de polielectrolitos, coagulante con tratamiento de residuos, respecto a dos unidades funcionales.

Categoría de impacto	Unidad	EDAR_100m3 agua trat./día	EDAR_h.e/año
Abiotic depletion	kg Sb eq	0,028063319	0,071690919
Acidification	kg SO <sub>2</sub> eq	0,02188631	0,086791327
Eutrophication	kg PO <sub>4</sub> --- eq	0,041850371	1,068697949
Global warming (GWP100)	kg CO <sub>2</sub> eq	7,790852548	6,898304036
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	4,25467E-07	5,31015E-07
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	5,819780703	4,711517606
Fresh water aquatic ecotox.	kg 1,4-DB eq	21,25197711	14,31611181
Marine aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	13915,9466	9440,304267
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,076629977	2,850550911
Photochemical oxidation	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	0,001686742	0,003352423

#### A.4. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y uso de la pila de biocombustibles PEM fuel cell.

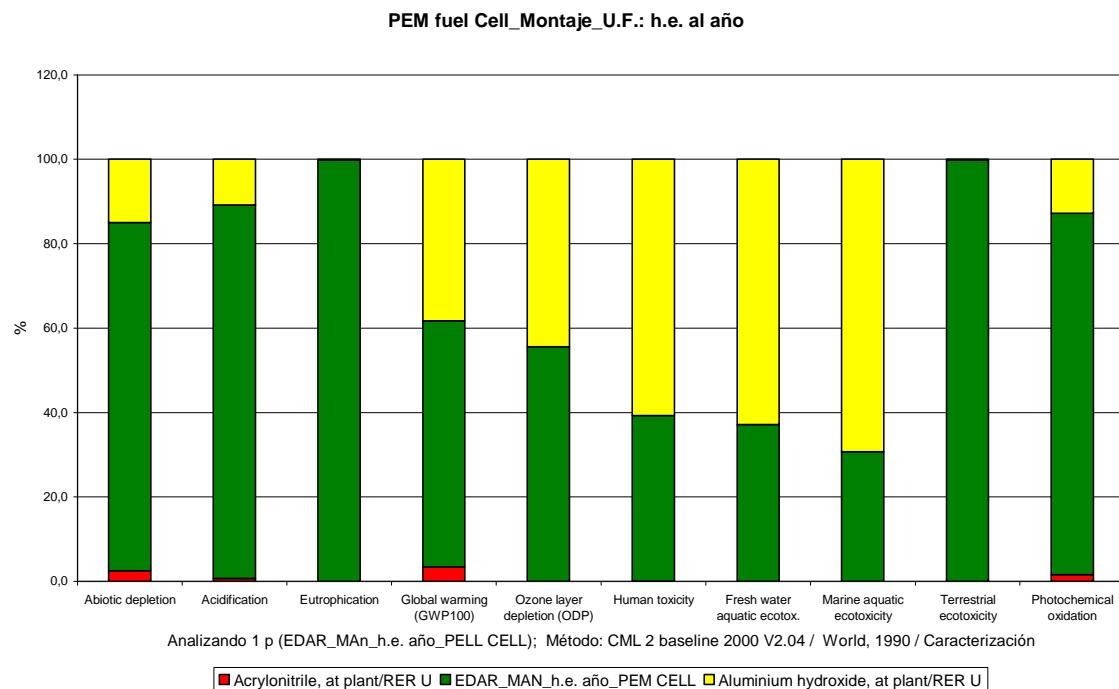


Figura A. 3 EDAR en estudio con pila de combustible PEM fuel cell.

Tabla A. 3 Categorías de impacto ambiental del A.C.V. de la EDAR en estudio con pila de combustible PEM fuel cell.

Categoría de impacto	Unidad	Total	Polielectrolito	EDAR	Sales aluminio
Agotamiento de los recursos abióticos	kg Sb eq	0,074	0,0018	0,061	0,011
Acidificación	kg SO <sub>2</sub> eq	0,085	0,00061	0,075	0,0091
Eutrofización	kg PO <sub>4</sub> --- eq	1,105	6,40E-05	1,10	0,0024
Cambio climático (GWP100)	kg CO <sub>2</sub> eq	4,38	0,14	2,55	1,68
Agotamiento del ozono estratosférico (ODP)	kg CFC-11 eq	4,4E-07	7,95E-12	E-07	1,98E-07
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	3,83	0,0027	1,50	2,32
Ecotox. del agua dulce	kg 1,4-DB eq	7,26	0,00087	2,70	4,56
Ecotox. del agua marina	kg 1,4-DB eq	6842,57	0,69	2098,85	4743,0
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DB eq	2,84968995	3,99-06	2,84	0,0052
Oxidación fotoquímica	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	0,002796431	4,42E-05	0,0023	0,00035

En la Figura A. 3 se muestran los resultados obtenidos para el ciclo de vida de la EDAR, que contempla la fase de operación de la planta y el uso de los productos químicos (polielectrolitos como deshidratante de lodos).

Montaje\_Comparativa\_PEM fell cell Vs Motor cogeneración\_U.F.:h.e. al año

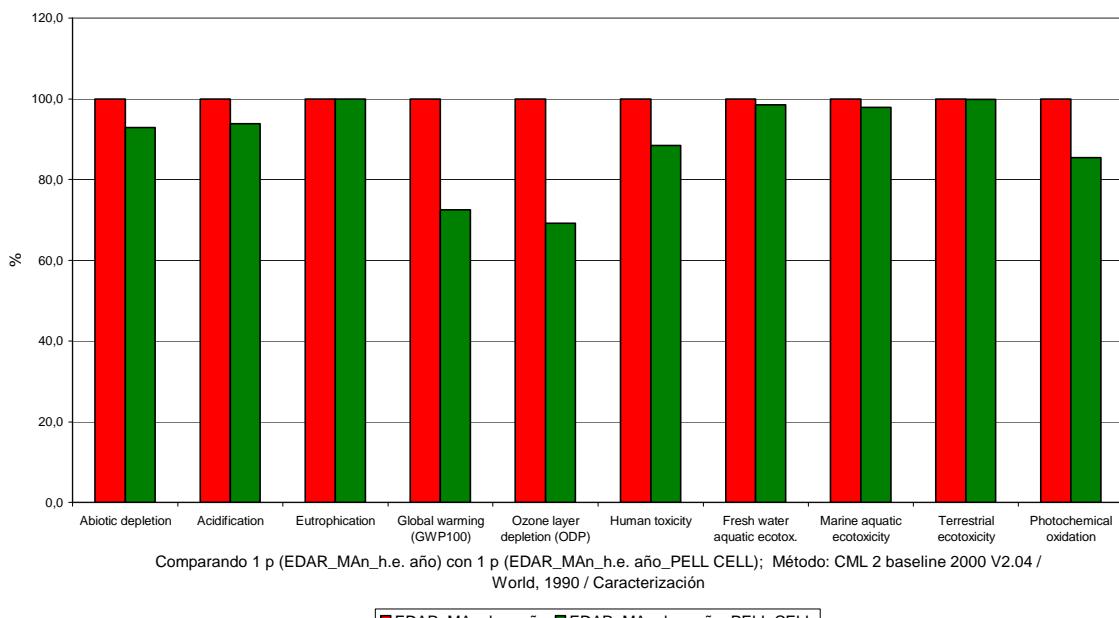


Figura A. 4 EDAR en estudio con pila PEM fuel cell vs motor de cogeneración.

La contribución a las categorías de eliminación de la capa de ozono y calentamiento global es menor cuando se usa una pila PEM, ya que evita el consumo de combustibles de origen fósil, que son precisamente los causantes del cambio climático. Para el resto de categorías de impacto tiene una contribución muy similar al motor de cogeneración.

Las pilas transforman la energía química en energía eléctrica sin que se produzca la combustión como en un motor de cogeneración, evitando así la emisión de contaminantes a la atmósfera y, además, aumentando la eficiencia eléctrica del sistema.

#### **A.5. Análisis del ciclo de vida del ensamblaje y uso de la pila de biocombustibles SOFC con turbina de gas.**

En las figuras siguientes se observa que las contribuciones a las categorías de impacto no cambian significativamente, excepto en la categoría de calentamiento global, donde la EDAR equipada con el sistema híbrido SOFC-GT tiene un contribución menor debido al mejor rendimiento que tiene el motor de cogeneración es menor, tiene menor eficiencia eléctrica y además emplea el uso de combustibles fósiles que aumentan las emisiones al medio.

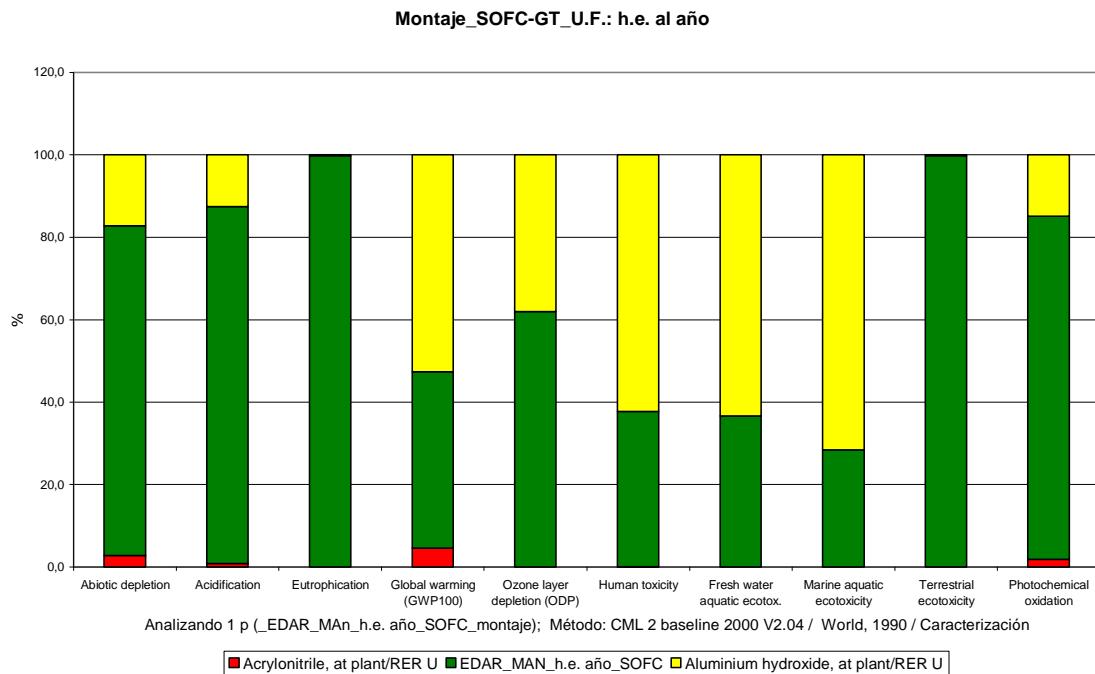


Figura A. 5 EDAR en estudio con un sistema híbrido SOFC-GT.

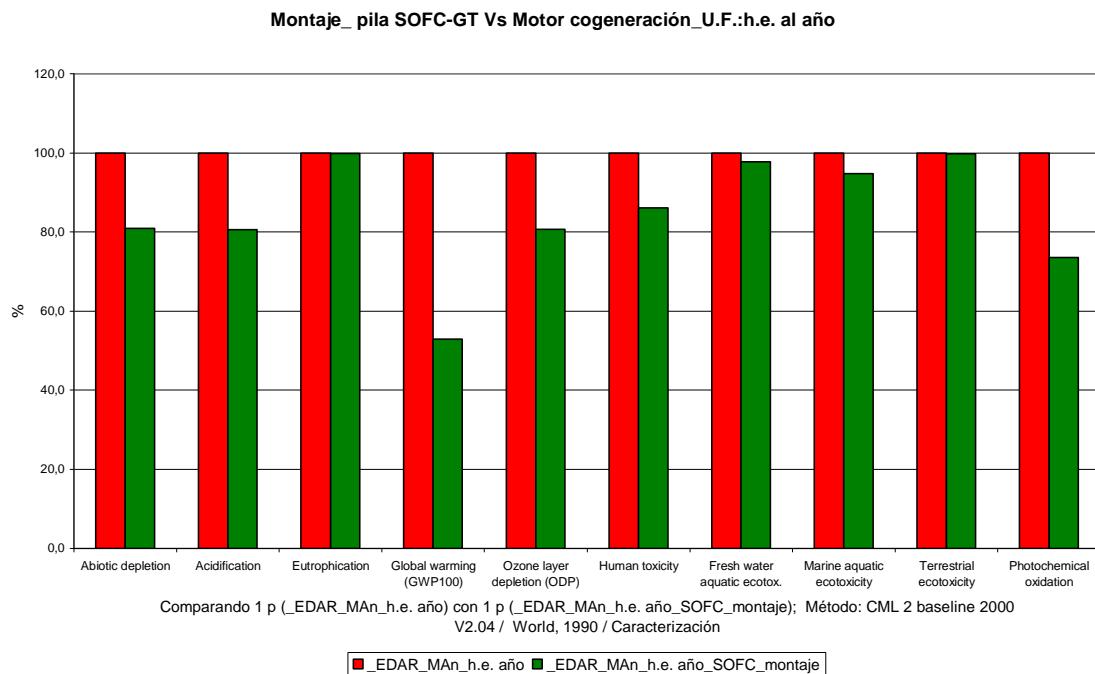
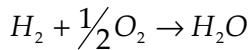
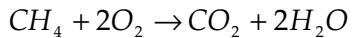


Figura A. 6 en estudio con un sistema híbrido de combustible SOFC-GT.

#### **A.6. Combustión del Biogás obtenido en un dispositivo MEC y el biogás obtenido en el digestor de lodos de una EDAR.**

En el caso de que en la EDAR se produzca la combustión del biogás, ya sea en antorcha o mediante la generación de energía eléctrica y calor, por ejemplo, con un motor de

cogeneración o por una pila de biogás, las reacciones de combustión para los gases que mayoritariamente forman el biogás son las siguientes:



El O<sub>2</sub> que es necesario para la reacción de combustión se obtiene del aire y se emite a la atmósfera H<sub>2</sub>O (gas) y CO<sub>2</sub>.

Para el caso del biogás producido en un dispositivo MEC:

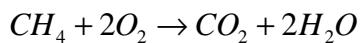


Tabla A. 4 Concentraciones de gases en el biogás en una MEC en unidades de masa para 1m<sup>3</sup> de biogás.

<b>Valores referidos a 1m<sup>3</sup> de biogás.</b>	
Densidad CH <sub>4</sub> : 0,717 kg/m <sup>3</sup>	0,02868 Kg CH <sub>4</sub>
Densidad CO <sub>2</sub> : 1,6 kg/m <sup>3</sup>	0,16 Kg CO <sub>2</sub>
Densidad H <sub>2</sub> : 0,0899 kg/m <sup>3</sup>	0,05394 Kg H <sub>2</sub>

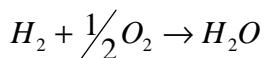
Conociendo las concentraciones de cada uno de los gases que forman el biogás y sus respectivas densidades, tenemos la masa de cada uno de ellos en 1m<sup>3</sup> de biogás.

Sabiendo que tenemos 26,68 g de CH<sub>4</sub> (Tabla A.4):

$$28,68gCH_4 \cdot \frac{1molCH_4}{16gCH_4} \cdot \frac{2molH_2O}{1molCH_4} \cdot \frac{18gH_2O}{1molH_2O} = 64,53gH_2O$$

$$28,68gCH_4 \cdot \frac{1molCH_4}{16gCH_4} \cdot \frac{2molO_2}{1molCH_4} \cdot \frac{16gO_2}{1molO_2} = 57,36gO_2$$

$$28,68gCH_4 \cdot \frac{1molCH_4}{16gCH_4} \cdot \frac{1molCO_2}{1molCH_4} \cdot \frac{44gCO_2}{1molCO_2} = 78,87gCO_2$$



Sabiendo que tenemos 53,94 g de H<sub>2</sub> (Tabla A. 5):

$$53,94gH_2 \cdot \frac{1molH_2}{2gH_2} \cdot \frac{1molH_2O}{1molH_2} \cdot \frac{18gH_2O}{1molH_2O} = 485,46gH_2O$$

$$53,94gH_2 \cdot \frac{1molH_2}{2gH_2} \cdot \frac{1/2molO_2}{1molH_2} \cdot \frac{16(2)gO_2}{1molO_2} = 431,52gO_2$$

El CO<sub>2</sub> no reacciona y no se suele purgar del biogás para su posterior consumo para producir electricidad y calor.

De los valores anteriores se realiza la siguiente tabla:

Tabla A. 5. Combustión de 1 m<sup>3</sup> de biogás de una MEC.

1m <sup>3</sup> de biogás			
Combustión			
28,68g CH <sub>4</sub>	78,87 g CO <sub>2</sub>	64,53g H <sub>2</sub> O	57,36g O <sub>2</sub>
160g CO <sub>2</sub>	160 g CO <sub>2</sub>		
53,94 g H <sub>2</sub>		485,46g H <sub>2</sub> O	431,52g O <sub>2</sub>
Total	238,87g CO <sub>2</sub>	549,99g H <sub>2</sub> O	488,88g O <sub>2</sub>

Para el caso de biogás producido en el digestor de lodos:

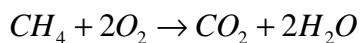
Tabla A. 6 Concentraciones de gases en el biogás producido en el digestor de lodos en unidades de masa para 1 m<sup>3</sup>.

1m <sup>3</sup> de biogás	
Densidad CH <sub>4</sub> : 0,717 kg/m <sup>3</sup>	0,4302 Kg CH <sub>4</sub>
Densidad CO <sub>2</sub> : 1,6 kg/m <sup>3</sup>	0,48 Kg CO <sub>2</sub>
Densidad H <sub>2</sub> : 0,0899 kg/m <sup>3</sup>	0,004495 Kg H <sub>2</sub>

Tabla A.7 Combustión de 1 m<sup>3</sup> de biogás del digestor de lodos.

1m <sup>3</sup> de biogás			
Combustión:			
430,2g CH <sub>4</sub>	1183,05 g CO <sub>2</sub>	967,95g H <sub>2</sub> O	860,4g O <sub>2</sub>
480g CO <sub>2</sub>	480 g CO <sub>2</sub>		
4,495 g H <sub>2</sub>		40,45g H <sub>2</sub> O	35,96g O <sub>2</sub>
Total	1663,05g CO <sub>2</sub>	1008,4 g H <sub>2</sub> O	896,36 g O <sub>2</sub>

Tenemos de las reacciones de combustión del biogás:

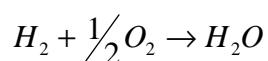


Sabiendo que tenemos 430,2 g de CH<sub>4</sub> (Tabla A. 6 ) :

$$430,2gCH_4 \cdot \frac{1molCH_4}{16gCH_4} \cdot \frac{2molH_2O}{1molCH_4} \cdot \frac{18gH_2O}{1molH_2O} = 967,95gH_2O$$

$$430,2gCH_4 \cdot \frac{1molCH_4}{16gCH_4} \cdot \frac{2molO_2}{1molCH_4} \cdot \frac{16gO_2}{1molO_2} = 860,4gO_2$$

$$430,2gCH_4 \cdot \frac{1molCH_4}{16gCH_4} \cdot \frac{1molCO_2}{1molCH_4} \cdot \frac{44gCO_2}{1molCO_2} = 1183,05gCO_2$$



Sabiendo que tenemos 4,495 g de H<sub>2</sub> (Tabla A. 6):

$$4,495 \text{ gH}_2 \cdot \frac{1 \text{ molH}_2}{2 \text{ gH}_2} \cdot \frac{1 \text{ molH}_2 \text{ O}}{1 \text{ molH}_2} \cdot \frac{18 \text{ gH}_2 \text{ O}}{1 \text{ molH}_2 \text{ O}} = 40,45 \text{ gH}_2 \text{ O}$$

$$4,495 \text{ gH}_2 \cdot \frac{1 \text{ molH}_2}{2 \text{ gH}_2} \cdot \frac{1 / 2 \text{ molO}_2}{1 \text{ molH}_2} \cdot \frac{16(2) \text{ gO}_2}{1 \text{ molO}_2} = 35,96 \text{ gO}_2$$

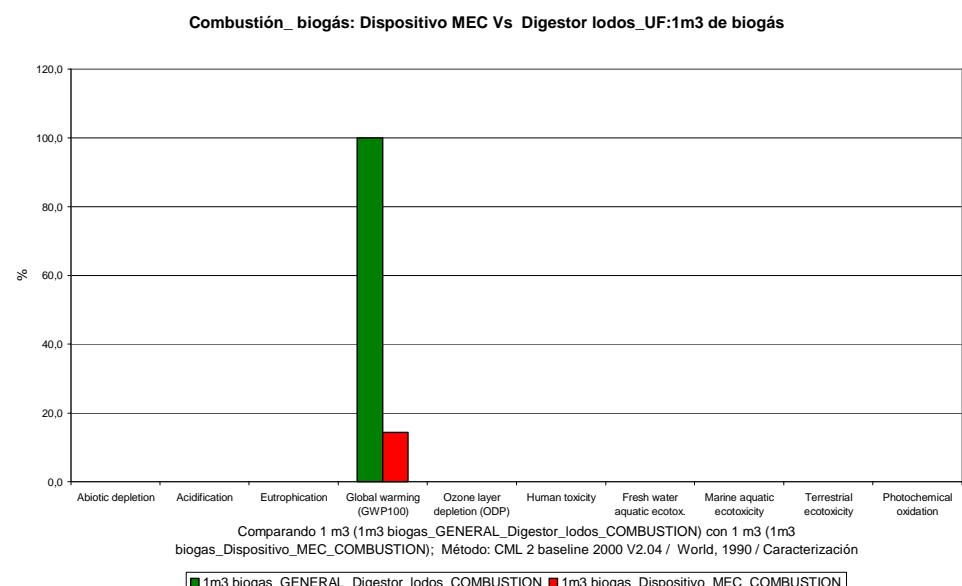


Figura A. 7 Análisis del ciclo de vida de la combustión de 1 m<sup>3</sup> de biogás producido en una MEC y de la combustión de 1m<sup>3</sup> de biogás producido en el digestor de lodos.

Tabla A. 8 Categorías de impacto ambiental del A.C.V de la combustión de 1m<sup>3</sup> de biogás de una MEC y de la combustión de 1m<sup>3</sup> de biogás de un digestor de lodos.

Categoría de impacto	Unidad	Biogas_Digestor	Biogas_MEC
Agotamiento de los recursos abióticos	kg Sb eq	0	0
Acidificación	kg SO2 eq	0	0
Eutrofización	kg PO4--- eq	0	0
Cambio climático (GWP100)	kg CO2 eq	1,66305	0,23887
Agotamiento del ozono estratosférico (ODP)	kg CFC-11 eq	0	0
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq	0	0
Ecotox. del agua dulce	kg 1,4-DB eq	0	0

Ecotox. del agua marina	kg 1,4-DB eq	0	0
Ecotoxicidad Terrestre	kg 1,4-DB eq	0	0
Oxidación fotoquímica	kg C2H4	0	0

En caso de que se produzca la combustión del biogás, el biogás del dispositivo MEC al contener una mayor cantidad de hidrógeno y menor de metano que el biogás de un digestor de lodos, por lo que el dispositivo MEC tiene una menor contribución a la categoría calentamiento global y tienen nula contribución en el resto de categorías de impacto. Incluso, es preferible medio ambientalmente realizar la combustión ya que tiene menos contribución en la categoría de impacto calentamiento global y pasa a ser nula la contribución en la categoría oxidación fotoquímica, y también nula para el resto de contribuciones.

#### **A.7. Las instalaciones en imágenes**



Desarenador-desgrasador.



Sedimentación primaria por gravedad.



(a)



(b)

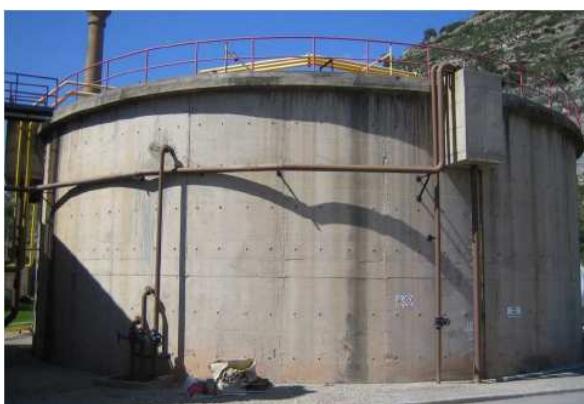
Reactores biológicos: Aeración por agitación (a). Aeración por difusión (b)



Espesamiento de lodos por flotación



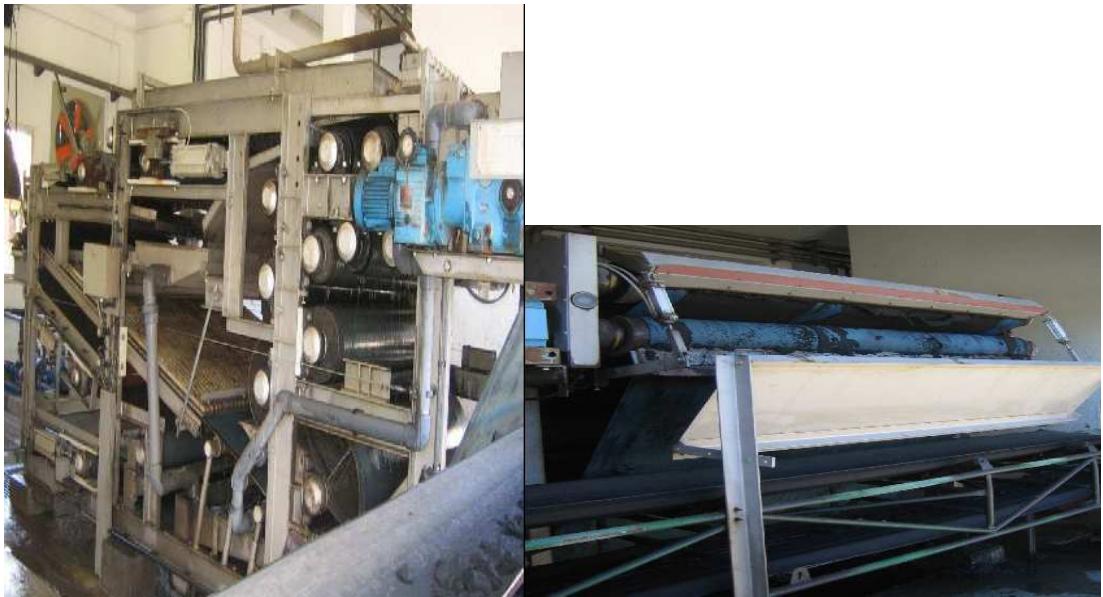
Lodos espesados almacenados antes de la digestión



Digestores anaeróbicos



Almacenamiento de biogás



Deshidratación: la filtración de cinta



Canales de compostaje con lodo reciente no estabilizado

Maduración final para el lodo estabilizado