



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

TESIS DOCTORAL

Lixiviados en plantas de residuos.

**Una contribución para la selección del
proceso de tratamiento.**

Autor: Manuel Reyes Medina.

Julio de 2015.

**Directores de la Tesis: Dr. Manuel Martín Utrillas, Dr. Jorge
Curiel Esparza, Dr. Julián Cantó Perelló**

Universitat Politècnica de València.

Departamento de Física Aplicada.

A Peña, Carlos y Laura.

A mi madre y a mi padre (que ya no está con nosotros, pero al que le hubiera gustado poder leer, criticar y mejorar esta tesis).

Lixiviados en plantas de residuos. Una contribución para la selección del proceso de tratamiento.

Autor: Manuel Reyes Medina, Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos.

Departamento de Física Aplicada, Universitat Politècnica de València,

Directores de Tesis:

Dr. Manuel Martín Utrillas, Dr. Jorge Curiel Esparza, Dr. Julián Cantó Perelló

Resumen

El lixiviado de los vertederos de plantas de residuos es un líquido muy complejo y altamente contaminado. En su composición se puede encontrar materia orgánica disuelta, sales inorgánicas, metales pesados y otros compuestos orgánicos xenobióticos, por lo que pueden ser tóxicos, cancerígenos y capaces de inducir un riesgo potencial en el medio ambiente y los seres humanos. La legislación europea no permite que tales lixiviados salgan de las instalaciones sin ser depurados. Hay muchos procedimientos que permiten la depuración, siempre combinando diferentes técnicas. Elegir el mejor método a utilizar en cada caso es una decisión compleja, ya que depende de muchos factores tangibles e intangibles que deben sopesarse para lograr un equilibrio entre la técnica, el coste y la sostenibilidad ambiental.

Se presenta un método híbrido para la elección de la combinación óptima de técnicas de depuración de entre las disponibles, mediante la aplicación de un análisis jerárquico de criterios múltiples AHP sobre la base de datos de expertos, obtenidos por el método Delphi, junto a un análisis de resultados por el método VIKOR, para llegar a una solución de consenso, que pueda ser asumible por la mayoría de los expertos consultados como propia. En esta tesis se realiza un

análisis de sensibilidad en los pesos de los criterios de decisión y en los valores de rendimiento de las alternativas, expresados ambos en términos de los criterios de decisión.

Abstract

Leachate from waste landfill or treatment plants is a very complex and highly contaminated liquid effluent. In its composition, dissolved organic matter, inorganic salts, heavy metals and other xenobiotic organic compounds, are found, so it can be toxic, carcinogenic and capable of inducing a potential risk to biota and humans. European law does not allow such leachate to leave the premises without being depolluted. There are many procedures that enable debugging, always combining different techniques. Choosing the best method to use in each case is a complex decision, as it depends on many tangible and intangible factors that must be weighted to achieve a balance between technical, cost, and environmental sustainability.

A hybrid method for choosing the optimal combination of techniques to apply in each case, by combining a multi-criteria hierarchical analysis based on expert data, obtained by the Delphi method, with an analysis by the method of VIKOR to reach a consensus solution is presented. This thesis will perform a sensitivity analysis on the weights of the criteria involved in the decision and performance values of the alternatives, expressed both in terms of the decision criteria.

Resum

El lixiviats dels abocadors de plantes de residus és un líquid molt complex i altament contaminat. En la seua composició es pot trobar matèria orgànica dissolta, sals inorgàniques, metalls pesats i altres compostos orgànics xenobiòtics, per la qual cosa poden ser tòxics, cancerígens i capaços d'induir un risc potencial en el medi ambient i els éssers humans. La legislació europea no permet que aquests lixiviats isquen de les instal·lacions sense ser depurats. Hi ha molts

procediments que permeten la depuració, sempre combinant diferents tècniques. Triar el millor mètode a utilitzar en cada cas és una decisió complexa, ja que depèn de molts factors tangibles i intangibles que han de sospesar-se per aconseguir un equilibri entre la tècnica, el cost i la sostenibilitat ambiental.

Es presenta un mètode híbrid per a l'elecció de la combinació òptima de tècniques de depuració d'entre les disponibles, mitjançant l'aplicació d'una anàlisi jeràrquica de criteris múltiples AHP sobre la base de dades d'experts, obtinguts pel mètode Delphi, al costat d'una anàlisi de resultats pel mètode VIKOR, per a arribar a una solució de consens, que pugui ser assumible per la majoria dels experts consultats com a pròpia. En aquesta tesi es durà a terme una anàlisi de sensibilitat en els pesos dels criteris de decisió i en els valors de rendiment de les alternatives, expressats tots dos en termes dels criteris de decisió.

ÍNDICE

ÍNDICE

Resumen, Abstract, Resum	5
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	15
CAPÍTULO 2. DESCOMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS Y CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS	27
2.1.- Descomposición de los residuos.	29
2.2.- Características de los lixiviados	34
2.2.1.- Estudio cualitativo	37
2.2.2.- Estudio cuantitativo	42
CAPÍTULO 3. TRATAMIENTOS DISPONIBLES	49
3.1.- Procesos biológicos	55
3.1.1.- Procesos anaerobios	57
3.1.2.- Procesos aerobios	76
3.2.- Procesos fisico-químicos	100
3.2.1.- Floculación / precipitación / flotación	101
3.2.2.- Adsorción	104
3.2.3.- Procesos electrolíticos	105

3.2.4.- Oxidación química	107
3.2.5.- Intercambio iónico	109
3.3.- Sistemas de filtración avanzada	110
3.3.1.- Ósmosis inversa	112
3.4.- Consideraciones finales	115
CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA PROPUESTA	123
4.1.- Método Delphi	131
4.2.- Método AHP	134
4.2.1.- Fundamentos	134
4.2.2.- Fundamento matemático	146
4.2.3.- Esquema de pasos	149
4.3.- Método VIKOR	151
4.4.- Análisis de sensibilidad	155
4.4.1.- Descripción de los dos principales problemas de análisis de sensibilidad	160
4.4.2.- Determinación del criterio más crítico	160
4.4.3.- Determinación de la medida más crítica del rendimiento de aij	166
CAPÍTULO 5. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA	171

5.1.- Definición de la estructura jerárquica.	173
5.2.- Matriz de comparación por pares para cada criterio	186
5.3.- Ponderación de los criterios y sub criterios. Relación de consistencia	191
5.3.1.- Método de la Agregación de Juicios Individuales (AIJ)	193
5.3.2.- Método de la Agregación de Prioridades Individuales (AIP)	200
5.4.- Evaluación de los tratamientos técnicos en función de los criterios y sub criterios	207
5.4.1.- Comparación por pares para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIJ	207
5.4.2.- Comparación por pares para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIP	212
5.4.3.- Comparación de los resultados obtenidos para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIJ y AIP	220
5.5.- Solución de compromiso	222
5.5.1.- Aplicación del método VIKOR a los resultados obtenidos mediante la agregación AIJ	222
5.5.2.- Aplicación del método VIKOR a los resultados obtenidos mediante la agregación AIP	226
5.5.3.- Comparación de los resultados obtenidos por aplicación del método VIKOR para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIJ y AIP	230

5.6.- Análisis de sensibilidad	231
5.6.1.- Determinación del criterio más importante (AIJ)	231
5.6.2.- Determinación de la medida más crítica del rendimiento de a_{ij} (AIJ)	237
5.6.3.- Determinación del criterio más importante (AIP)	242
5.6.4.- Determinación de la medida más crítica del rendimiento de a_{ij} (AIP)	248
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES	253
ANEXOS	259
ANEXO 1.- REFERENCIAS	261
ANEXO 2.- LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN	291
ANEXO 3.- PUBLICACIÓN	293

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Capítulo 1.- INTRODUCCIÓN.

En la actualidad existe una creciente conciencia mundial sobre la necesidad de Reducir, Reutilizar y Reciclar los materiales que fluyen a través de la sociedad (la llamada máxima de las 3R) (Abba et al. 2013). La mayoría de los países de Europa han tenido éxito en la gestión eficaz de los residuos sólidos a través de regulaciones estrictas o directivas medioambientales y minimizando la generación, con la máxima aplicación de las 3R (Fodor y Klemes, 2012). La legislación de la Unión Europea previó que los residuos biodegradables con destino a vertedero deberían reducirse en un 75% en 2010, un 50% en 2013 y un 35% en 2020 (Palvas et al. 2010; Stehlik, 2010). Sin embargo, la implantación de estos principios ha encontrado numerosos obstáculos que han impedido su materialización en hechos concretos. En Asia, por ejemplo, sólo Singapur y Japón tienen éxito gestionado sus residuos sólidos adecuadamente (Lee, 2007). Enterrar los residuos de todo tipo ha sido, y es aún, la práctica más utilizada por las sociedades del mundo (Gantes et al. 2014). En general, la sociedad no interioriza los costes ambientales que tiene la producción de los bienes de consumo, por lo que es más fácil desecharlos una vez conseguido el uso que motivó su compra, sin pensar en el volumen que alcanzan cuando se depositan en el vertedero, en el valor residual del producto que se desecha o en el ahorro que supone reutilizarlo para otros fines. Cuando se toma la decisión sobre qué hacer con un bien descartado, se piensa más en las posibles alternativas de eliminación que en los impactos ambientales que generó su producción, distribución y uso. Habitualmente, las personas piensan en los recursos primarios (agua, petróleo, carbón y gas natural), aunque los recursos secundarios son también importantes (Tian & Chen, 2014). Por ello, la alternativa más económica a corto plazo será, sin duda, su traslado a una planta de triaje o clasificación y, finalmente, el vertido en un depósito más o menos controlado, en contra de la aplicación generalizada de las 3R.

El vertedero controlado o relleno sanitario es un método diseñado para la disposición final de los residuos sólidos que se decide no aprovechar. Este método consiste en depositar los residuos sólidos,

en sitios preparados para ello, compactándolos para obtener la máxima densidad posible y para que, con ello, se ocupe el menor volumen posible. Hasta no hace mucho tiempo, el término de vertedero o relleno sanitario fue usado para nominar simplemente el sitio en el cual los residuos eran depositados en el suelo y cubiertos. Según la EPA (United States Environmental Protection Agency), el concepto de relleno sanitario moderno se refiere a una instalación diseñada y manejada como una obra de saneamiento básico, que cuenta con elementos de vigilancia lo suficientemente seguros y cuyo éxito radica en la adecuada selección del sitio, en su diseño y, por consiguiente, en su óptima operación y control y que cumple la legislación vigente (EPA, 2015).

Una vez que se han enterrado los residuos es necesario minimizar los impactos de esta práctica. El agua que entra en contacto con estos residuos, disolviendo y arrastrando a su paso una gran cantidad de sustancias que, originalmente, estaban dentro del residuo, queda de esa manera altamente contaminada. Este líquido se denomina lixiviado, y es uno de los fluidos más contaminados y contaminantes que se conocen. De no recogerse adecuadamente y luego tratarse, el lixiviado puede contaminar a su vez aguas subterráneas, aguas superficiales y suelos (Slack et al. 2005; Kwasniewska et al. 2012).

La Directiva Europea 1999/31/CE del Consejo de la Unión Europea de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos, establece la obligatoriedad de controlar las aguas y gestionar los lixiviados, minimizando el agua de lluvia que percola en el vaso del vertedero, impidiendo que las aguas superficiales o subterráneas penetren en los residuos vertidos, y recogiendo la que finalmente se infiltra para su tratamiento de forma adecuada para su vertido o utilización. Por un lado hay que minimizar la cantidad de agua de lluvia que penetra en los vertederos y por otro, mantener las aguas superficiales o subterráneas libres de contaminación, implantando un tratamiento correcto para su uso posterior o vertido a cauce público. Todas las plantas de tratamiento y valorización de residuos deben depositar sus rechazos en un vertedero asociado, ya sean de residuos urbanos o industriales.

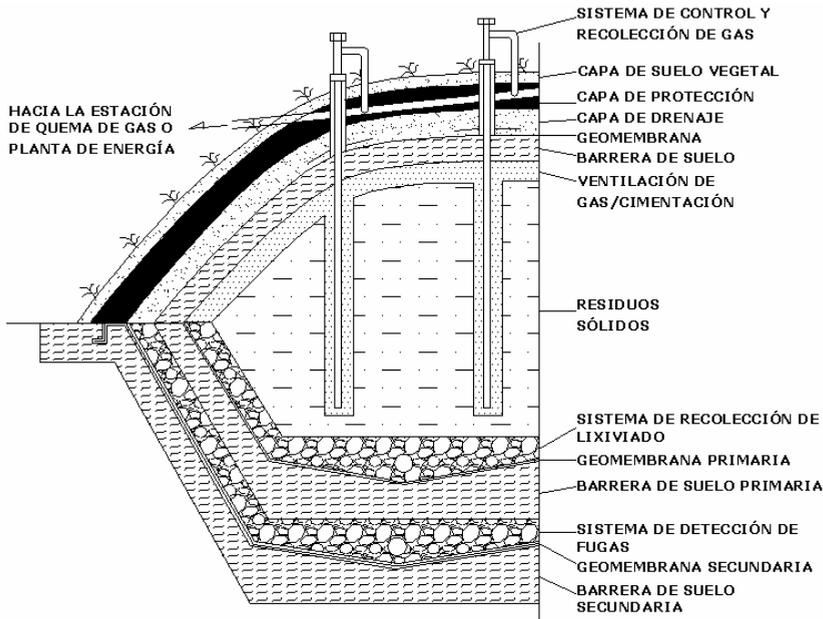


Figura 1.- Diagrama esquemático del sistema de componentes de un relleno sanitario (Qian et al. 2002).

En todos los casos, el lixiviado se crea debido a la auto-descomposición de los residuos depositados allí, junto con el agua de lluvia o la de escorrentía superficial. Este agua se filtra en el interior del relleno, diluyendo y arrastrando a su paso numerosos componentes, como compuestos volátiles y orgánicos, compuestos de nitrógeno, metales pesados y cualquier otro componente que pueda contener el residuo o la tierra donde se emplaza el vertedero (Stegmann et al. 2005). La operación óptima del relleno (por ejemplo, considerando el vertedero en sí mismo como un biorreactor), con recogida y tratamiento de lixiviados y desgasificación del gas metano que se genera en ellos, es la base para un vertedero seguro con las emisiones minimizadas (Spagni et al. 2008). Además, se debe tener en cuenta que un vertedero puede continuar produciendo lixiviados hasta 50 años después de su clausura y cese de las actividades (Kurniawan et al. 2005).



Imagen 1.- Relleno sanitario preparado para la recepción de residuos en Villena (Alicante).

En este contexto, el tratamiento del lixiviado es esencial para reducir todo el contenido orgánico y el nitrógeno del mismo. No todos los vertederos son iguales, no contienen el mismo tipo de residuos o se encuentran en diferentes zonas climáticas y geológicas y, por lo tanto, están sujetos a diferentes acciones exteriores, que caracterizan el lixiviado que se produce inevitablemente en todos ellos. La falta de calidad del lixiviado es el resultado de procesos físicos, químicos y biológicos en los rellenos sanitarios, así como la composición de los residuos específicos y el régimen hídrico del vertedero. En resumen, el lixiviado de vertedero es un líquido complejo y altamente contaminado (Kjeldsen et al. 2002), con

materia orgánica disuelta, sales inorgánicas, metales pesados y compuestos orgánicos xenobióticos, que podría ser tóxico y carcinógeno, capaz de inducir riesgo potencial para el medio ambiente y los seres humanos (Toufexi et al. 2013). Si los lixiviados no se controlan, acabarán fuera del vaso, y causarán un gran impacto en el medio ambiente, contaminando la tierra y, más importante aún, los acuíferos de la zona donde se sitúa el relleno sanitario (Yang et al. 2013).

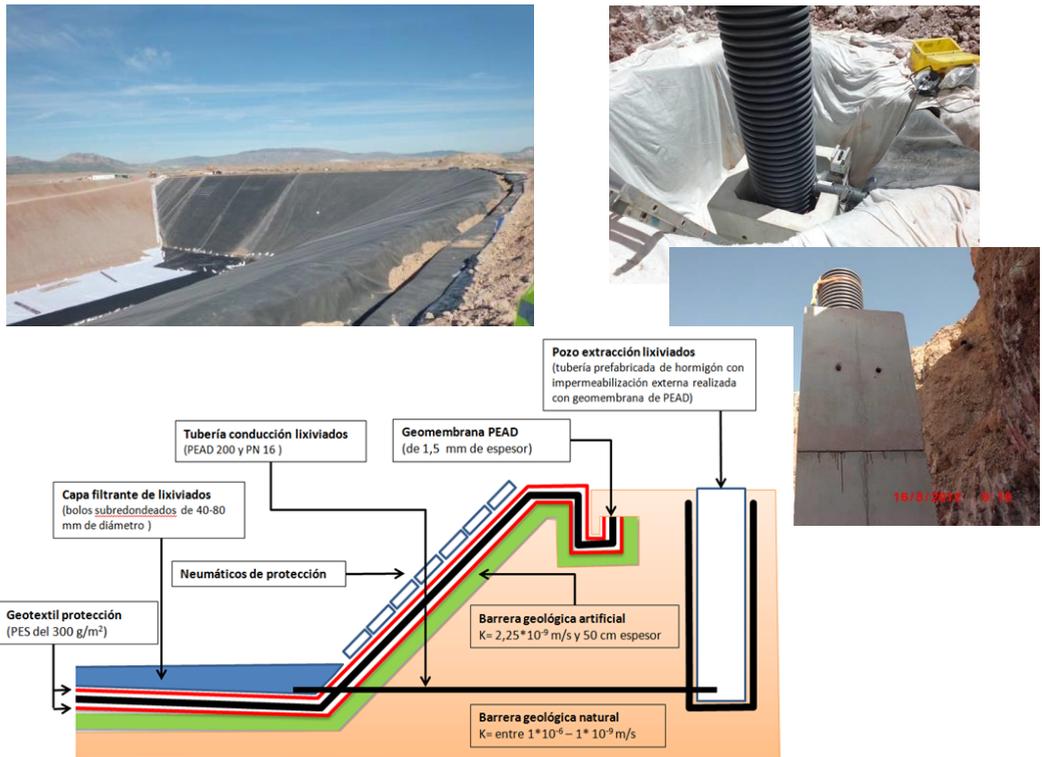


Imagen 2.- Captación de lixiviados en relleno sanitario en Villena (Alicante).

Los residuos urbanos e industriales han crecido considerablemente con el aumento de los niveles de población y de vida, por lo que el problema de la purificación de lixiviados ha aumentado de forma

exponencial (Chen et al. 2013). Por otro lado, la depuración de las aguas contaminadas es una parte importante de la política de la Unión Europea para lograr un alto nivel de salud y protección del medio ambiente, y es uno de los objetivos que hay que perseguir para alcanzar el desarrollo sostenible. Con el aumento de los estándares de calidad del efluente de lixiviados y de los mayores requerimientos medioambientales, los esfuerzos para el tratamiento de lixiviados también aumentan (Heyer & Stegmann, 2005). El subsuelo es una entidad ambiental y un recurso natural en sí mismo que puede ser dañado o modificado por las actividades humanas (Curiel-Esparza & Cantó Perelló, 2012).



Imagen 3.- Celdas de vertido en relleno sanitario en Villena (Alicante).

El procedimiento de tratamiento debe tener en cuenta el relativamente pequeño caudal y la composición compleja del lixiviado que lo hace diferente de otros tipos de aguas residuales (Kjeldsen et al. 2002). El uso de los tratamientos convencionales de aguas residuales aplicados a la eliminación y depuración de los

lixiviados de vertedero han supuesto un importante paso adelante en este campo (Stegmann et al. 2005). En el pasado se han hecho numerosos estudios para eliminar la carga contaminante de este lixiviado (Renou et al. 2008). Gracias a ellos, se saben utilizar diferentes métodos que permiten eliminar o depurar los lixiviados que se generan en los vertederos de forma definitiva, adaptándolos a la idiosincrasia de cada uno de ellos (Abbas et al. 2009). La disminución de los valores límite de descarga en muchos países, tanto en el pasado como en el futuro, requiere de tecnologías de tratamiento de alta tecnología y, con frecuencia, una combinación de diferentes procesos (Heyer & Stegmann, 2005). En muchos casos, las plantas que están actualmente en operación de tratamiento de lixiviados combinan varios de los métodos de tratamiento disponibles para satisfacer las limitaciones de las concentraciones de efluentes (Grupta et al. 2007). Esta combinación de métodos depende de múltiples factores, por ejemplo, fisico-químicos, económicos, facilidad en la operación y mantenimiento de las plantas o, incluso, de la aplicación local de la Legislación Europea (Van Praagh et al. 2009). Además, hay una amplia gama de posibles combinaciones de estos métodos de tratamiento de lixiviados (Guoliang et al. 2013). Por lo tanto, seleccionar el mejor método en cada caso da lugar a un complejo proceso de análisis de estos tratamientos técnicos. El control de lixiviados, tanto en cantidad como en calidad, es un paso muy importante para establecer la funcionalidad a largo plazo del sistema de drenaje y depuración, para reducir los costes de operación y mantenimiento de los vertederos y para hacer posibles sistemas de tratamiento de alta tecnología. A su vez, si se quiere cumplir con las normas de descarga de efluentes, el tratamiento de lixiviados es a menudo complicado y costoso. Es necesario acudir a una combinación de física, química y métodos biológicos porque es difícil obtener eficiencias de tratamiento satisfactorios por cualquiera de estos métodos en solitario que resuelva la totalidad de los parámetros contaminantes de los lixiviados. La tecnología de tratamiento combinado mejora la calidad de los efluentes y minimiza el residuo obtenido a un coste de tratamiento menor en comparación con los métodos de tratamiento individuales (Li et al. 2010).

Se puede admitir que no hay una única solución general para la depuración del lixiviado. El tipo de tratamiento se escogerá en función de la situación específica en cada caso, respetando la normativa y observando los costes correspondientes. En definitiva, existe un amplio abanico de posibles combinaciones de métodos de depuración de lixiviado. La elección del mejor método en cada caso, supone un complejo proceso de análisis de dichas posibilidades o alternativas, que dependerá de la importancia que se dé a cada uno de los criterios establecidos de antemano. Es un caso típico de análisis multicriterio.

Esta tesis presenta un sistema experto para seleccionar el procedimiento para el tratamiento y depuración de los lixiviados de plantas de residuos. Además, se establece un conjunto de criterios como factor clave para elegir entre el número de métodos de tratamiento técnicamente viables. Diferentes criterios pueden ser utilizados en función de las características específicas de cada uno de lixiviados, la capacidad de la planta, las tecnologías aplicadas y los límites legales de la descarga de desechos final resultante (Ritzkowski & Stegmann, 2012). La metodología empleada permitirá asignar diferentes pesos a los criterios que se ajusten a cada proyecto en particular, con el fin de tener en cuenta la complejidad de este problema de toma de decisiones. Se prefiere proyectar en base a criterios claros y objetivos y, cuando es posible, atendiendo a criterios matemáticos. Sin embargo, en este caso es necesario el uso de un procedimiento de toma de decisiones estructurado, capaz de tratar con criterios tangibles e intangibles, con el fin de llegar a un consenso para elegir qué proyecto es el más adecuado.

El método propuesto proporciona un marco en el que las decisiones se pueden tomar de manera eficiente para los problemas complejos, aprovechando los procesos naturales de la toma de decisiones. El sistema experto propuesto es un método híbrido que combina el método Delphi con el Proceso de Jerarquía Analítica (AHP) y la técnica VIKOR. El resultado se someterá a un análisis de sensibilidad. De este modo, se empleará la técnica Delphi durante las fases de obtención de datos, por consulta a expertos en el tema que nos ocupa, el método AHP para la ponderación de los pesos de

los diferentes criterios y con el método VIKOR se evaluarán las alternativas propuestas. Con el análisis de sensibilidad se determinará cuán crítico es cada criterio y qué alternativa es la más sensible.

El método Delphi es un proceso de previsión de expertos sobre la probabilidad de que ciertos eventos ocurran (Hsu & Sandord, 2007). La técnica Delphi es muy adecuada como método para la creación de consenso mediante el uso de una serie de cuestionarios, recopilando datos de un panel de expertos seleccionados (Gracht 2012), ya que la opinión conjugada de un grupo de expertos producirá información más creíble que la de un solo experto (Roubelat 2011). La técnica Delphi se realiza para facilitar un marco de trabajo eficiente en el proceso dinámico de consulta a los expertos elegidos en cada caso.

El responsable del diseño de la mejor solución disponible para la depuración del lixiviado lleva a cabo juicios de comparación por parejas que luego se utilizan para desarrollar las prioridades generales para la clasificación de los tratamientos técnicos. Se tendrán en cuenta los diferentes criterios aplicados, las características del lixiviado y el efluente, junto con el impacto ambiental. Todos ellos, con sus diferentes pesos, se analizarán en relación con el posible tratamiento a implementar. El AHP analiza la teoría de la medida relativa a escalas absolutas, capaces de hacer frente a los criterios intangibles y con base en el criterio de comparación por parejas de expertos conocedores del tema analizado (Ozdemir & Saaty, 2006), que puede ser usado para resolver problemas complejos (Lee & Chan, 2008), organizándolos en una estructura jerarquizada de múltiples niveles (Thapa & Murayama, 2010). Cómo medir los criterios intangibles es la principal preocupación de los procesos matemáticos del método AHP. La experiencia recogida en los últimos años con la metodología AHP en una amplia variedad de áreas de toma de decisiones demuestra que es un método adecuado para la estructuración de conocimientos pertinentes sobre el consenso en problemas multicriterio complejos (Syamsuddin 2010). A menudo, el método es

usado en combinación con otros que lo complementan (Zavadskas et al. 2011).

Finalmente, el método VIKOR encuentra una solución de compromiso en problemas de decisión con criterios contradictorios y no conmensurables que es la más cercana a la ideal (Lee 2013). Una característica especial de VIKOR es que puede dar un conjunto de alternativas preferidas en lugar de una única solución (Mela et al. 2012). Las alternativas se evalúan de acuerdo con todos los criterios establecidos. La solución de compromiso alcanzada proporciona una utilidad máxima de la mayoría, y un rechazo mínimo del grupo minoritario (San Cristóbal 2012).

El tomador de decisiones puede tomar mejores decisiones si puede determinar qué tan crítico es cada criterio o, expresado con otras palabras, si sabe cómo la sensibilidad de la clasificación actual de las alternativas cambia según cambian los pesos actuales de los criterios de decisión. En esta tesis se examinan dos aspectos del análisis de sensibilidad estrechamente relacionados. En el primero se determina cuán crítico es cada criterio, mediante la realización de un análisis de sensibilidad sobre los pesos de los criterios. Este enfoque de análisis de sensibilidad determina cuál es el cambio más pequeño en las ponderaciones actuales de los criterios que puede alterar la clasificación actual de las alternativas. En el segundo, se utiliza un concepto similar para determinar qué tan crítico es el ranking de las alternativas según las diversas medidas de rendimiento de las alternativas (en términos de un único criterio de decisión a la vez) (Triantaphyllou & Sánchez, 1997).

**CAPÍTULO 2. DESCOMPOSICIÓN DE LOS
RESIDUOS Y CARACTERIZACIÓN DE LOS
LIXIVIADOS**

CAPÍTULO 2.- DESCOMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS Y CARACTERIZACIÓN DE LOS LIXIVIADOS.

2.1.- Descomposición de los residuos.

En el proceso de descomposición de los residuos, existen multitud de variables que lo condicionan, como las características intrínsecas del propio residuo (densidad, composición, etc.), su grado de humedad, temperatura, pH, disponibilidad de nutrientes, microorganismos existentes, etc. También hay factores inhibidores como el oxígeno, metales, sulfatos, etc. En definitiva, para poder estudiar la degradación de los residuos en los rellenos sanitarios es necesario conocer la naturaleza de los mismos, los materiales que lo componen, su composición química y su estructura (Lobo 2003). Este autor indica además que, para poder estudiar el potencial de producción de metano (PBM – Potencial Bioquímico de Metano), es necesario conocer los datos estimados de composición y porcentajes de biodegradabilidad de los residuos que se depositan en un vertedero. En la Tabla 1 se recogen datos de diferentes estudios de varios autores sobre biodegradabilidad de algunos residuos.

Una vez depositados los residuos en el relleno, empiezan a descomponerse, como consecuencia de los factores anteriormente expuestos, produciendo lixiviados y biogás y estabilizándose el depósito. Dentro del relleno sanitario se producen pérdidas de masa y variaciones en sus características, tanto por la descomposición de los residuos como por esfuerzos mecánicos, dando lugar a asentamientos que pueden prolongarse por muchos años (Espinace et al. 1997). Se producen diferentes fases en la descomposición del residuo (Tchobanoglous et al. 1994), como una sucesión de etapas secuenciales, que se pueden resumir en las siguientes cinco fases (González & Espinosa, 2001):

- Fase I - Descomposición inicial
- Fase II - Descomposición anaerobia
- Fase III – Acidificación
- Fase IV – Metanogénesis

• Fase V – Maduración

Tabla 1.- Biodegradabilidad de los principales componentes de los residuos municipales, según varios autores (Lobo et al. 2002).

Componente del residuo	Papel	Cartón	Residuos de		Madera	Textil	Goma - Cuero	
			Comida	Jardín				
Composición media (%)	C	43.50	44.00	48.00	47.80	49.50	55.00	69.00
	H	6,00	5,90	6,40	6,00	6,00	6,60	9,00
	O	44,00	44,60	37,60	38,00	42,70	31,20	5,80
	N	0,30	0,30	2,60	3,40	0,20	4,60	6,00
	S	0,20	0,20	0,40	0,30	0,10	0,15	0,20
Fracción gasificable	12%	11%	22%	10%	8%	5%	6%	
Fracción biodegradable	44%	38%	58%	45%	61%	40%	0%	
PBM (ml CH ₄ /g seco) (Tchobanoglous)	184	161	281	207	294	222	0	
PBM (ml CH₄/g seco)	74 - 217	152	301	31 - 144	63			
Fracción biodegradable correspondiente (Barlaz)	19% - 56%	39%	70%	7% - 34%	14%			
PBM (ml CH₄/g seco)	93 - 249	183	16 - 94*	91 - 235	14 - 158	94 - 142		
Fracción biodegradable correspondiente (Harries)	30% - 40%	44%		20% - 51%	3% -33%	17% - 25%		

Notas: El PBM se obtiene aplicando la reacción de descomposición total a la fórmula química correspondiente.

Los procesos que se desarrollan en cada una de las fases serán las siguientes:

Fase I - Descomposición inicial

Debido a la presencia de oxígeno atrapado en la masa de los residuos depositados y de los organismos presentes en el suelo y los residuos, se produce una descomposición aeróbica, hasta que el oxígeno es totalmente consumido.

Fase II - Descomposición anaerobia

Conforme se va consumiendo el oxígeno disponible, se va iniciando la etapa de descomposición anaeróbica, caracterizada por la transformación de nitratos en gas nitrógeno y de los sulfatos a ácido sulfhídrico (H_2S). La materia orgánica se transforma en metano (CH_4) y en dióxido de carbono (CO_2), gracias a los microorganismos. El pH del lixiviado empieza a descender por la presencia de los gases orgánicos y la alta concentración de CO_2 .

Fase III – Acidificación

Se producen ácidos orgánicos y gas hidrógeno (H_2) en menor cantidad. Los lípidos, los polisacáridos las proteínas y los ácidos nucleicos se hidrolizan. A continuación, se produce la acidogenesis propiamente dicha y por último, se forma ácido acético (CH_3COOH). El pH del lixiviado desciende a valores de 5 o menos. Se forma dióxido de carbono. Aumentan considerablemente la demanda bioquímica de oxígeno (DBO o DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO). Se solubilizan algunos metales pesados, como respuesta al descenso del pH. El lixiviado arrastra muchos nutrientes esenciales para estos procesos. Si no se recircula, se pierden definitivamente.

Fase IV – Metanogénesis

Mediante un proceso estrictamente anaeróbico, el ácido acético y el gas hidrógeno se convierten en metano y dióxido de carbono. La producción de ácidos se reduce, por lo que el valor del pH en el lixiviado sube a valores entre 6.8 y 8. De esta forma, pocos

constituyentes inorgánicos pueden permanecer en solución y los metales pesados disueltos en el lixiviado también disminuirán, ya que se precipitan dentro del relleno.

Fase V – Maduración

Una vez que el material biodegradable ha sido transformado en CH_4 y CO_2 en la fase anterior, el relleno entra en la fase de maduración. Disminuye considerablemente la producción de gas, debido a que no hay nutrientes presentes, ya que fueron arrastrados por el lixiviado en otras fases. Los remanentes sólidos del relleno serán biodegradados mucho más lentamente. Comienza a entrar en el relleno pequeñas cantidades de oxígeno y nitrógeno. La duración de esta fase, también llamada fase húmica, es muy larga, probablemente de cientos de años. No se producirá más metano.

En la Figura 2 se representa la variación de las características de los gases y lixiviados en cada una de las fases antes mencionadas.

Debido a que sólo una pequeña parte de los metales del relleno lixivia, los depósitos continuarán teniendo una gran potencial de contaminación. En los residuos sólidos residuales de la fase anaeróbica se encuentra aún más del 99,9% de los metales depositados inicialmente (Bozkurt et al. 1999).

Según varios investigadores (Barlaz et al. 1990; El-Fadel et al. 1997; Lobo, 2003), parece ser que la humedad es el parámetro que más condiciona la velocidad de descomposición de un relleno sanitario, aunque hay otras variables en la degradación anaeróbica, como el pH o la temperatura, que también lo hacen, aunque de forma menos determinante (El-Fadel et al. 1996).

El pH y el potencial REDOX tienen gran importancia en la última fase de la evolución del relleno, ya que afecta a la movilidad y a la retención de los metales pesados (Bozkurt et al. 1999), ya que los metales pesados pueden disolverse en el agua ácido-oxidante retenida en las capas del relleno, saliendo con el lixiviado, cuando la

capacidad reductora disminuye y el pH de los principales componentes inorgánicos agota su capacidad amortiguadora.

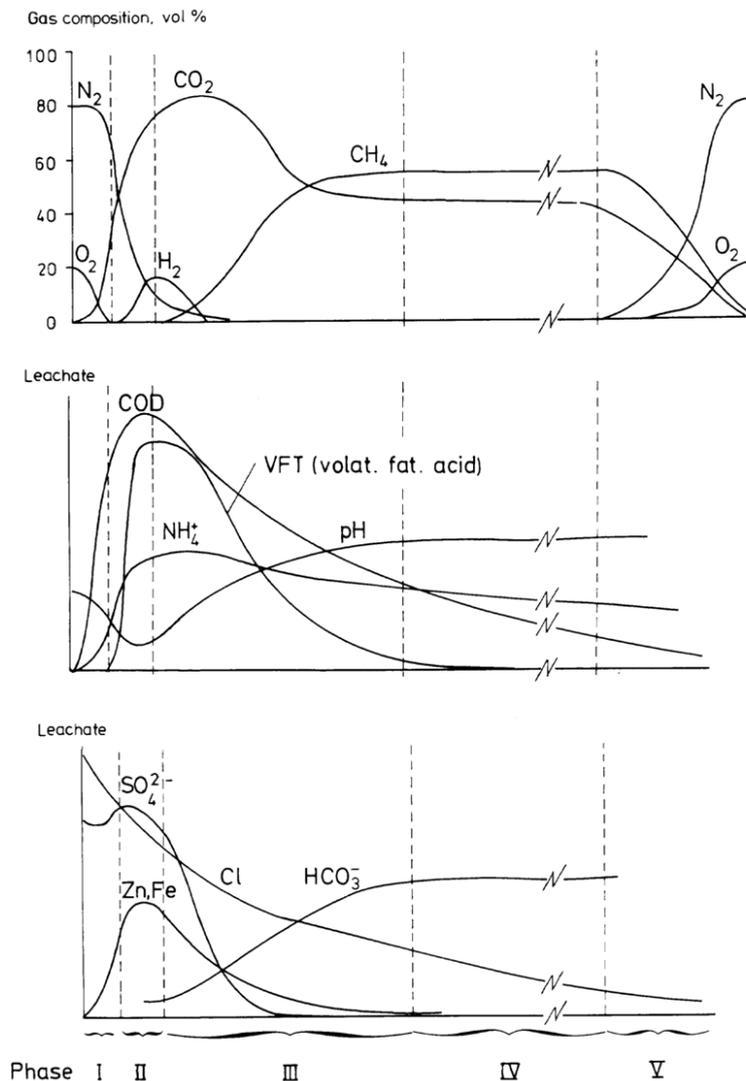


Figura 2.- Variaciones de los gases y lixiviados en las fases de un relleno sanitario (Tchobanoglous et al. 1994).

2.2.- Características de los lixiviados

Los lixiviados tienen un alto poder contaminante, contienen una serie de características contaminantes principales, es decir, alto contenido de materia orgánica, alto contenido de nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógenos y sustancias tóxicas, como metales pesados y constituyentes orgánicos. Las características físico-químicas de un lixiviado dependen de una serie de factores tales como (El-Fadel et al. 2002):

La antigüedad y forma de explotación del vertedero.

La naturaleza y la cantidad de los residuos almacenados.

La climatología del lugar o la época del año considerada.

Su composición es bastante compleja y variable, pudiendo ser sus componentes clasificados en cuatro grandes categorías (Christensen et al. 2001; Kjeldsen et al. 2002):

Materia orgánica disuelta, expresada en forma de parámetros generales como Demanda Biológica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno y Carbono orgánico total (COT).

Componentes inorgánicos (Cl^- , SO_4^{2-} , N-NH_3 , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+).

Metales pesados (Fe, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn).

Compuestos xenobióticos, como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs o PAHs, por sus siglas en inglés), Compuestos Orgánicos Halogenados (AOX, Adsorbable Organic Halogens) y fenoles

Hay diferencias apreciables entre el lixiviado de los vertederos jóvenes con respecto al de los vertederos más antiguos. Además de ser mucho más contaminante, con el tiempo, el pH cambia de ácido a neutro ligeramente, la relación DBO/DQO disminuye, así como la relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ que también disminuye con el tiempo (Kiely, 1999), también contrastado por Corbitt (Corbitt, 2003), añadiendo

además que sus características varían con las características de los residuos depositados en los vertederos.

Como ejemplo, la Tabla 2 muestra la composición de un lixiviado en función de la edad de un vertedero (Tchobanoglous et al. 1997).

Tabla 2.- Ejemplo de composición de un lixiviado de vertedero y su variación con el tiempo (Tchobanoglous et al. 1997).

Parámetro(*)	Vertedero nuevo (menos de 2/5 años)	Vertedero antiguo (más de 2/5 años)
COT	6.000	80-160
DBO ₅	10.000	100-200
DQO	18.000	100-500
Alcalinidad (como CaCO ₃)	3.000	200-1.000
Dureza total (como CaCO ₃)	3.500	200-500
pH	6	6,6-7,5
Sólidos en suspensión	500	100-400
Nitrato	25	5 - 10
Nitrógeno amoniacal	200	20-40
Nitrógeno orgánico	200	80-120
Fósforo total	30	5 - 10
Ortofosfato	20	4 - 8
Calcio	1.000	100-400
Cloro	500	100-400
Hierro total	60	20-200
Magnesio	250	50-200
Potasio	300	50-400
Sodio	500	100-200
Sulfatos	300	20-50

(*) Las unidades de todos los parámetros son mg/l, excepto el pH

También como ejemplo, en la Tabla 3 se muestra otra composición de un lixiviado de un vertedero en función de su edad, muy similar a la anterior.

Tabla 3.- Ejemplo de las características físico – químicas típicas de un lixiviado y su variación con el tiempo (Ehrig, 1988)

Edad del Relleno	Joven		Maduro		Media
	Media	Rango	Media	Rango	
pH	6,1	4,5 – 7,5	8	7,5 - 9	
DBO ₅	13.000	4.000 – 40.000	180	20 - 550	
DQO	22.000	6.000 – 60.000	3.000	500 – 4.500	
DBO ₅ /DQO	0,58		0,06		
Sulfatos	500	70 – 1.750	80	10 - 420	
Calcio	1.200	10 – 2.500	60	20 - 600	
Magnesio	470	50 – 1.150	180	40 - 350	
Hierro	780	20 – 2.100	15	3 - 280	
Manganeso	25	0,3 – 65	0,7	0,03 - 45	
Amonia – N					740
Cloro					2.120
Potasio					1.085
Sodio					1.340
Fósforo Total					6
Cadmio					0,005
Cromo					0,28
Cobalto					0,05
Cobre					0,065
Plomo					0,09
Níquel					0,17
Zinc	5	0,1 - 120	0,6	0,03 - 4	

En los depósitos habrá zonas recientemente rellenadas, que producen un lixiviado con una alta carga orgánica contaminante, llamado lixiviado joven, y otras que se rellenaron hace más tiempo, que producen un lixiviado con menor carga orgánica a lo largo del tiempo, llamado lixiviado maduro si tiene menos de cinco años o viejo, si tiene más de esos cinco años (Kjeldsen et al. 2002). Sin embargo, en algunos casos, como metales que presentan reacciones de óxido-reducción, puede ocurrir que la concentración al inicio del proceso de lixiviación no sea la mayor de la que se desarrollará a lo largo de la vida del relleno sanitario (Bozkurt et al. 2000).

Estas características por sí solas no definirán el proceso del tratamiento que se pretenderá utilizar para la depuración del lixiviado, sino que se dan otra serie de características, no necesariamente contaminantes, que pueden afectar a esa elección, si bien es cierto que las primeras indicarán qué es lo que toca remover del lixiviado para cumplir las especificaciones del vertido final.

Bajo este punto de vista del sistema de tratamiento a implantar, las características principales del lixiviado son la calidad y la cantidad, aunque no hay que olvidar la presencia de compuestos orgánicos volátiles y los lodos resultantes después del tratamiento escogido.

2.2.1.- Estudio cualitativo

La calidad de los lixiviados depende fundamentalmente de dos factores, de la edad del relleno sanitario y de las características de los residuos allí depositados. A su vez, la tipología del residuo varía enormemente de su situación en el mundo (Jorstad et al. 2004). No es lo mismo el residuo que se deposita en países del primer y tercer mundo, de países desarrollados y de los países en vías de desarrollo. En estos últimos hay mucha más cantidad de materia orgánica, de demanda bioquímica de oxígeno, de demanda química de oxígeno, amoníaco, metales y sustancias precipitables que los presentes en los rellenos de países desarrollados. Los sistemas de recogida selectiva que se han implantado en muchas poblaciones de

ese primer mundo, enfocados a cumplir la máxima de las 3R, son responsables, en gran medida, de todo ello. En los países en vías de desarrollo, si bien hay una mayor reutilización en origen de los residuos generados, es una utilización menos sistematizada que en los países desarrollados. Esta diferente tipología del residuo del vertedero tiene una implicación directa en el tipo de tratamiento que se debe elegir para el tratamiento del lixiviado, en su operatividad y en el rendimiento de los procesos de tratamiento, y debe estudiarse con cautela la adaptación de las diferentes tecnologías a los casos locales.

Los depósitos donde se viertan residuos con gran contenido de materia orgánica fácilmente biodegradable (MOFDB) tendrán un alto contenido de humedad intrínseco al residuo, que se degradará rápidamente y producirá a su vez altas concentraciones de ácidos grasos volátiles y de amoníaco. Por el contrario, los depósitos de plantas de tratamiento de residuos industriales contendrán residuos con muy poca carga orgánica, pero con presencia de metales. Estos ácidos se diluyen fácilmente en el lixiviado del relleno sanitario, le bajan el pH y contribuyen a la solubilización de los metales presentes en los residuos dispuestos en el relleno.

En los lixiviados de vertederos de residuos urbanos dominan los iones Cl^- , Na^+ , HCO_3^- y solutos orgánicos. Del mismo modo, los parámetros inorgánicos relacionados con el pH, tales como la alcalinidad, calcio y magnesio, parecen estar químicamente relacionados con el tipo de residuo a través del cual ha percolado el líquido. Cromo, cobalto, vanadio, zinc y boro muestran ser significativos a corto plazo con variación y tendencia decreciente (Statom et al. 2004).

La Tabla 4 resume las principales características de los lixiviados jóvenes y viejos en un relleno sanitario de procedencia urbana.

Lógicamente, a la vista de los datos de las tablas 2, 3 y 4, los problemas que surgirán en el tratamiento de un lixiviado joven o en fase acética, serán distintos a los de un lixiviado viejo o en fase

metanogénica. Las concentraciones de todos los parámetros significativos son mucho más elevadas en los primeros que en los segundos. De ese modo, la relación DBO / DQO para un lixiviado joven es alta, indicando una buena biodegradabilidad de la materia orgánica, mientras que para un lixiviado viejo es baja, indicando una pobre biodegradabilidad. La carga contaminante del lixiviado puede alcanzar su máximo valor durante los primeros años de la operación del vertedero, decreciendo entonces gradualmente en los años sucesivos, especialmente en el caso de los compuestos orgánicos (Marañón et al. 2008; Rodríguez et al. 2000). Los lixiviados de vertederos jóvenes contienen grandes cantidades de ácidos volátiles, resultantes de la fase de fermentación ácida, mientras que en los lixiviados maduros aparecen fracciones orgánicas (Chang, 1989; Chen, 1996).



Imagen 4.- Lixiviado procedente de relleno sanitario (izqda.) y efluente tras la depuración (dcha.).

Tabla 4.- Comparación de características típicas de los lixiviados de rellenos sanitarios de procedencia urbana.

Características	Lixiviado joven	Lixiviado maduro
DBO	Muy alto	Bajo
DQO	Muy alto	Alto
pH	Muy bajo	Bajo
Metano	Bajo	Alto
Amoniaco	Muy alto	Alto
Fósforo	Usualmente Deficiente (1)	Suficiente
Detergentes	Muy altos	Bajos
Sales disueltas	Muy altas	Relativamente Bajas
Agentes Incrustantes (Fe, Ca, Mg)	Muy altos	Bajos
Metales Pesados	Muy altos	Bajos

(1) Deficiente desde el punto de vista de un tratamiento biológico aerobio

Las concentraciones de sales disueltas, y metales pesados son mucho mayores en un lixiviado joven, generando problemas de toxicidad en el caso de que se quieran utilizar procesos biológicos para la remoción de la DBO. A su vez, la alta concentración de agentes incrustantes (hierro, calcio y magnesio) producen problemas de taponamiento donde el lixiviado entra en contacto con el sistema de conducción y de tratamiento (conductos, tuberías, válvulas, membranas, etc.). También, el bajo pH puede interferir con el funcionamiento de numerosas tecnologías que se proponen, por ejemplo, la volatilización del amoníaco, para la cual se requieren pH básicos, o con algunos procesos biológicos como la nitrificación, o químicos, como la oxidación del hierro.

De igual manera, la remoción de DBO se ve afectada por la toxicidad que generan los metales, pero, a su vez, la remoción de metales, incluyendo aquellos incrustantes como el hierro, se ve interferida por la presencia de la DBO, que sirve como agente aglutinador, que mantienen los metales en solución dificultando y limitando severamente su remoción. Se presenta entonces una encrucijada, los metales afectan a la remoción de la DBO, y la presencia de DBO a la remoción de los metales, sin dejar en claro por dónde empezar a tratar.

En los lixiviados jóvenes, la presencia de altas concentraciones de nitrógeno puede llegar a generar problemas de toxicidad por presencia de amoníaco en los sistemas biológicos anaerobios para la remoción de la DBO. También en los lixiviados jóvenes hay poca concentración de fósforo, al contrario que en los lixiviados viejos, lo que nos lleva a la paradoja de tener que añadir fósforo en los procesos de remoción biológica de la DBO cuando, en los lixiviados viejos, no es necesario.

También se puede producir problemas en los lixiviados jóvenes por la presencia de detergentes que, a la hora de utilizar procesos biológicos aerobios, con inyección de aire en el agua, producirán espumas que dificultarán las operaciones normales de funcionamiento de la depuradora. Si se emplean procesos biológicos anaerobios, igualmente se pueden formar espumas que interfieren con el funcionamiento normal del proceso de producción de biogás en gran cantidad.

También existen grandes diferencias entre rellenos de procedencia urbana e industrial. En estos últimos, con poca carga orgánica, los lixiviados arrastran de manera disuelta cantidades considerables de compuestos orgánicos volátiles (COV's). Son compuestos que se disuelven muy fácilmente en el agua, pero que salen también de forma muy fácil de ella, debido a su alta volatilidad. Además de ser volátiles, son muy tóxicos, por lo que habrá que tener cuidado con ellos a la hora de diseñar el sistema de tratamiento (Assmuth & Kalevi, 1992). Así, por ejemplo, si se diseña un tratamiento biológico

aerobio, con inyección de aire, los COV's saldrán fácilmente del sistema a la atmósfera junto con la expulsión del aire inyectado. Si, por el contrario, se diseña un sistema de tratamiento biológico anaerobio, el gas que se produce dentro del reactor arrastraría igualmente los COV's fuera del sistema. Si este gas se quema, y la temperatura y el tiempo de quemado es suficiente, entonces estos COV's pueden ser destruidos en la llama, pero en otros casos, habrá que instalar un tratamiento adicional de los gases expelidos por el sistema de tratamiento de los lixiviados. La presencia de COV's en los gases susceptibles de ser aprovechados energéticamente disminuye el rendimiento del sistema (Dewil et al. 2006).

Por último, no hay que olvidar la generación de lodos del sistema escogido en la selección del proceso de tratamiento. La alternativa más obvia es espesarlos, deshidratarlos y retornarlos al relleno sanitario. Sin embargo, la legislación medioambiental puede poner problemas a esta solución, limitando la disposición de lodos de plantas de tratamiento en rellenos sanitarios. En estos casos la producción de lodos por el sistema seleccionado, y su manejo posterior, se puede tornar en una variable de selección importante a la hora de escoger una tecnología. Existen grandes diferencias en la producción y manejo de los lodos que se producen entre las diferentes tecnologías.

Se puede afirmar que los lixiviados presentan numerosos problemas en su composición a lo largo del tiempo, que son necesarios tener en cuenta para el diseño de la tecnología de tratamiento.

2.2.2.- Estudio cuantitativo

Si la calidad del lixiviado es un problema en sí mismo, se agrava si aumenta la cantidad de lixiviado a tratar. Se estima que la producción de lixiviados que afloran del relleno sanitario se inicia entre el primer y segundo año desde su puesta en servicio, presentándose el valor máximo en el entorno del año 15 a 20. Existen además importantes variaciones a corto plazo en la

cantidad y su concentración, que parecen estar relacionadas con la lluvia, en lugar de cambios fundamentales en la composición del lixiviado (Statom et al. 2004).

Esta cantidad depende de varios factores. Por un lado de la superficie del vertedero expuesta al régimen de lluvias de la zona. Por otro lado, de la tecnología que se emplee para reducir la infiltración del agua de lluvia en el relleno, sin olvidar la impermeabilización de zonas de trabajo o el drenaje superficial del agua de lluvia, antes de que percole en el relleno. También de la compactación del residuo (Stegman et al. 2005). De esta forma, para rellenos bien compactados ($\geq 0,8 \text{ t/m}^3$), la generación de lixiviado puede llegar a ser del orden del 15 al 25% de la pluviometría anual, que se eleva al entorno del 25 al 40% en caso de rellenos poco compactados ($\leq 0,8 \text{ t/m}^3$) (Calvo et al. 2002), por lo que interesa conseguir rellenos bien compactados para disminuir la generación de lixiviados. Teniendo en cuenta que los rellenos son sistemas que duran lustros y décadas en su funcionamiento, se espera que la cantidad de lixiviados aumente con los años, lenta pero gradualmente.

El vertedero es un espacio confinado del que se puede hacer un balance hídrico de entradas y salidas. Este balance implica la suma de todas las cantidades de agua que entran en el vertedero y la sustracción de las cantidades de agua consumidas en las reacciones químicas, así como la cantidad que sale en forma de vapor de agua (Tchobanoglous et al. 1997). De este modo, el potencial de formación de lixiviados puede valorarse mediante la siguiente ecuación (Kiely, 1999):

$$LC = PR + SRT - SRO - EP - ST \quad (1)$$

donde: LC = lixiviado

PR = precipitación

SRO = salida de escorrentía superficial

SRT = entrada de escorrentía superficial

EP = evapotranspiración

ST = cambio en el agua almacenada

Aunque el balance completo de aguas es el que aparece en la ecuación, hay que destacar que los vertederos deben diseñarse de manera que el agua exterior no pueda penetrar ($SRT = 0$) para minimizar la cantidad de lixiviado. El diseño de una buena red de drenaje superficial evitará la infiltración del agua de lluvia en el relleno, pero también evitará que agua en contacto con el relleno pueda contaminar los suelos y los cursos superficiales o subterráneos de agua (Dass et al. 1977). De este modo, se garantiza que el lixiviado que se produce en realidad se recoja, permitiendo su tratamiento. Las variaciones en la producción de lixiviados asociadas a las infiltraciones son variaciones rápidas, asociadas a la lluvia por ejemplo, y hacen oscilar notablemente la cantidad de lixiviados que se debe tratar. Los lixiviados son el resultado de la infiltración de las aguas lluvias (95%) y de humedad y descomposición de los residuos (5%), aproximadamente (Tchobanoglous et al. 1997). De la misma manera, una vez se hace el cerramiento de las diferentes áreas de los rellenos, los caudales de infiltración disminuyen notablemente, generando una caída abrupta en la cantidad de lixiviado a tratar.

No hay que olvidar que tanto la evapotranspiración (EP) como el cambio en el agua almacenada (ST) varían debido a las reacciones bioquímicas y al llenado en curso del vertedero. Se dan variaciones en el almacenamiento de agua (ST) debidas no sólo a las variaciones de la infiltración, sino también debido al agua gastada en el vertedero durante la producción de biogás y a la pérdida de agua en forma de vapor, así como también al agua introducida en el vertedero por los residuos que se van depositando o por el material de cobertura. Por otra parte, se consume agua en los procesos anaerobios que tienen lugar en el interior del depósito, estimándose (Schroeder et al. 1994) que la degradación biológica total requiere

aproximadamente de 65 a 80 litros por m³ de residuos (para residuos con una densidad de 700 a 900 kg/ m³). Si el tiempo de degradación es de 50 años, se requieren sólo 2 mm/m³ de agua al año.

Debido a esto, la fórmula anterior se podría reescribir de la siguiente manera:

$$\text{LIX} = \text{HR} + \text{HM} + \text{IP} + \text{IR} - \text{BG} - \text{VA} - \text{ET} - \text{QS} - \Delta\text{SRS} \quad (2)$$

Donde: LIX = Agua que sale por el sistema de drenaje (lixiviado).

HR = Agua (humedad) en los residuos sólidos entrantes.

HM = Agua (humedad) en el material de cobertura.

IP = Agua filtrada superiormente (lluvia o del agua de nieve).

IR = Entrada agua subterránea. (DEBE SER NULA)

BG = Agua perdida en la formación del gas de vertedero.

VA = Agua perdida como vapor de agua saturado con el gas de vertedero.

ET = Agua perdida debido a la evaporación superficial.

QS = Fugas (DEBE SER NULA).

ΔSRS = Variación en la cantidad de agua almacenada en los residuos.

Este balance se representa esquemáticamente en la Figura 3.

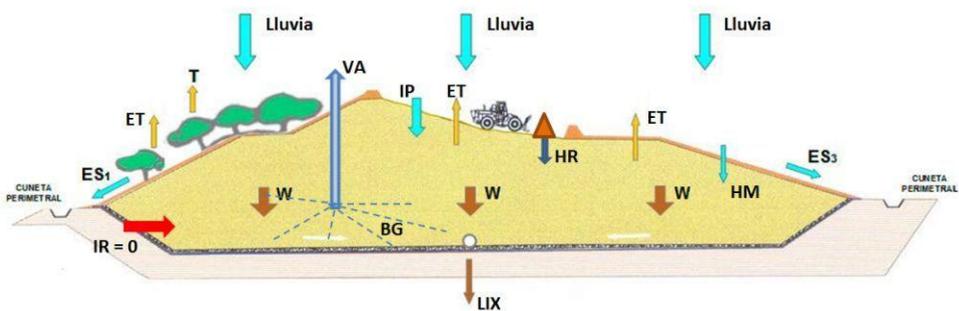


Figura 3.- Balance hídrico en un relleno sanitario. Esquema.

Un aspecto importante de la eficacia de un sistema de cobertura superficial es su balance de agua en las condiciones climáticas del sitio particular. En este contexto, los modelos de simulación pueden ser adecuadas y eficientes herramientas durante la planificación y el seguimiento posterior del vertedero (Berger, 2000).

Existen en el mercado programas de simulación hidrológica para resolver estas ecuaciones y con ello investigar los volúmenes generados de lixiviado, como el de los propios Schroeder et al. (1994), llamado programa HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance), desarrollado para la EPA de Estados Unidos (Peyton & Schroeder, 1988), que trabaja con un modelo cuasi bidimensional y que tiene en cuenta asimismo drenajes laterales (Peyton & Schroeder, 1993), o los estudios de M^a. Teresa Orta Ledesma et al. (2000), o el de Roger González et al. (2000), presentados en el XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Otro programa ampliamente usado es el MODUELO, que es un programa de simulación en tres dimensiones para la predicción de flujos de lixiviados, la contaminación orgánica y el gas generado en los vertederos de residuos municipales (Lobo & Tejero, 2007). El ajuste final de los resultados hace que sea posible obtener una simulación fiable de los procesos de degradación (de Cortazar et al. 2002).

En todo caso, los modelos matemáticos implican un número de supuestos que necesitarán ser contrastados (Ugiccioni et al. 1997), por lo que los modelos deben mejorarse y contrastarse durante la fase operacional y post-operacional del vertedero (Lobo & Tejero, 2007; Stief, 1987). Los estudios de validación de la versión actual del HELP son raros y sólo se tocan pequeñas partes del modelo (Fleenor & King 1995; Khire et al. 1997). Por otra parte, los resultados de estas simulaciones pueden constituir la entrada para otros modelos, como los de transporte subterráneo de lixiviados, por lo que es posible estimar los impactos sobre el medio ambiente del vertedero y, en combinación con modelos probabilísticos, formar parte de otras herramientas complejas para la evaluación de riesgos al medio ambiente (Ho et al. 2004; Babendreier & Castleton, 2005).

Se tienen entonces dos dinámicas distintas que afectan la cantidad de los lixiviados a tratar, una lenta que afecta el caudal medio y una rápida que afecta los caudales diarios. Una buena planificación en la extracción del lixiviado del relleno permite laminar en parte esas puntas de caudal tras las lluvias, actuando el vertedero en este caso como un gran embalse de regulación. A su vez, algunos sistemas pueden acomodar en su proceso las variaciones en caudal, sin afectar el rendimiento, mientras que otros no. El tamaño de la instalación se verá afectado por la decisión sobre si tratar caudales punta elevados o efectuar inversiones en estructuras de almacenamiento y laminación paralelas al propio vertedero. Las economías de escala de los sistemas pueden igualmente favorecer plantas grandes, pero sin embargo, dado que los caudales medios varían lentamente, se tienen lucros cesantes del capital, al tenerse una capacidad instalada que no se utiliza durante una gran parte del tiempo. Esto hace muy onerosas las inversiones. Un sistema modular, que permita expandirse y contraerse fácilmente puede representar ventajas claras en cuanto al flujo de capital y a costos de operación y mantenimiento de los sistemas que se instalen.

CAPÍTULO 3. TRATAMIENTOS DISPONIBLES

CAPÍTULO 3.- TRATAMIENTOS DISPONIBLES

En la práctica habitual se dispone de numerosas alternativas de tratamiento de lixiviados (Renou et al. 2008). Éstas se pueden categorizar de diferentes formas, como, por ejemplo, de acuerdo a los niveles de tratamiento que se logren con cada una de ellas, o por el tipo de contaminación que puedan remover. Los lixiviados contienen todos los mayores grupos de contaminación conocidos como son la contaminación por patógenos, por materia orgánica, la contaminación por nutrientes, y por sustancias tóxicas, y que, además, interfieren entre sí en los diferentes procesos de depuración a emplear. De este modo, puede darse el caso de que la remoción de uno de los grupos de contaminación se ve impedido por la presencia del otro grupo, como es el caso de la remoción de la materia orgánica y los metales pesados.

Todas las tecnologías conocidas para el tratamiento de aguas residuales se han probado para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios. Existe una extensa literatura técnica sobre las aplicaciones de las diferentes tecnologías para el tratamiento de lixiviados.

Existe la posibilidad de recoger esos lixiviados y conducirlos a una depuradora convencional de aguas residuales domésticas, mezclando el lixiviado con el resto del agua residual de la ciudad (Lechner, 1989). Es un procedimiento sencillo y barato, pero la planta depuradora puede verse afectada por la alta carga contaminante que tiene el lixiviado, sobre todo en metales pesados y compuestos poco biodegradables, que podrían reducir la eficacia de la planta (Ceçen et al. 2004). Además, las altas velocidades de adición de los lixiviados pueden inhibir la oxidación biológica en las plantas de tratamiento (Ahnert & Ehrig, 1992). Hay que resaltar que las depuradoras de aguas residuales domésticas son inexistentes en muchos lugares de países en desarrollo y por lo tanto no es una opción viable. También se puede resaltar que la limitación de localización que imponen las diferentes legislaciones ambientales, suelen exigir que los depósitos controlados de residuos se sitúen

lejos de los núcleos habitados, haciendo difícil la interconexión de ambos sistemas de depuración. Sin embargo, la experiencia muestra que, cuando ésta es una opción, usualmente es una opción eficiente en costos (Wintheiser, 1998).

Algunos gestores de vertederos emplean la recirculación de los lixiviados y, en algunos casos, su dispersión sobre la superficie del vertedero (Lema et al. 1988). La recirculación de lixiviados puede conducir a las siguientes situaciones (Diamadopolous, 1994; Reinhart et al. 1996):

- Disminuir el tiempo de estabilización de los lixiviados de vertedero de varias décadas a pocos años.
- Aumentar las tasas de producción de gas metano.
- Acelerar la liquidación vertedero antes del cierre final.
- Tratar parcialmente el lixiviado.
- Reducir el volumen de lixiviados por evaporación o adsorción en la basura.

Esta opción no plantea una verdadera solución al problema de la lixiviación, ya que la concentración de las sustancias tóxicas va aumentando en cada ciclo y el sistema se va saturando con el tiempo, sino una alternativa a su tratamiento. Diferentes autores consideran que puede ser una opción válida para homogeneizar el estado de descomposición de los residuos y, por tanto, las características físico - químicas del lixiviado (Bae et al. 1998; Diamadopolous, 1994; Reinhart et al. 1996). El relleno actúa como un gran biorreactor anaerobio que transformaría los ácidos grasos del lixiviado en gas metano. Recirculando los lixiviados aumenta la humedad de los residuos depositados en el vertedero, que a su vez hace aumentar la producción de metano en el relleno. Cuando los ácidos grasos se metanizan, el pH del lixiviado aumenta y la solubilidad de los metales disminuye, logrando una disminución de los metales en solución que transporta el lixiviado. De esta forma, se logra una reducción importante de la DBO y de los metales transportados por el lixiviado (Yuen, 2001), reduciéndose los costes

por conceptos de operación de tratamiento, acortando el tiempo requerido para la estabilización (Reinhart & Al-Yousfi, 1996).

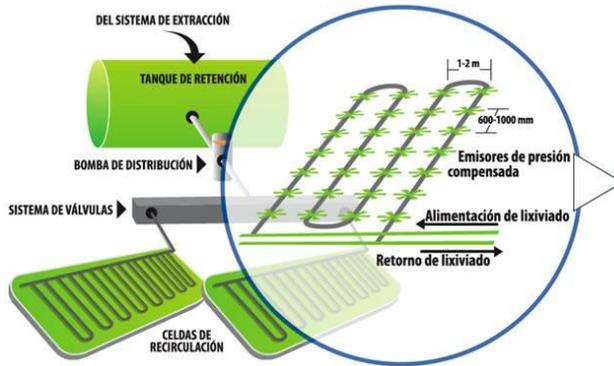


Figura 4.- Esquema de un sistema de recirculación de lixiviados.

Sin embargo, el nivel de tratamiento alcanzado es un nivel de pretratamiento, siendo necesario algún tipo de tratamiento posterior. Es necesario recircular los lixiviados entre 3 y 10 años para alcanzar los objetivos planteados anteriormente.

Lógicamente, la recirculación del lixiviado provoca un aumento considerable en las tasas de producción de biogás en el relleno y un aumento en las tasas de estabilización y asentamientos del mismo, aumentando la capacidad del vertedero, para un mismo volumen de construcción. También disminuirán los costes post-clausura y se generará energía eléctrica que se puede vender externamente o reutilizar en las propias instalaciones (Espinace et al. 1997). Estas ventajas serán más apreciables en los depósitos de residuos urbanos, sobre todo de países en vías de desarrollo, con residuos con más contenido de humedad que el que contienen los residuos urbanos de países desarrollados.

A su vez, debido al aumento de la humedad y la tasa de generación de gas, la recirculación de los lixiviados en el relleno sanitario puede hacer aumentar las presiones internas de los fluidos, gases y

líquidos, presentes en el relleno, pudiendo comprometer la estabilidad de los taludes del depósito. Del mismo modo que antes, este efecto se puede dar con mayor probabilidad en los países en vías de desarrollo que en los países desarrollados.

Será necesario estudiar cuidadosamente los aspectos de seguridad geotécnica en los vertederos con recirculación de lixiviados, aumentando los costes, tanto en instrumentación geotécnica del terreno, como en obras de afianzamiento y estabilización de taludes.

A su vez, esta técnica puede ocasionar un aumento importante de olores desagradables en la zona del vertedero, no asumible en muchos casos (Reinhart & Al-Yousfi, 1996). Como se ha visto antes, actualmente esta técnica se considera ineficaz como tratamiento integral del lixiviado y económicamente poco atractiva, a pesar de que la recirculación de lixiviados es una opción de bajo costo para la gestión de los mismos (Wintheiser, 1998; Heyer et al. 2005) en comparación con la de otros sistemas.

Como alternativa, los lixiviados se pueden dispersar por irrigación o riego por aspersión sobre pastizales, zonas arbóreas o colinas de turbas (Betianu & Gavrilesu, 2006). Podría ser un método válido en zonas con alta precipitación y, por tanto, alta producción de lixiviado de baja carga contaminante (Martin & Johnson, 1995), pero con posibles afecciones medioambientales a trabajadores de las zonas irrigadas (Gray et al. 2005) y al entorno.

En la actualidad, el tratamiento de lixiviados procedentes de depósitos de residuos se efectúa por medio de diferentes procedimientos, en una o varias etapas.

La verdadera depuración del lixiviado se acomete actualmente mediante tres grandes tipos de procedimientos, biológicos, físicos – químicos y filtración.

3.1.- Procesos biológicos

Las tecnologías clásicas para la remoción de materia orgánica, que como en el caso de los lixiviados urbanos es predominantemente materia orgánica disuelta, son los procesos biológicos de tratamiento. Los procesos biológicos son ampliamente utilizados. Se pueden clasificar en aeróbicos y anaeróbicos, dependiendo si el proceso de digestión requiere o no aporte de oxígeno. Están bien documentados e implantados como tratamientos a gran escala (Renou et al. 2008; Henry et al. 1987; Yang et al. 2008). Podemos apuntar como más usados los sistemas naturales (carrizales y lagunaje), lodos activados, reactores biológicos, reactores de membrana y la evaporación.

Todos ellos destacan por su gran eficacia en la eliminación de la materia orgánica del lixiviado, pero, aunque son capaces de actuar sobre el nitrógeno amoniacal, una concentración elevada de éste en el lixiviado disminuye la eficiencia de dichos tratamientos (Park et al. 2001). Así mismo, los restantes valores de la DQO y de AOX se mantendrán todavía relativamente altos (Li & Zhao, 2001) tras la aplicación de este tipo de tratamientos.

Los sistemas de lodos activados y las lagunas aireadas son ampliamente utilizados para el tratamiento de lixiviados, mientras que los procesos anaeróbicos demostraron ser eficaces en el tratamiento de los lixiviados jóvenes con alta relación DBO_5/DQO , fácilmente biodegradables (Christensen et al. 1992; Henry et al. 1987; Kettunen & Rintala, 1998).

Por su simplicidad en la operación y facilidad de recircular el lodo, las lagunas aireadas son un método favorable para el tratamiento de lixiviados. Pueden obtenerse valores muy altos de remoción de DBO_5 y DQO , sobre todo cuando la relación DBO_5/DQO es mayor a 0,4. Como posibles limitaciones se pueden indicar las bajas temperaturas en invierno y los requerimientos de espacio. Se pueden utilizar aireadores superficiales, excavando la propia laguna dentro del relleno sanitario, con la pertinente impermeabilización.

También las plantas de lodos activados pueden obtener buenos resultados, aunque resultan menos apropiadas que el método anterior, porque requiere de habilidad en la operación y de un grado de control en el equipo que no es usual en los rellenos sanitarios. (Cossu et al, 1989). Los lodos activados (Figura 5), con períodos de retención hidráulica de hasta 3-10 días proporcionan buena remoción del Carbono y el Nitrógeno, por lo que la eliminación de más del 97% de DQO se puede lograr, junto con el amoníaco, hierro, manganeso, zinc (Haarstad & Mæhlum 1996; Mertoglu & Inanc, 2006; Angenent et al. 2002).

Algunos estudios (Gupta et al. 2007; Mertoglu & Inanc, 2006; Angenent et al. 2002), mostraron que con los procesos anerobios se podría lograr la reducción de alrededor del 85-90% en la DQO y una reducción del 90-95% de la DBO.

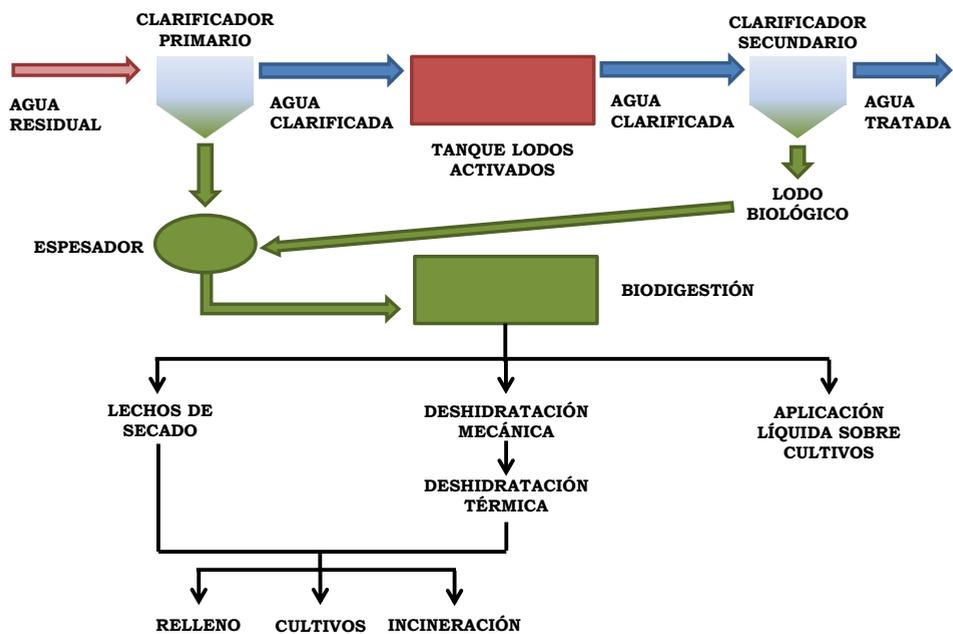


Figura 5.- Sistema aerobio tradicional. Lodos activados

3.1.1.- Procesos anaerobios

En lixiviados de rellenos con altos contenidos de materia orgánica fácilmente biodegradable, como es el caso de lixiviados jóvenes, parecen idealmente apropiados para la aplicación de los procesos anaerobios de tratamiento. Existen múltiples reportes de trabajos de todo tipo en aplicaciones de tecnologías anaerobias (Henry et al. 1987; Laitinen et al. 2006; Mertoglu & Inanc, 2006; Yang & Zhou, 2008), desde las simples lagunas anaerobias hasta complejos sistemas de lecho fluidificado (RALF), filtros anaerobios y reactores UASB (del inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket), también conocido como RAFA en su traducción al español, Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (Kettunen & Rintala, 1998).

Suelen reportar muy altas reducciones de DBO a cargas razonables. Algunos estudios muestran reducciones del orden del 85–90% en DQO y del 90–95% en DBO (Angenent et al, 2002; Grupta & Singh, 2007). De forma habitual se usan para llegar a niveles de tratamiento secundario, aunque se usan como pretratamiento cuando se requieren eficiencias superiores. En estos casos, preceden a sistemas aerobios como los lodos activados.

Los procesos anaeróbicos presentan una síntesis de biomasa mucho más lenta que en los sistemas aeróbicos, ya que los mecanismos de reacción utilizados por los microorganismos no cuentan con una especie externa (como el oxígeno en el caso de los sistemas aerobios) para la oxidación de la materia orgánica, haciendo que los tiempos de residencia sean más largos (Haarstad & Mæhlum, 1999). No obstante, estos sistemas soportan altas cargas orgánicas en el influente, debido a que no tienen una limitación en el suministro de oxígeno.

En este contexto, estos procesos anaeróbicos tienen como principal ventaja la mayor simplicidad en el sistema de tratamiento y una menor producción de lodos residuales de fin de proceso (Henry et al. 1987), lo que redundaría en menores costes de inversión de capital y de operación y mantenimiento, así como el posible aprovechamiento

de la producción de biogás (Wiszniewski et al. 2006; Bakare et al. 2003). También se requieren menores requisitos técnicos en los operarios de la planta.

Sin embargo, hay que tener en cuenta varias precauciones al aplicar este tipo de procesos. Por un lado, se pueden generar problemas de toxicidad para los microorganismos que actúan en el tratamiento, debido a la alta concentración de amoníaco y de minerales disueltos (Knox, 1985), que pueden ser evitados eliminando el amoníaco antes de introducir el lixiviado en el sistema, o aplicando reducidas cargas de trabajo, debido a las limitaciones en la actividad microbiana por motivo de la toxicidad (Cheung et al. 1997).

Hay también diversos investigadores que han trabajado con los sistemas de tratamiento anaerobio para lixiviados en rellenos sanitarios que coinciden en indicar una acumulación muy significativa de material inorgánico precipitado dentro del reactor y en los lodos mismos del sistema anaerobio (Schiopu & Gavrilescu, 2010), destacando que los problemas de incrustaciones provocan graves deficiencias en la operatividad de los sistemas. Esta acumulación de material precipitado dentro del reactor puede llegar a formar incrustaciones que hacen disminuir el volumen activo del mismo, limitando la actividad de los lodos, taponando los sistemas de conducciones de los reactores, lo que ocasionaría un colapso del sistema de tratamiento, o altos costes en la operación y el mantenimiento de la instalación.

Debido a estas experiencias, se hace necesario realizar pretratamientos para minimizar los efectos de la toxicidad y los materiales incrustantes, o bien trabajar en diseños de reactores anaeróbicos más resistentes a estos problemas.

Estos sistemas suelen ser bastante sensibles a las variaciones de los caudales y cargas orgánicas y pueden desestabilizar el proceso, por lo que, con frecuencia, suele ser necesario una homogeneización

de caudales, si pudieran esperarse variaciones significativas en los flujos y cargas.

La generación de un subproducto de alto valor energético que puede ser utilizado como combustible, como es el metano, puede presentar los procesos anaerobios como la alternativa más atractiva frente a los procesos aerobios que consumen energía para el suministro de oxígeno, pero el excesivo tiempo usualmente necesario en ese tipo de tratamientos hace que la decisión no sea tan sencilla.

3.1.1.1.- Lagunas anaerobias

Las lagunas anaerobias suelen utilizarse normalmente como primera fase en el tratamiento de aguas residuales urbanas o industriales con alto contenido en materia orgánica biodegradable. El objetivo primordial de estas lagunas es la reducción del contenido en sólidos y materia orgánica del agua residual, y no la obtención de un efluente de alta calidad. De esta forma, las lagunas anaerobias operan en serie con lagunas facultativas y de maduración, de las que se hablará más adelante. Normalmente se suele utilizar un sistema de depuración compuesto por, al menos, una laguna de cada tipo en serie, para asegurar que el efluente final de la planta depuradora va a poseer una calidad adecuada durante todo el año.

En las lagunas anaerobias se produce la degradación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. En estas condiciones (Middlebrooks et al. 1982), la estabilización tiene lugar mediante las etapas de hidrólisis, formación de ácidos y generación de metano.

3.1.1.2.- Reactores biológicos

Existen bastantes tipos de reactores biológicos para la depuración de aguas residuales y lixiviados. Uno de los más empleados es el reactor UASB. A pesar de su temprana introducción, el interés en los sistemas anaeróbicos como el paso biológico principal (tratamiento secundario) en el tratamiento de aguas residuales fue

escaso hasta el desarrollo de los reactores anaerobios de flujo ascendente a principios de los años 70 (Lettinga et al., 1980; Lettinga y Vinken, 1980). Antecedentes del reactor UASB se pueden encontrar en el llamado proceso de contacto anaeróbico estudiado por varios investigadores (Coulter et al, 1957; Simpson, 1971; Pretorius, 1971). Un sistema similar, llamado 'tanque biológico', había sido utilizado anteriormente en 1910 (Winslow & Phelps, 1911). El reactor UASB se utiliza ampliamente para el tratamiento de varios tipos de aguas residuales (Hulshoff & Lettinga, 1986; Lettinga y Hulshoff, 1991; Kato et al, 1994). El éxito del concepto UASB se basa en el establecimiento de un lecho de lodo denso en la parte inferior del reactor, en el que tienen lugar todos los procesos biológicos. Este lecho de lodo está formado básicamente por la acumulación de sólidos en suspensión entrantes y el crecimiento bacteriano. En los sistemas anaerobios de flujo ascendente, y bajo ciertas condiciones, se observó también que las bacterias pueden agregarse naturalmente en flóculos y gránulos (Hulshoff et al, 1983).



Imagen 5.- Reactor UASB de flujo vertical.

El reactor ha ido evolucionando con el fin de tratar grandes caudales de aguas residuales con importantes fluctuaciones diarias, en el tratamiento de efluentes industriales, cuyas temperaturas normalmente son tibias, propias de las fermentaciones anaerobias, y en concentraciones de DBO superiores a 1.000 ppm. A mayor concentración en DBO, mayor competitividad económica, versus las tecnologías tradicionales de lodos activados.

La temperatura y la concentración de DBO fueron, en principio, factores limitantes en la implantación de la tecnología, por lo que siempre se había recomendado el uso de reactores UASB, en donde hubiera una baja relación entre la cantidad de sólidos suspendidos (SS) y DQO, así como entre grasas y DQO. Por estas razones, la tecnología UASB no había sido imaginada inicialmente, para ser aplicada en el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Sin embargo, su implantación posterior en la depuración de estos efluentes ha demostrado que es un sistema de tratamiento fiable, con costes de tratamiento considerablemente inferiores a los sistemas clásicos, y con cortos tiempos de retención hidráulica (Lin et al. 2000).

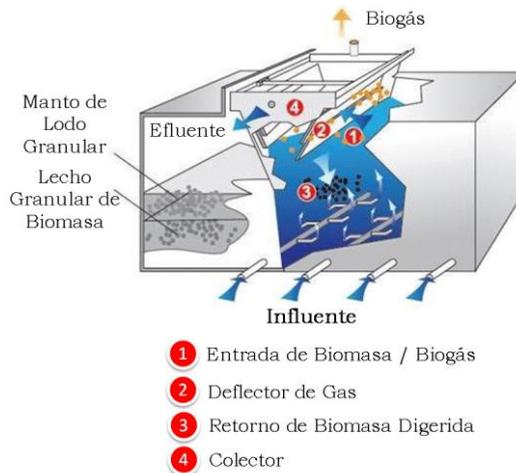
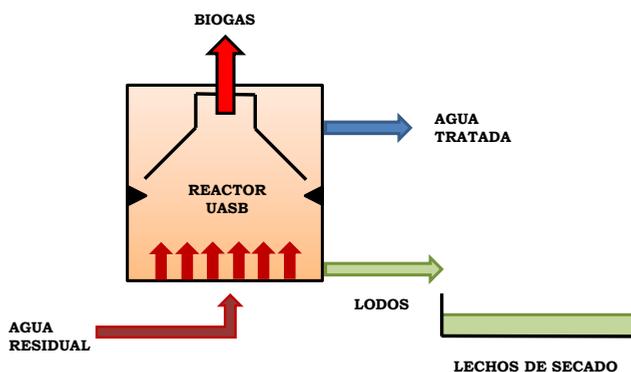


Figura 6.- Esquema de reactor UASB

Es un tipo de biorreactor tubular que funciona en régimen continuo y en flujo ascendente (ver Figura 6). El influente entra por la parte inferior del reactor, atraviesa todo el perfil longitudinal, y sale por la parte superior. Son reactores anaerobios en los que los microorganismos se agrupan formando flóculos y gránulos. El propio caudal del influente y la producción del biogás provocan un buen contacto entre el fango residual y el agua a tratar. Los reactores UASB, cuando son sometidos a valores de velocidad de carga orgánica volumétrica altos (Garcia et al. 1996), han mostrado rendimientos más altos en comparación con otros tipos de reactores anaeróbicos.

Para el mismo tamaño, son capaces de manejar mayores cargas orgánicas que en los sistemas aeróbicos, al requerir un menor volumen de reacción. Estos sistemas producen una gran cantidad de biogás. La temperatura habitual de funcionamiento de estos reactores suele estar entre 20 y 35°C. En estas condiciones, el rendimiento medio de la disminución de la DQO fue siempre mayor del 70% a temperatura ambiente (20-23 ° C) y 80% a 35 ° C (Figura 7).



EFICIENCIA DE REMOCIÓN	DBO: 80%	SS: 70%	P: 10%
	DQO: 80%	N: 10%	

Figura 7.- Sistema Anaerobio (Reactor UASB)

Kennedy y Lentz obtuvieron disminuciones de hasta el 92% de DQO a velocidades de carga orgánica baja y media (Kennedy & Lentz, 2000). Las plantas UASB son a menudo complementadas por sistemas aerobios sencillos de postratamiento, como filtros percoladores o lagunas (Figura 8), que incrementan el costo en un 25 % pero permiten lograr una remoción global del 90%.

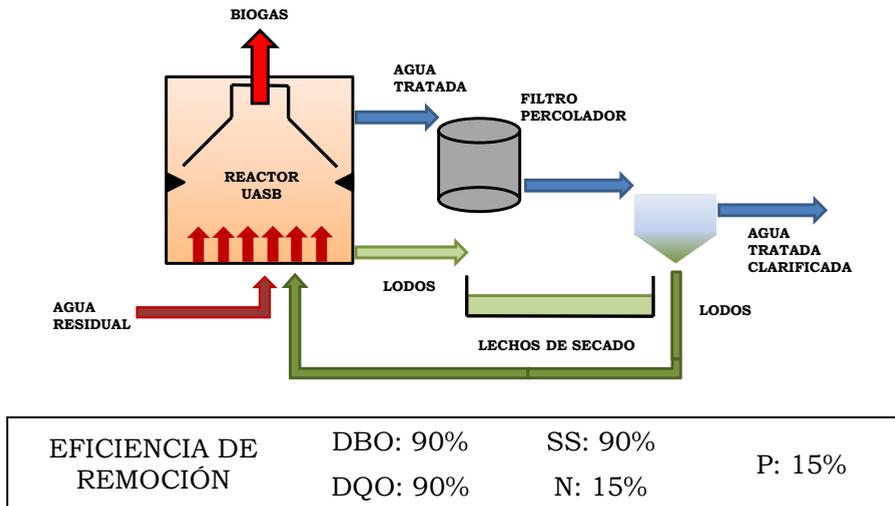


Figura 8.- Sistema Anaerobio Mixto (Reactor UASB + Filtro Percolador)

Este reactor ha sobresalido debido a la alta calidad del efluente producido y al relativo bajo costo del tratamiento de aguas residuales de baja y mediana carga orgánica. Ha sido ampliamente aplicado también al tratamiento de aguas residuales complejas con alta carga orgánica como son los lixiviados.

Los resultados obtenidos de las experiencias a escala piloto y escala real efectuadas en varias partes del mundo (Kettunen & Rintala, 1998), proporcionaron avances importantes en el desarrollo del proceso y tecnología del tratamiento anaerobio. El éxito de estas experiencias, junto a los beneficios presentados por el proceso, como la ausencia de equipos de control sofisticados, moderada producción de residuos del proceso (lodos), menor consumo

energético y producción de metano (combustible de alto poder calorífico), han establecido al reactor UASB como una opción de tratamiento para una amplia variedad de residuos líquidos. Trabaja con altas concentraciones de biomasa, del orden de 20 – 30 Kg biomasa/m³ y 5 Kg DQO/m³ o mejores y con tiempos de retención hidráulica de 10 horas.

Un sistema UASB tomará un tiempo finito para alcanzar condiciones de estado estable, incluso cuando un lodo pregranulado se utiliza como el inóculo. Este tiempo puede llegar a ser de 90 días y es necesario mantener la alcalinidad en el sistema (Behlin et al. 1997). Cuando un reactor UASB ya está funcionando a plena capacidad y el lodo es activo, se establecen dos partes definidas: El lecho donde se encuentran las altas concentraciones de sólidos y el manto de lodos producido por el flujo ascensional del afluente a través del lecho por la mezcla que establece el gas producido en el lodo. El manto de lodos es la zona de mayor turbulencia en la que se encuentran partículas que sedimentan y otras que ascienden hasta que se liberan del gas y sedimentan.

Las ventajas que ofrecen este tipo de reactores son (Seghezzi et al. 1998):

- Alta Eficiencia: Se puede lograr en el sistema una buena eficacia de eliminación, incluso a altas velocidades de carga y bajas temperaturas.
- Simplicidad. La construcción y operación de estos reactores es relativamente simple. Se produce una efectiva separación del biogás, efluente y el lodo.
- Flexibilidad. Los tratamientos anaerobios pueden ser aplicados tanto a gran como a pequeña escala.
- Necesidad de poco espacio. Para altas tasas de carga, el área necesaria para el reactor es pequeña.
- Bajo consumo de energía. Dado que no se necesita calentamiento del influente para alcanzar la temperatura de trabajo y todas las operaciones de la planta se pueden hacer por gravedad, el consumo de energía del reactor es casi

insignificante. Por otra parte, la energía se produce durante el proceso en forma de metano. Convierte el 95% del C en biogás. El restante 5% es transformado en biomasa microbiana. El 90% de la energía es retenida como CH₄. El 5 – 7% es almacenada en la biomasa.

- Baja producción de lodos. La producción de lodos es baja, en comparación con los métodos aerobios, debido a las bajas tasas de crecimiento de bacterias anaeróbicas. El lodo está bien estabilizado para su eliminación final y tiene buenas características de deshidratación. Puede conservarse durante largos períodos de tiempo sin una reducción significativa de la actividad, lo que permite su uso como inóculo para la puesta en marcha de nuevos reactores.
- Bajos requerimientos de nutrientes y productos químicos. Especialmente en el caso de las aguas residuales, puede mantenerse un pH adecuado y estable sin la adición de productos químicos. Los macronutrientes (nitrógeno y fósforo) y micronutrientes también están disponibles en las aguas residuales, mientras que los compuestos tóxicos están ausentes.
- Degrada compuestos policlorados.

Sin embargo, también tiene desventajas (Seghezze et al. 1998):

- Baja eliminación de patógenos y nutrientes. Los patógenos se eliminan sólo parcialmente, salvo los huevos de helmintos, que se capturan de manera efectiva en el lecho de lodo. La eliminación de nutrientes no se hace completamente y por lo tanto se requiere un post-tratamiento.
- Larga puesta en marcha. Debido a la baja tasa de crecimiento de los organismos metanogénicos, la puesta en marcha tarda más tiempo en comparación con los procesos aeróbicos, sobre todo cuando no hay disponible un buen inóculo.
- Posibles malos olores. Durante el proceso anaeróbico se produce sulfuro de hidrógeno, especialmente cuando hay

altas concentraciones de sulfato en el afluente. Se requiere un manejo adecuado del biogás para evitar el mal olor.

- Necesidad de post-tratamiento. Generalmente se requiere un post-tratamiento del efluente anaeróbico para alcanzar los estándares de descarga de materia orgánica, nutriente y elementos patógenos.
- El tratamiento mediante estos reactores es muy sensible a las sustancias tóxicas (Sung et al. 1997).

3.1.1.3.- Biorreactores de lecho fluidificado

La fluidización (o fluidificación) es un proceso similar a la licuefacción mediante el cual un material granular (la fase sólida o fase dispersa) se convierte desde un estado sólido de tipo estático a un estado similar a un fluido dinámico. Este proceso se produce cuando un fluido (líquido o gas) se hace pasar a través del material granular.

Cuando un flujo de gas se introduce a través de la parte inferior de un lecho de partículas sólidas, se moverá hacia arriba a través del lecho, a través de los espacios vacíos entre las partículas. A velocidades bajas de gas, la resistencia aerodinámica sobre cada partícula también es baja, y por lo tanto el lecho permanece en un estado fijo. Con el aumento de la velocidad, las fuerzas de resistencia aerodinámica comenzarán a contrarrestar las fuerzas gravitacionales, provocando que el lecho se expanda, a medida que las partículas se mueven, alejándose entre sí. Además el aumento de la velocidad, que alcanzará un valor crítico cuando las fuerzas ascendentes de arrastre son exactamente iguales a las fuerzas gravitacionales, causa que las partículas queden suspendidas en el fluido. En este valor crítico, el lecho se dice que está fluidizado o fluidificado y tiene un comportamiento fluídico. Al aumentar aún más la velocidad del gas, la densidad aparente del lecho continuará disminuyendo, y su fluidización se vuelve más violenta, hasta que las partículas ya no forman un lecho, sino que son transportadas hacia arriba por el flujo del fluido. En ese estado, el lecho se comporta como un líquido o un gas, ajustando su volumen al del

reactor que lo contiene y haciendo flotar los componentes de menor densidad, precipitando los más densos.

Gracias a estos reactores RALF se produce una mezcla intensa entre el lixiviado y la biomasa que lo digiere, con grandes superficies específicas de contacto (de 2.000 a 3.000 m²/m³), con una perfecta homogeneización de la temperatura en el reactor.

Dado que los organismos anaerobios crecen muy lentamente, para operar con un volumen de reactor razonable y tiempos hidráulicos de residencia cortos, la biomasa debe de estar retenida en el reactor o ser recirculada en el sistema. Esto se consigue en los reactores de flujo fluidificado, permitiendo trabajar con las cargas volumétricas más altas de entre todos los tipos de digestores empleados en el tratamiento anaerobio de aguas residuales (Rozzi, 1988), que son más altas que en los reactores aeróbicos.

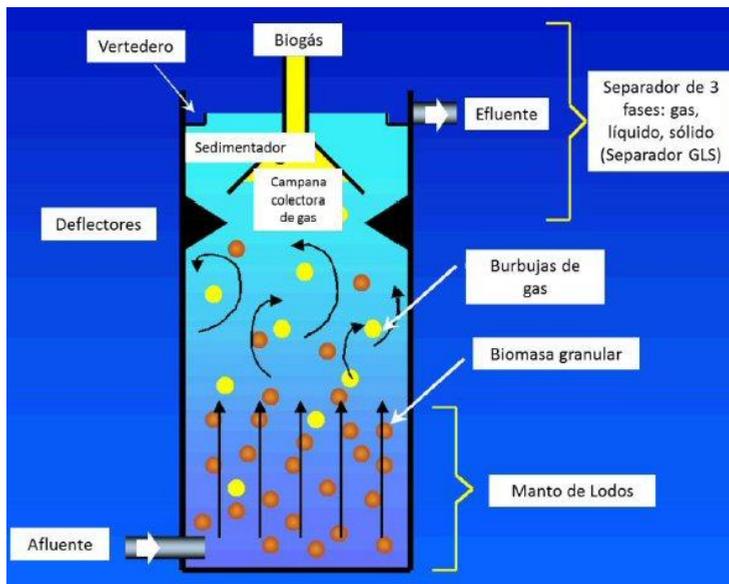


Figura 9.- Esquema de reactor de lecho fluidizado

Estos reactores son trifásicos, ya que coexisten las tres fases gas-líquido-sólido (Fernández et al. 1988), y en ellos el influente entra por la parte baja del reactor, junto con la recirculación necesaria para lograr altas velocidades del fluido que provoquen la fluidificación del lecho. El diseño del sistema de distribución del influente es clave para el óptimo funcionamiento de este tipo de reactores (Iza et al. 1991). El gas producido ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) y el efluente tratado abandonan el sistema por la parte superior. Puede resultar conveniente instalar sistemas de separación gas-sólido-líquido.

Diversos autores (Farhan et al. 1997; Pérez et al. 1998; Holst et al. 1997), han realizado estudios comparativos entre el funcionamiento de los RALF y otros diseños de reactores, demostrando la mayor efectividad de los primeros para el tratamiento de un mismo efluente, con más carga orgánica o compuestos recalcitrantes. En la Tabla 5 se resumen de forma comparativa las características de diseño y operación de distintos tipos de reactores.

Tabla 5.- Comparación de características entre reactores RALF y otras tecnologías aeróbicas (Jördening, 1992).

Concepto		Contacto	UASB	RALF
Altura / Diámetro	(m/m)	1:1	1:1	4(7):1
Tiempo de Retención Hidráulica	(d)	1-3	1-3	<<1
Velocidad Superficial	(m/h)	1-5	0,5-1,5	8-50
Sólidos Suspendedos Volátiles	(Kg/m ³)	5-10	5-150	20-40
Carga Orgánica	(Kg/m ³ .d)	5-12	10-20	50-240
Problemas con sólidos		SI	SI	NO

El principal inconveniente del lecho fluidizado es el consumo de energía de bombeo, dado que generalmente es necesario operar con grandes relaciones de recirculación para alcanzar velocidades superficiales lo suficientemente elevadas como para mantener las partículas suspendidas. Sin embargo, la caída de presión que se

produce en el lecho es baja comparada con otro tipo de reactores, como puede ser el de lecho fijo, por lo que estos costes de bombeo son relativamente más reducidos.

3.1.1.4.- Reactores de membrana

Los biorreactores con membrana (MBR) se utilizan del mismo modo que como se utilizan los sistemas biológicos de tratamiento. De forma genérica, los biorreactores de membrana pueden ser definidos como sistemas en los que se integra la degradación biológica de los efluentes con la filtración de membrana (Cicek et al. 1998). Difieren de los sistemas biológicos al sustituir el sedimentador que hace la separación sólido/líquido por un sistema de micro o ultrafiltración. Debido a esto, el volumen del tanque se reduce, pero se aumentan las complicaciones en la operación de los sistemas, ya que los módulos de membrana son más complicados de operar y mantener que los sedimentadores. Del mismo modo, aumenta significativamente la cantidad de biomasa dentro de los reactores, pero aumentan los costes de energía del proceso, ya que se pierde eficiencia en la transferencia de masa en la aireación. Si la operación no es cuidadosa, se pueden producir procesos de taponamiento de las membranas.



Imagen 6.- Membrana para Reactor MBR.

Las principales ventajas de estos sistemas se dan en las aplicaciones en las que se utiliza el proceso biológico para la oxidación del amoníaco, como en aquellas en las cuales se busca remover la DBO. Los usos actuales incluyen el tratamiento y reciclado de agua en comunidades y edificios, el tratamiento de aguas residuales municipales y el tratamiento de efluentes en determinadas industrias (Urbain et al. 1996), debido a la aparición de módulos de membrana menos costosos y más efectivos, junto con el endurecimiento de los requisitos de vertido. Existen varias áreas de aplicación de este tipo de reactores, como el tratamiento de efluentes procedentes de actividades ganaderas (purines), aguas residuales de industrias alimentarias, la eliminación de herbicidas y pesticidas de las corrientes de aguas residuales y la eliminación biológica de los nitratos, que están en fase de evaluación experimental.

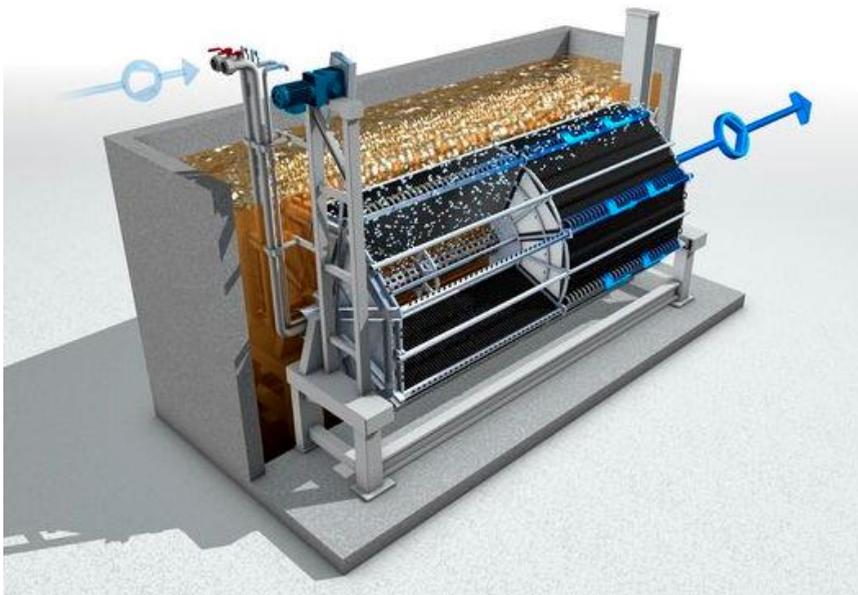


Figura 10.- Corte de un Reactor MBR.

Estos reactores producen una elevada calidad del efluente, con unidades extraordinariamente compactadas, por lo que están bien adaptados para:

- Aplicación en áreas de elevada sensibilidad ambiental.
- Tratamiento de complejos efluentes industriales que requieren un sistema que permita operar a edades del fango elevadas.
- Aplicaciones específicas donde el proceso convencional de fangos activados no puede producir un efluente de calidad adecuada a costes razonables.
- Aplicación en áreas donde existen limitaciones espaciales.
- Ampliaciones de plantas convencionales.

Sin embargo, la mayor ventaja potencial de esta tecnología está en el campo de la reutilización (Jefferson et al. 2000), debido a que las membranas de los reactores pueden ser de ultrafiltración. Gracias a esta tecnología se retienen bacterias, algunos virus y algunos componentes orgánicos e inorgánicos que, frecuentemente, son encontrados en los efluentes de algunos tratamientos biológicos convencionales. Por tanto, el efluente de MBR puede ser adecuado para la reutilización directa o como agua de suministro para un proceso de ósmosis inversa (Stephenson, 2000).

Los biorreactores de membrana están compuestos por dos partes principales, la unidad biológica responsable de la degradación de los compuestos presentes en el agua residual y el módulo de la membrana encargado de llevar a cabo la separación física del licor de mezcla. En base a su configuración, existen dos tipos principales de biorreactores de membrana, los que tienen la membrana integrada o sumergida, y los que tienen membranas externas o con recirculación al biorreactor. Los esquemas de implantación se recogen en la Figura 11.

En las primeras, la unidad de membrana que realiza la separación física está sumergida en el tanque biológico. La fuerza impulsora a través de la membrana se puede alcanzar presurizando el biorreactor

o creando presión negativa en el lado del permeado de la membrana (Buisson et al. 1998; Cote et al. 1997; Rosenberger et al. 2002).

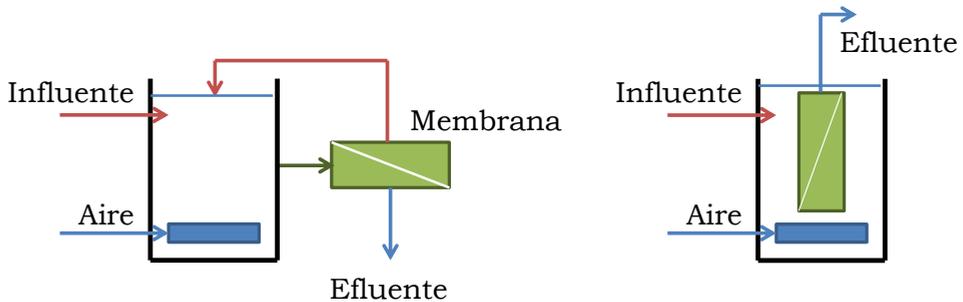


Figura 11.- Esquema de los dos tipos de reactores de membrana, Reactor con membrana externa (izq.) y reactor con membrana sumergida (dcha.)

La limpieza de la membrana se realiza por medio de frecuentes retrolavados con agua permeada y aire y, ocasionalmente, mediante retrolavados con soluciones químicas. Bastante a menudo se coloca un difusor de aire justo debajo del módulo de la membrana, con el fin de suministrar el aire necesario para homogeneizar el contenido del tanque, para el proceso biológico y para la propia limpieza de la membrana.

En las segundas, el licor de mezcla es recirculado desde el biorreactor hasta la unidad de membrana que se dispone externamente a la unidad biológica. La fuerza impulsora es la presión creada por la alta velocidad del flujo a través de la superficie de la membrana (Cicek et al. 1998; Urbain et al. 1998).

Las consideraciones de diseño y operación difieren bastante entre unas y otras, como se puede ver en la Tabla 6. La elección de uno u otro sistema dependerá de la importancia que se dé a los diferentes criterios que intervienen en la misma.

Tabla 6.- Comparación de características entre reactores MBR con membrana sumergida y membrana externa.

Con membrana sumergida	Con membrana externa o presurizada
Costes de aireación altos (90%)	Costes de aireación bajos (20%)
Costes de bombeo muy bajos	Costes de bombeo altos (60-80%)
Flujo bajo (compactación menor)	Flujo alto (mayor compactación)
Frecuencia de limpieza baja	Requiere mayor frecuencia de limpieza
Costes de operación menores	Costes de operación elevados

La aparición de membranas poliméricas de ultrafiltración, menos costosas y más resistentes junto con los requerimientos de presión menores y la obtención de un flujo permeado mayor ha potenciado el uso a nivel mundial de los MBR sumergidos.

La tecnología MBR tiene una serie de ventajas que la convierten en una alternativa válida frente a otras tecnologías. Las principales son:

- Eficaz retención de los sólidos suspendidos y de los compuestos más solubles dentro del biorreactor. Gracias a esta característica, proporciona un efluente de excelente calidad capaz de cumplir los requisitos de vertido más rigurosos y potencialmente reutilizable (Chiemchaisri et al. 1992).
- En los reactores con membranas de ultrafiltración se logra la retención de las bacterias y virus obteniéndose un efluente estéril. Este hecho elimina la necesidad de llevar a cabo costosos procesos de desinfección, eliminando también la peligrosidad que llevan asociada los subproductos de la desinfección (Cicek et al. 1998).
- La ausencia del clarificador, que actúa como un selector natural de la población bacteriana, permite el desarrollo de bacterias de crecimiento lento, como son las nitrificantes o

las que degradan compuestos complejos, que persisten en el biorreactor incluso con cortos tiempos de retención de sólidos (Cicek et al. 2001).

- Se crea un licor de mezcla más activo, debido a que la membrana retiene toda la biomasa, a la vez que previene el escape de enzimas exocelulares y de oxidantes solubles, con lo que se puede degradar una gama más amplia de compuestos (Cicek et al. 1999b).
- Permite un tamaño de planta menor (hasta un 50% menor), ya que puede operar con concentraciones altas de sólidos en suspensión en licor mixto (Mixed liquor suspended solids, MLSS en inglés) por litro, MLSS/L, del orden de 15 a 30 gramos de MLSS/L.
- Con esta operación a más alta concentración, la edad del fango es más alta que en los sistemas convencionales, operando la mayor parte de estas plantas con fangos de más de 40 días, con lo que se provoca una reducción significativa de fangos, que puede ser del 40%, con la consiguiente reducción de los costes de operación posteriores. En la Tabla 7 se puede observar la comparación de producción de fangos, dependiendo de la edad del mismo.

Tabla 7.- Comparación de la producción de fango a edades de fango diferentes para un proceso convencional de fangos activados y un sistema MBR (Ghyoot & Verstraete, 2000).

Edad del fango (días)	12	24	102
Producción de fango CAS (Kg SS/Kg DQO elim.)	0,28	0,26	0,07
Producción de fango MBR (Kg SS/Kg DQO elim.)	0,22	0,18	0,02

Las principales limitaciones de la tecnología tienen que ver con los aspectos económicos, ya que requieren elevadas inversiones iniciales, debido al coste de las membranas. El gasto energético es

importante, pero del mismo orden que el necesario con otras plantas convencionales. Hay que tener precaución con los problemas derivados por el ensuciamiento y la polarización de las membranas. También pueden aparecer problemas en las membranas debido a la posible acumulación en el biorreactor de compuestos inorgánicos no filtrables (por ejemplo, metales pesados) que pueden ser dañinos para la población bacteriana a determinadas concentraciones (Cicek et al. 1999a).



Imagen 7.- Reactor MBR en funcionamiento.

El tratamiento de los lodos generados puede presentar problemas de sedimentabilidad, ya que el biorreactor retiene la mayoría de los sólidos suspendidos.

3.1.1.5.- Fermentación

En los casos en que el contenido de materia orgánica del lixiviado sea alto, se puede tratar el lixiviado con sistemas aeróbicos o anaeróbicos de fermentación, con el objetivo de aprovechar el resultado del proceso como fertilizante líquido (Romero et al. 2013).

Se ha incluido el tratamiento de fermentación dentro de los procesos anaeróbicos ya que los sistemas aerobios requieren una

gran cantidad de energía para el suministro del oxígeno que va a actuar en la degradación de la materia orgánica, por lo que suele existir una limitación en la carga contaminante del lixiviado, ya que, si se tiene una alta carga, la utilización de oxígeno por parte de los microorganismos aumenta, incrementando la energía requerida en el proceso, elevando los costes asociados. A su favor puede afirmarse que estos sistemas presentan porcentajes de elevados de eliminación, junto con tiempos de retención cortos, debidos a que la degradación se realiza a alta velocidad, puesto que la tasa de síntesis de los microorganismos es estimulada por el suministro de oxígeno.

La fermentación más eficaz se produce en espacios anaeróbicos, no sólo porque las velocidades de degradación son más lentas, sino porque son capaces de producir gas metano que puede ser reutilizado para el calentamiento de las unidades de tratamiento u otros servicios, disminuyendo los costes de operación.

La comercialización del fertilizante resultante del proceso generará ingresos que ayudarán a rebajar los costes del tratamiento del lixiviado en su conjunto, aunque haya que incluir los costes de comercialización, ofreciendo una opción viable al tratamiento de lixivios con alta carga orgánica.

3.1.2.- Procesos aerobios

Del mismo modo que los procesos anaerobios, los procesos aerobios han sido estudiados extensamente para el tratamiento de lixivios de vertederos de residuos (Knox, 1985; Bae et al, 1999; Li & Zhao, 2001). Así, se pueden encontrar bastantes sistemas con las tradicionales lagunas aireadas (Maehlum, 1995) y sistemas mixtos con reactores biológicos y procesos de ultrafiltración con membranas.

Estos sistemas se utilizan cuando se requiere que el efluente tenga una baja concentración de DBO. Debido a que las concentraciones de DBO en los lixivios suelen ser muy altas, sobre todo los que

proviene de residuos urbanos, resulta relativamente sencillo obtener remociones porcentuales que superan el 90%, aunque la cantidad de DBO absoluta remanente puede llegar a ser alta.

Los procesos aeróbicos tienen costes de inversión y de operación y mantenimiento mayores que los de los tratamientos anaeróbicos cuando los lixiviados tienen alta concentración de DBO, como por ejemplo, en un lixiviado joven. Las mejores relaciones beneficio / coste se obtienen cuando se utilizan para tratar lixiviados con concentraciones de DBO medias o bajas, por lo que se suelen emplear como tratamientos posteriores a los sistemas anaeróbicos o para lixiviados viejos, con bajos niveles de DBO, aunque si se tienen índices de biodegradabilidad inferiores a 0,02, estos tratamientos no son eficientes (Waritch & Sharma, 1998).



Imagen 8.- Tanque de homogeneización.

Suelen aparecer problemas con la generación de espumas, con la precipitación de hierro y, en el caso de lodos activados, con la dificultad para aceptar altas variaciones en las cargas hidráulicas y orgánicas que caracterizan a los lixiviados (Qasim & Chiang, 1994). Estos sistemas funcionan mejor con tanques de

homogeneización previos al tratamiento (Imagen 8). La generación de lodos residuales de este tipo de procesos es mayor que en los sistemas anaeróbicos, por lo que aumentan los costes de inversión, operación y mantenimiento, necesarios para tratar esa mayor cantidad de lodos (Cossu et al. 1992).

Por otra parte, si los lixiviados contienen cantidades importantes de compuestos orgánicos volátiles, el aire que se usa en el proceso de aireación de los tanques biológicos debe ser tratado a su vez para eliminar los COV's que contienen, lo que redundaría igualmente en una mayor dificultad en la operación del sistema de tratamiento, aumentando los costes.

En definitiva, la operación de los procesos aeróbicos requiere mayor capacidad técnica por parte del operador, al igual que mayor necesidad de mantenimiento de equipos, salvo que se empleen sistemas naturales.

3.1.2.1.- Sistemas naturales

Dentro del grupo de procesos biológicos, existen opciones de tratamiento con tecnologías de bajo coste, que tienen bastante éxito en zonas con poca exigencia medioambiental en lo que se refiere a la ocupación y la afección del medio, la proliferación de insectos o los olores que se generan (Zhang et al. 2013). En los sistemas naturales se logra la eliminación de las sustancias contaminantes de las aguas residuales mediante mecanismos y procesos naturales, sin requerimiento de energía externa ni de aditivos químicos, pero usando mayores superficies de tratamiento. Son diferentes sinergias de comunidades de organismos las que se encargan de los procesos de descontaminación (García & Corzo, 2008). De esta forma, se pueden lograr diferentes niveles de tratamiento, desde un pre-tratamiento hasta un tratamiento terciario. Los sistemas naturales pueden clasificarse en dos categorías principales, según el tratamiento tenga lugar fundamentalmente en el terreno o en una masa de agua, como se muestra en la Tabla 8.

Tabla 8.- Clasificación de los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales (García & Corso, 2008).

Basados en la aplicación del agua en el terreno		Basados en los procesos que suceden en la masa de agua		
Aplicación subsuperficial	Aplicación superficial			
Zanjas y lechos filtrantes	Filtros verdes infiltración-percolación	Sistemas con plantas flotantes	Lagunaje natural	Humedales construidos (flujo superficial)
Humedales construidos (flujo subsuperficial)	filtro de arena			

Estas tecnologías requieren pequeñas inversiones y son muy sencillas de implantar, se realizan “in situ”, utilizando grandes superficies de lagunas, tanto aeróbicas como anaeróbicas, y están basadas en la utilización de plantas herbáceas, entre ellas las cañas, o especies arbóreas, como los sauces, para la depuración biológica natural de los lixiviados (Grisey et al. 2012), también denominada fitorremediación. Ésta es una tecnología verde emergente para la descontaminación de suelos, sedimentos y agua superficial y subterránea, que se basa en el uso de la vegetación como principal agente descontaminante para eliminar (fitoextracción, fitodegradación o fitovolatilización) o para inmovilizar contaminantes peligrosos para el medio ambiente (fitoestabilización).

La técnica es aplicable por contaminación de metales pesados, compuestos orgánicos y radionucleidos (Alkorta et al. 2000). La fitorremediación puede producirse “in planta” o “ex planta”, según se realice la degradación del contaminante dentro de la propia planta, absorbiendo el contaminante, o fuera de ella, en la zona de la rizosfera, debido a los exudados radicales y a la mayor actividad que existe en ese punto.

El objetivo es convertir los contaminantes en compuestos menos biodisponibles, así como medio para la prevención de la erosión, la lixiviación o la escorrentía superficial. Si las plantas se utilizan para extraer los contaminantes y acumularlos en sus tejidos, seguido por la cosecha del material vegetal (por encima del suelo), se habla de fitoextracción. En este caso, el material vegetal debe ser utilizado posteriormente para fines no alimentarios (por ejemplo, madera, cartón) o incineración. Si se usan las plantas como reciclaje de los de los metales preciosos acumulados, se habla de fitominería (Pilon-Smits, E., 2005).

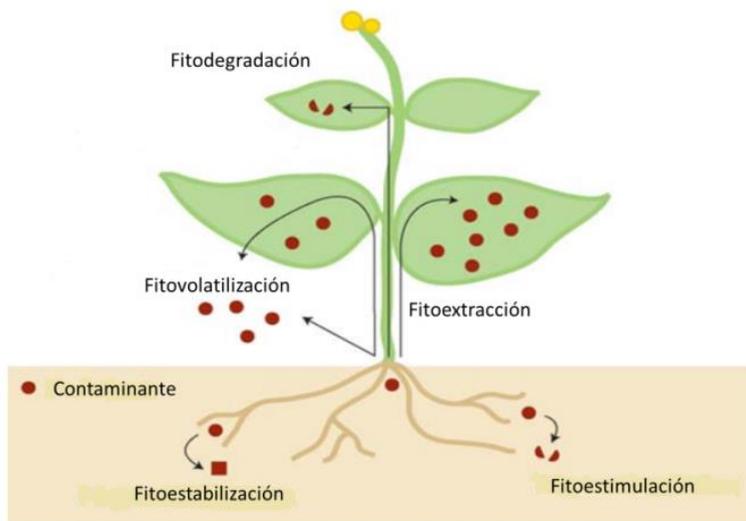


Figura 12.- Esquema de los distintos destinos de un contaminante en la fitorremediación.

Los posibles destinos de un contaminante durante la fitorremediación se recogen en la Figura 12, donde se muestra que el contaminante puede ser estabilizado o degradado en la rizosfera, secuestrado o degradado dentro los tejidos de la planta o volatilizado.

Los principales procesos físico-químicos y biológicos que se dan en la depuración de aguas residuales con humedales se recogen en la Tabla 9.

Tabla 9.- Principales procesos físico – químicos y biológicos en depuración de aguas en humedales.

Contaminante	Proceso de eliminación
Materia Orgánica	Sedimentación
	Asimilación
	Mineralización
Sólidos en Suspensión	Floculación
	Sedimentación
	Filtración
	Degradación
Nitrógeno	Amonificación
	Volatilización del amonio
	Nitrificación
	Desnitrificación
Fósforo	Adsorción
	Sedimentación
	Precipitación química
	Asimilación vegetal
Patógenos	Sedimentación y muerte gradual
	Radiación UV
	Antibióticos naturales
	Predación
Compuestos inorgánicos	Asimilación
	Inmovilización
Metales pesados	Fijación al sedimento
	Adsorción por las plantas

En la Figura 13 se representan los procesos de depuración que tienen lugar en los humedales artificiales (Lara, 1999).

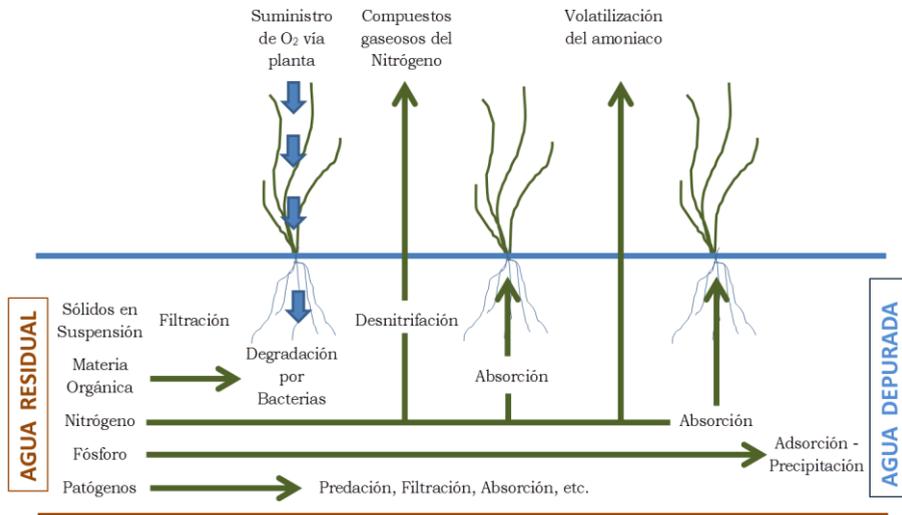


Figura 13.- Procesos de depuración de los humedales artificiales (Lara, 1999).

Dependiendo de si el agua a tratar circula a través de los humedales superficialmente (por encima del sustrato) o de forma subterránea (a través del sustrato), los humedales artificiales se clasifican en:

- Humedales artificiales de flujo superficial o flujo libre.
- Humedales artificiales de flujo subsuperficial, que a su vez se subdividen según la dirección en la que circulan las aguas a través del sustrato:
 - Flujo Horizontal.
 - Flujo Vertical.

Los humedales artificiales de flujo libre se pueden emplear tanto como tratamiento secundario como tratamiento avanzado de las aguas residuales. Consta de un conjunto de balsas o canales

paralelos, con vegetación emergente (aneas, carrizos, juncias, juncos, etc.) y niveles de agua poco profundos (0,1-0,6 m). Generalmente, se alimentan de forma continua con agua residual pretratada, depurándose las aguas en su tránsito a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente implantada.

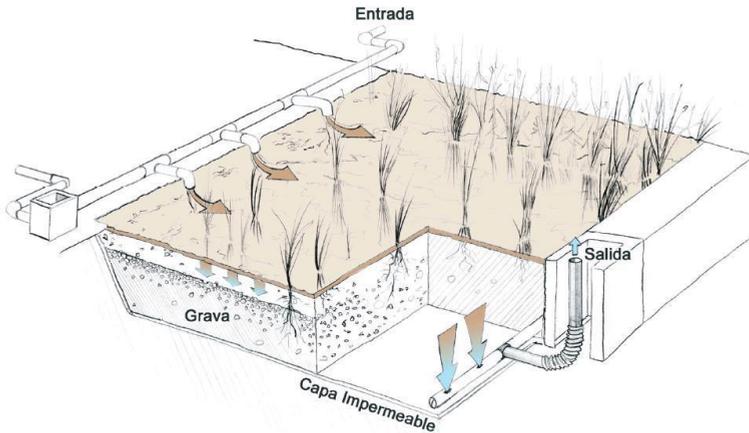


Figura 14.- Esquema de Humedal Artificial de Flujo Libre.

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal pueden emplearse como tratamiento secundario o avanzado, y en ellos el agua residual pretratada fluye a través de un medio poroso (arena, grava), confinado en un canal impermeable, y en el que se implanta vegetación emergente, generalmente carrizo (*Phragmites australis*). El sentido de flujo es horizontal (Figura 15).

En los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical las aguas residuales se alimentan superficialmente. Las aguas percolan verticalmente a través de un sustrato inerte (arenas, gravas), y se recogen en una red de drenaje situada en el fondo del humedal, que conecta con chimeneas de aireación. La alimentación al humedal se efectúa de forma intermitente, para preservar al máximo las condiciones aerobias (Figura 16).

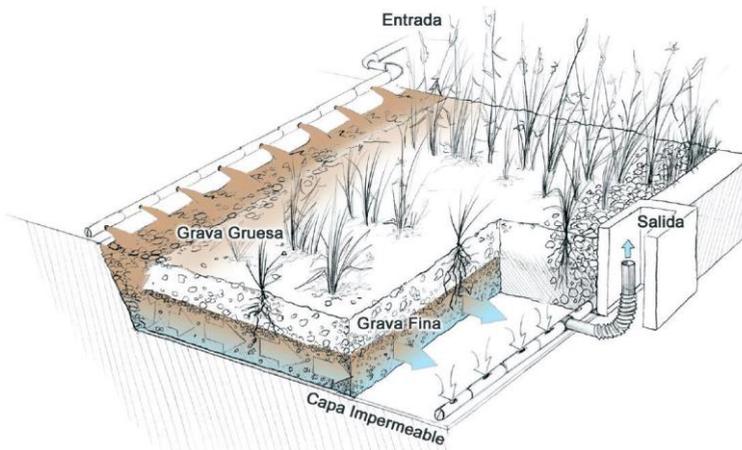


Figura 15.- Esquema de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.

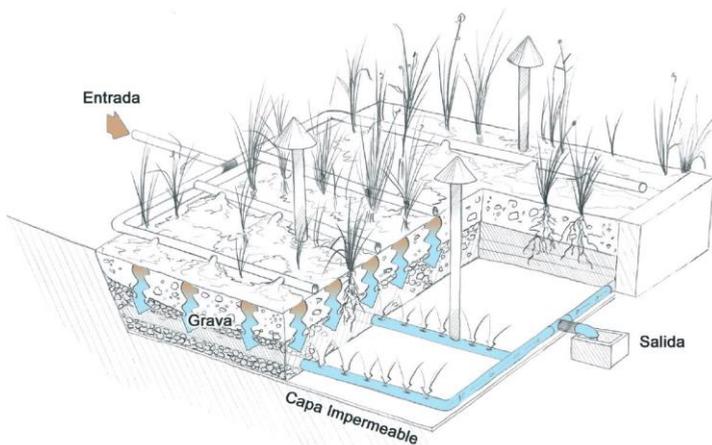


Figura 16.- Esquema de humedal artificial de flujo subsuperficial vertical.

El influente que se aplica a los Humedales Artificiales se somete, generalmente, a un pretratamiento (rejas de desbaste y desengrasado) y un tratamiento primario (habitualmente en Tanques Imhoff).

Los requisitos de superficie para su implantación, relativamente altos, limita el rango de aplicación a las pequeñas comunidades.

Los humedales artificiales de flujo libre pueden diseñarse también para crear nuevos hábitats para la flora y fauna, mejorar las condiciones de terrenos pantanosos naturales próximos o incrementar la calidad de los efluentes depurados en las estaciones de tratamiento.

Aprovechando las diferentes características de los diferentes tipos de humedales, se pueden combinar los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (FSSH) y subsuperficial vertical (FSSV) para formar los sistemas híbridos.



Imagen 9.- Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.

Se pueden emplear diversos tipos de plantas en la depuración de aguas residuales y su selección se debe realizar atendiendo a su adaptabilidad al clima local, su capacidad de transportar oxígeno desde las hojas hasta la raíz, su tolerancia a concentraciones

elevadas de contaminantes, su capacidad asimiladora de los mismos, su tolerancia a condiciones climáticas diversas, su resistencia a insectos y enfermedades y su facilidad de manejo. (González, 2010). De entre ellas destacan las macrófitas.

Las macrófitas que crecen en los humedales artificiales tienen varias propiedades con relación al proceso de tratamiento que las hacen un componente esencial en el diseño (Vymazal, 2011). Para los países en vías de desarrollo económico, estos sistemas simples de lagunas y / o humedales construidos pueden ser una primera aproximación para lograr el fin de disminuir los contaminantes en los vertidos del lixiviado. Además, se necesita mano de obra poco especializada para que el tratamiento funcione (Maehlum, 1995).

Los procesos que tienen lugar en cada una de ellas se recogen en la Figura 17.

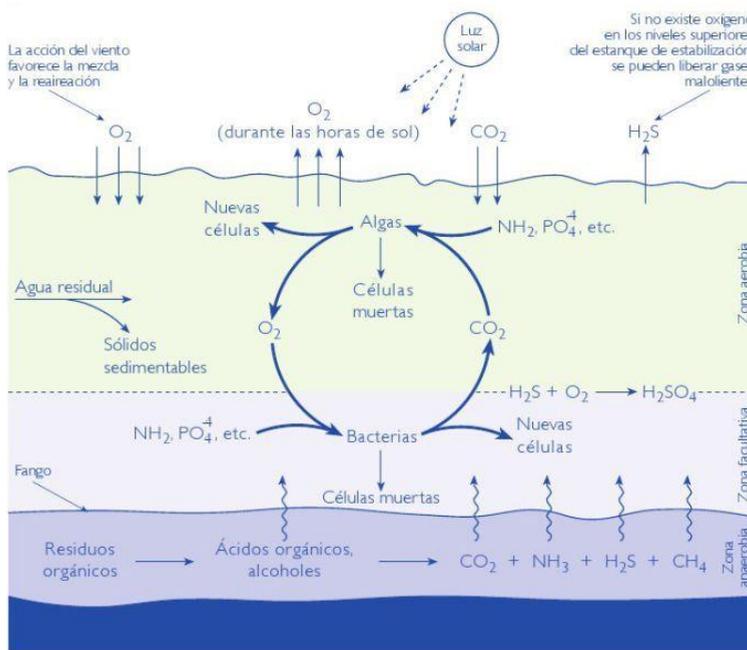


Figura 17.- Esquema de procesos químicos en las lagunas.

Muchos de los problemas que en otras tecnologías aparecen, como son la acumulación de precipitados, la formación de espumas, la toxicidad a los microorganismos, y las variaciones en cargas hidráulicas y orgánicas, se pueden manejar de forma adecuada con las combinaciones de las lagunas y humedales, gracias a los elevados tiempos de retención hidráulica y altos volúmenes de procesos, lo que permiten absorber variaciones importantes de caudal y acumulaciones de precipitados. También se tiene baja producción de gases y, por lo tanto, de espumas. Requieren poca adición de reactivos químicos y de energía para airear el agua o recircularla. La infraestructura necesaria para su construcción es muy simple y asequible, su mantenimiento es relativamente fácil y económico (García & Corzo 2008).



Imagen 9.- Lagunas (Manta, Ecuador).

Dependiendo del tipo de proceso al que se destinen las lagunas de tratamiento de aguas, se pueden distinguir las siguientes (Tabla 10):

Tabla 10.- Tipos de lagunas de tratamiento de aguas residuales.

Tipo de Laguna	Descripción
Aerobia	Laguna de poca profundidad que mantiene el oxígeno disuelto en toda la lámina de agua.
Aireada	Es la laguna para el tratamiento de aguas residuales en la cual se proporciona oxígeno de forma mecánica o por difusión de aire comprimido
Estabilización	Tienen poca profundidad y tiempos de retención considerables, en donde se llevan a cabo procesos físico químicos y biológicos de auto depuración, o estabilización natural
Laguna de Maduración	Es la laguna diseñada para recibir el efluente secundario o proveniente de lagunas anteriores
Facultativa	Es la laguna diseñada para que se lleven a cabo reacciones anaerobias y aerobias, las cuales se presentan gracias al contenido de oxígeno disuelto, que varía según la profundidad de la misma
Anaerobia	Es la laguna donde se lleva a cabo reacciones en ausencia de oxígeno por microorganismos anaerobios.

En estos sistemas, el principal problema es la gran cantidad de terreno que se necesita para localizar las instalaciones y la mayor ventaja es la ausencia de ruido en su operativa. Se puede afirmar que, por la naturaleza intrínseca del diseño de los depósitos controlados de residuos, donde hay necesidad de rodearlos con áreas de amortiguamiento ambiental (visual, de ruido y de olores), estas áreas podrían utilizarse como parte de los sistemas naturales de tratamiento de los lixiviados, sobre todo en el caso de hacerlo mediante humedales.



Imagen 10.- Ejecución nuevas lagunas (Manta, Ecuador).

Se ha estudiado la viabilidad del lagunaje para tratar compuestos fenólicos, así como la materia orgánica (Orupold et al. 2000). Se logró una reducción del 55 al 64% de la DQO y 80-88% de fenol. Sin embargo, como se imponen requisitos más estrictos, el lagunaje puede no ser una opción de tratamiento totalmente satisfactorio para lixiviados, a pesar de sus costos más bajos (Zaloum & Abbott, 1997). En particular, los autores afirmaron que la dependencia de la temperatura de lagunaje es una limitación importante, ya que afecta principalmente a la actividad microbiana.

La gran ventaja de estos sistemas radica en su coste, comparativamente menor que el de otras alternativas. El coste de adquisición de los terrenos es significativamente importante en relación con los necesarios en otras tecnologías, sobre todo si se implantan en sitios donde el coste del terreno es alto, como en los países desarrollados. No ocurre lo mismo en los países en vías de desarrollo, donde el precio por metro cuadrado es sustancialmente más bajo. Por el contrario, los costes de operación y mantenimiento son los más bajos de todos los tratamientos posibles (Zaloum & Abbott, 1997), por lo que en aplicaciones en donde el costo de la tierra no es muy alto, o donde las zonas de amortiguamiento del relleno sanitario se pueden usar en el proceso, la tecnología

presenta costos de inversión inicial substancialmente menores que otras alternativas.

3.1.2.2.- Lodos activados

El lodo activado es un proceso de tratamiento por el cual el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado reactor. Los flóculos biológicos formados en este proceso se sedimentan en un tanque de sedimentación, lugar del cual son recirculados nuevamente al tanque aireador o reactor. Este tratamiento biológico se utiliza preferentemente para la eliminación de amoníaco y / o como una primera etapa de tratamiento de lixiviados jóvenes fácilmente biodegradable. Los lodos activados de aireación extendida (tiempo de retención hidráulico hasta 3-10 días) proporcionan buena eliminación de C y N, por lo que se puede lograr la eliminación de más del 97% de la DQO, junto con amoníaco, hierro, manganeso y zinc (Haarstad & Mæhlum, 1999; Angement et al. 2002; Mertoglu & Inana, 2006).

En el proceso de lodos activados los microorganismos son completamente mezclados con la materia orgánica en el agua residual, de manera que ésta les sirve de sustrato alimenticio. Es importante indicar que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos superficiales o sopladores sumergidos los cuales tienen la doble función de producir una mezcla completa y agregar oxígeno al medio para que el proceso se desarrolle.

Los elementos básicos de las instalaciones del proceso de lodos activados son los siguientes:

- Tanque de aireación. Estructura donde el desagüe y los microorganismos (incluyendo retorno de los lodos activados) son mezclados.
- Tanque sedimentador. El desagüe mezclado procedente del tanque es sedimentado separando los sólidos suspendidos

(lodos activados), obteniéndose un desagüe tratado clarificado.

- Equipo de inyección de oxígeno. Para activar las bacterias heterotróficas.
- Sistema de retorno de lodos. El propósito de este sistema es el de mantener una alta concentración de microorganismos en el tanque de aireación.
- Una gran parte de sólidos biológicos sedimentables son retornados al tanque de aireación.
- Exceso de lodos y su disposición. El exceso de lodos, debido al crecimiento bacteriano en el tanque de aireación, es eliminado, tratado y dispuesto.

Los parámetros y condiciones generales de operación usados en los sistemas de lodos activados se recogen en la Tabla 11 (Qasim & Chiang, 1994).

Tabla 11.- Parámetros y condiciones generales de operación usados en los sistemas de lodos activados (Qasim & Chiang, 1994).

Parámetros Óptimos	Valores
MLVSS	5,000 - 10,000 mg/l
Alimento / Micro-organismos	0.02 - 0.06 por día
Tiempo de retención hidráulica	1 - 10 días
Tiempo de retención de sólidos	15 - 60 día
Requerimiento de Nutrientes	DBO ₅ : N: P = 100: 3.2: 0.5
Eliminación de DBO y DQO	90 - 99 %
Eliminación de metales	80 - 99 %

Nota: Los sólidos de biomasa en un reactor biológico de aguas residuales suelen indicarse en forma de sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (VSS). La mezcla de sólidos resultantes de la combinación de lodo reciclado con agua residual afluyente en el biorreactor

se denomina Licor Mezclado o Mixto de Sólidos Suspendidos (MLSS) y Licor Mezclado o Mixto de Sólidos Suspendidos Volátiles (MLVSS).

Se ha investigado la nitrificación anaeróbica de lixiviados pre-tratados de vertedero municipal de residuos sólidos urbanos a escala de laboratorio, en un reactor de lodos activados, a diferentes temperaturas (5-10°C) y con la adición de material de soporte de plástico (PAC). Después del tratamiento aeróbico se produce un efluente con 150-500 mg/l de DQO, con menos de 7 mg/l de DBO y en promedio, menos de 13 mg/l de NH₃-N. La adición de PAC a los reactores de lodos activados arroja una mayor eficiencia de la nitrificación en el tratamiento biológico de lixiviados de vertedero (Hoilijoki et al. 2000).

Cuando la relación DBO / DQO fue inferior a 0,1, característica de lixiviados maduros, y con compuestos orgánicos, principalmente refractarios, se observó que la máxima eliminación de DQO llegaba al 40%, incluso con tiempos de residencia media de 15 a 60 días (Dzombak et al. 1990). Esto sugiere que los lixiviados de los vertederos jóvenes, con materia orgánica que contienen altas concentraciones de ácidos volátiles, podrían ser tratados más fácilmente con un tratamiento de lodos activados con aireación prolongada que en el caso de lixiviados maduros. En algunos casos las aguas residuales deben ser acondicionadas antes de pasar al proceso de lodos activados, debido a que ciertos elementos inhiben el proceso biológico. Algunos de estos casos son:

- Sustancias dañinas a la activación microbiana, tal como la presencia de cloro
- Grandes cantidades de sólidos. Se utilizan cribas o rejillas en un tanque de sedimentación primaria para los sólidos fácilmente sedimentables.
- Aguas residuales con valores anormales de pH. Se debe realizar un proceso de neutralización, el cual es indispensable para el desarrollo bacteriano.
- Desagües con grandes fluctuaciones de caudal y calidad de las aguas residuales, incluyendo variaciones en la

concentración de DBO_5 . Las aguas deben homogenizarse en un tanque.

Ya se representó en la Figura 3 un esquema de funcionamiento de este procedimiento de depuración biológica. Los esquemas de funcionamiento más habituales se representan en la Figura 18. Como se ha apuntado anteriormente, el sistema de lodos activados se complementa con otros sistemas, usualmente con reactores UASB y filtros percoladores.

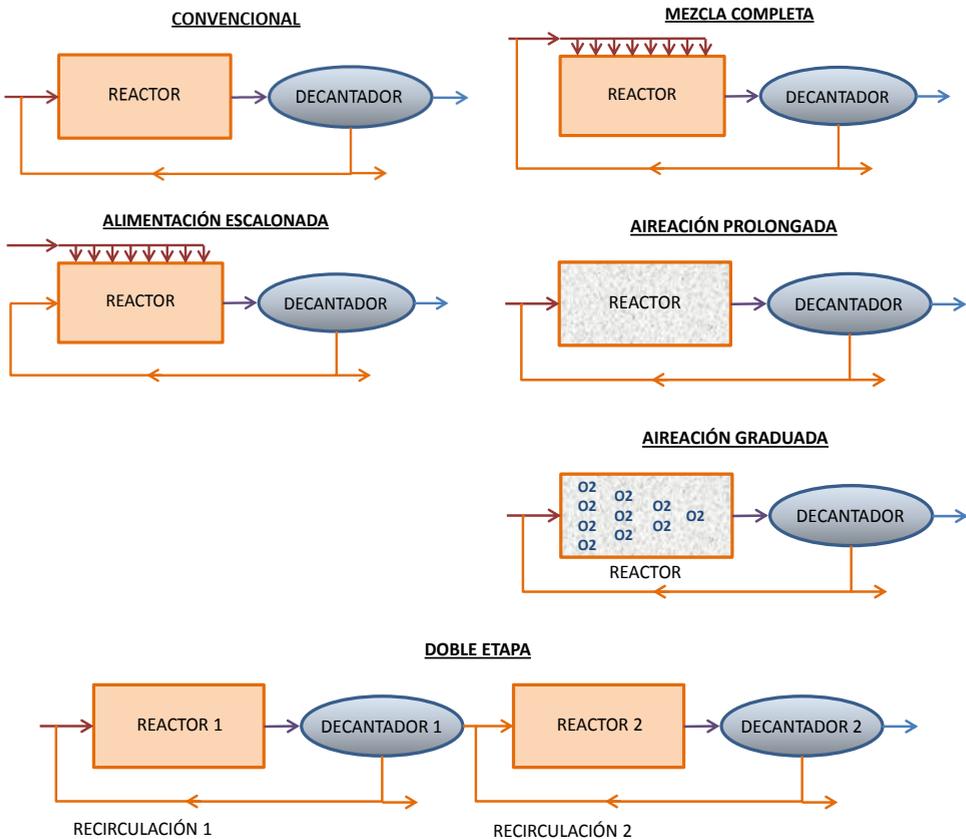


Figura 18.- Esquema de procesos más habituales de lodos activados.



Imagen 11.- Planta de lodos activados.



Imagen 12.- Parrillas de difusores y aireador en un reactor biológico.

Como orientación, los costes de estos sistemas pueden resumirse en la Tabla 12. Estos costes son dados para ciudades con alrededor de 50.000 habitantes en Colombia en el año 2000. Se incrementan para ciudades más pequeñas y disminuyen para ciudades mayores, por economía de escala. Debe ponerse de manifiesto que estos costes son orientativos, y deben estudiarse con detalle en cada caso, atendiendo a las características específicas de los lixiviados y los emplazamientos donde se implanten.

Tabla 12.- Costes de inversión y costes de operación y mantenimiento (ciudades de 50.000 habitantes en Colombia) Año 2000 (Conil, 2001)

Descripción	Costes de inversión		Costes de operación y mantenimiento (amortización en 30 años)	
	US c / m ³	US \$ / Hab	US c / m ³	US \$ / Hab-año
1 Primario + Lodos	2,4	40	2 a 6	1,1 a 3,3
2 Tanque de Lodos Activados	1,8	30	5 a 8	2,7 a 4,4
1 + 2 Total de Lodos Activados	4,2	70	7 a 13	3,8 a 7,7
3 UASB + Filtro Percolador	2,4	40	2 a 5	1,1 a 2,7

3.1.2.3.- Evaporación

También se puede eliminar el lixiviado obtenido mediante evaporación forzada del mismo, (Birchler et al. 1994), utilizando la energía calorífica del biogás que produce el propio vertedero, aunque este proceso suele requerir de un tratamiento de limpieza previo del mismo. La utilización de la evaporación como sistema de tratamiento de lixiviados es una aplicación relativamente nueva y no ha sido ampliamente implementado debido a problemas con la

recolección del gas, olor y mantenimiento del proceso (Ushikoshi et al. 2002).

La experiencia y los cálculos de producciones de gas y lixiviados en los rellenos sanitarios indican que, normalmente, se tiene gas suficiente para suplir las necesidades energéticas de evaporación del lixiviado. Dependiendo del tipo de lixiviado, en algunos casos existe la necesidad de hacer un post-quemado de la mezcla gas-vapor de agua que sale del evaporador para lograr la destrucción de emisiones de COV's que se arrastran durante el proceso de evaporación. De ese modo, la cantidad requerida de biogás se aumenta con respecto a los cálculos termodinámicos normales. Sin embargo, una vez quemados los COV's las emisiones del proceso se limitan a vapor de agua y a un lodo espesado.



Imagen 12.- Evaporador.

Existen varios tipos de tecnologías ya desarrolladas para lograr el objetivo. Algunas de estas tecnologías utilizan de manera directa la energía que se genera al quemar el biogás con el objetivo central de evaporar el lixiviado, lo que se denomina vaporización del gas,

mientras que otras tecnologías pueden utilizar el calor residual que generan motores de combustión o turbinas, en ciclo simple o ciclo combinado, que utilizan el biogás para generar la potencia mecánica, que a su vez se puede usar para la generación eléctrica y potencia calorífica en los gases de escape. De esta manera, el aprovechamiento del gas es doble, la producción eléctrica y la evaporación del lixiviado, ayudando a solucionar los dos principales problemas que tienen los depósitos de residuos: emisiones de gases y de lixiviados. Esta es tal vez la principal ventaja que se tiene con la tecnología de la evaporación y que no se logra con ninguna de las otras alternativas de una manera simultánea, como en este caso.

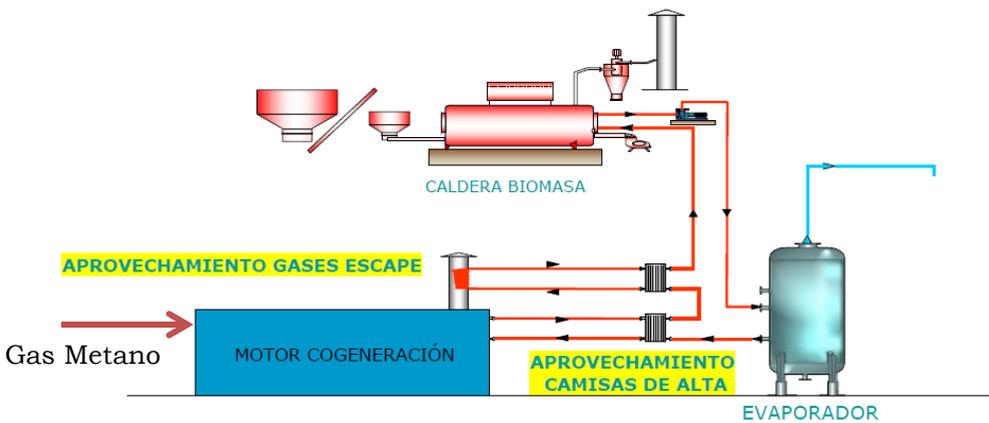


Figura 19.- Esquema de aprovechamiento energético de gases de escape en el proceso de evaporación.

Las tecnologías existentes permiten lograr el control del total de emisiones de lixiviados del relleno sanitario, quedando un lodo que se deposita de nuevo en el vertedero. La gran ventaja de la evaporación forzada radica en que se genera muy poca cantidad de residuo concentrado, que permite un tratamiento posterior más sencillo (Birchler et al. 1994).

En estos momentos, el fenómeno de los gases invernadero y el cambio climático están teniendo una gran importancia a nivel del

planeta. La quema del metano que se produce en los depósitos de residuos se ha identificado como una de las maneras más efectivas en términos de coste para obtener reducciones en las emisiones globales de metano. Debido a que el metano es 15 veces más activo que el dióxido de carbono en la retención de las radiaciones infrarrojas causantes del fenómeno del calentamiento global, el quemar el metano que se produce es una práctica cada vez más extendida en los países desarrollados. Esta práctica, a su vez, controla la emisiones de los COV's y hace asequible la obtención de la energía necesaria para la evaporación del lixiviado.

La simplicidad tecnológica de los equipos es otra baza a favor de esta tecnología, con el consecuente abaratamiento de los costes de implantación, en comparación con otras tecnologías disponibles. Tampoco se debe olvidar que esta tecnología tiene, en ciertos casos, algunos problemas operativos similares a los que aparecen en otras tecnologías citadas anteriormente, como son la formación de espumas por la turbulencia que se genera en el proceso, la incrustación de precipitados en el sistema y el arrastre de COV's. Cuando los lixiviados son jóvenes, con altas concentraciones de ácidos grasos volátiles y de amoníaco, dependiendo del pH al que se realiza la evaporación, los compuestos pueden ser arrastrados junto al vapor de agua que se produce. Hay tecnologías disponibles en el mercado que realizan ajustes de pH para minimizar el arrastre de los ácidos y/o del amoníaco, incluso durante el propio proceso de evaporación (Marks et al. 2006).

Otras tecnologías se plantean como sistemas de evaporación múltiple, controlando en una etapa las emisiones de amoníaco y en otra las emisiones de ácidos grasos.



Imagen 13.- Plantas de evaporación múltiple.

Donde no se tienen instalaciones de aprovechamiento de gas y en zonas de altas temperaturas y poca precipitación es posible evaporar el lixiviado aprovechando la superficie del propio vertedero, como puede apreciarse en la imagen 14.



Imagen 14.- Evaporación natural.

3.2.- Procesos físico-químicos

Después de un tratamiento biológico, los valores de DQO y AOX se mantendrán todavía relativamente altos, por lo que se desarrollaron las etapas de tratamiento físico-químicos como métodos de tratamientos alternativos o adicionales. Estos procesos físico-químicos se utilizan como tratamiento previo o como tratamiento total de los lixiviados, sobre todo para la eliminación de compuestos de alto peso molecular. Algunos de ellos se limitan sólo a la modificación del pH (Quintal, 2006), para preparar al lixiviado para tratamientos posteriores. En muchos casos, el pre-tratamiento del lixiviado mediante una precipitación-coagulación supone una reducción del nitrógeno amoniacal y un incremento en la eliminación de la materia orgánica en el tratamiento biológico posterior (Schiopu & Gavrilescu, 2010).

Los procesos pueden incluir (Tatsi et al. 2003; Ince, 1998):

- Floculación / Precipitación
- Adsorción
- Procesos electrolíticos
- Oxidación química
- Intercambio Iónico

Las limitaciones de los procesos físico – químicos que se van a describir conducen a aplicar tecnologías basadas en procesos biológicos, debido a que los microorganismos tienen la capacidad de adaptarse a multitud de agentes contaminantes, tanto orgánicos como inorgánicos y aunque los microorganismos no pueden destruir los metales pesados, si pueden influir en su movilidad en el medio ambiente, modificando sus características físicas y/o químicas. Según Vargas (2005), estudios llevados a cabo sobre descontaminación de fluidos mediante microorganismos revelan que los metales pesados presentan gran afinidad por los flóculos microbianos, adhiriéndose a estos en cortos periodos de tiempo.

3.2.1.- Floculación / precipitación / flotación

Es una técnica relativamente simple, que se puede aplicar especialmente para el tratamiento de lixiviados de vertedero de más edad, estabilizados, con tasas más altas de DBO / DQO (Qasim et al. 1994; Amokrane et al. 1997). Si este tratamiento se aplica en la fase metanogénica reduce las concentraciones de DQO y AOX, aunque sin llegar a los valores requeridos (Jurgen-Ehrig, 1989).

El proceso puede implicar coagulantes tradicionales (de aluminio, de magnesio, sales de hierro, floculantes polímeros, etc.). Al final de la investigación de Valencia (Valencia et al. 2007) se demostró que el tipo de tratamiento propuesto, coagulación-floculación-sedimentación a escala de laboratorio y utilizando como coagulante cloruro férrico (FeCl_3) es una opción viable y acertada para lixiviados viejos, y que el pH de coagulación juega un papel importante, siendo los pH ácidos los más efectivos (pH alrededor de 5). La dosificación del coagulante es el segundo parámetro en importancia, según se realice la mezcla de forma rápida o lenta.



Imagen 15.- Equipos de aditivos para un tratamiento físico - químico.

La precipitación química se usa de forma habitual para la remoción de metales pesados de efluentes inorgánicos. Se debe ajustar el pH a condiciones básicas (pH 11), y entonces los iones metálicos disueltos son convertidos a una fase sólida insoluble por una reacción química con un agente precipitante como la cal. Una de las desventajas de este método es el incremento en el contenido de sólidos disueltos del agua residual a tratar. Otra desventaja es el gran volumen de lodo a tratar que puede contener, además, compuestos tóxicos que dificulten su tratamiento y evacuación. (Kurniawan, 2006; Fu y Wang, 2010).

La coagulación – floculación seguida por la sedimentación y filtración pueden ser empleadas para tratar agua residual cargada con metales pesados. El proceso de coagulación desestabiliza las partículas coloidales por adición de un coagulante que neutraliza las fuerzas que mantienen separados a los coloides. Al incrementar el tamaño de las partículas, la coagulación es seguida por la floculación de las partículas inestables que se unen formando flóculos voluminosos (Kurniawan, 2006; Fu & Wang, 2010).



Imagen 16.- Tratamiento de coagulación – floculación- flotación.

Para la aplicación de estos métodos se han desarrollado nuevos polímeros inorgánicos, basados en Fe (II), Mg (II), Mg (II), Al (III) o sales de policloruro de aluminio (Gu et al. 2006). De esta manera, se es capaz de eliminar DQO, el color, la turbidez o metales pesados con eficiencias de entre el 20 y el 98%, dependiendo del contaminante y del tipo coagulante / floculante (Marañón et al. 2008; Tatsi et al. 2003).

Según cada investigador, se crean nuevos compuestos para su aplicación en esta metodología. De esta forma, Sang experimentó con la utilización de un nuevo floculante polimérico inorgánico, el polisulfato de aluminio, magnesio y hierro (PFMAS), optimizando las variables del proceso (dosificación de PFMAS, pH, temperatura y tiempo de sedimentación), pudiéndose alcanzar reducciones en la DQO, la DBO₅ y el color del 67%, 56% y 90%, respectivamente (Sang et al. 2008). Del mismo modo, Laines experimentó sistemas de coagulación-floculación de mezclas con proporciones variables de almidón de plátano, sulfato de aluminio y arcillas (Laines et al. 2008) con resultados satisfactorios.

También se combinan estos tratamientos con otros varios, con el fin de mejorar los resultados obtenidos. De esta manera, se ha estudiado (Ntampou et al. 2005), la combinación del proceso de coagulación/floculación con uno de ozonización, lo que ha permitido la obtención de un efluente con una carga contaminante muy por debajo de la permitida por la legislación vigente. De las posibilidades analizadas, la ozonización seguida de coagulación-floculación y coagulación-floculación seguida por la ozonización, se llegó a la conclusión de que la segunda es más eficaz que la primera para el tratamiento de lixiviados.

La flotación es empleada para separar sólidos o dispersar líquidos de una fase líquida usando finas burbujas de gas. Las burbujas se adhieren a las partículas, y la fuerza ascensional que experimenta el conjunto partícula - burbuja de aire hace que suban hasta la superficie del líquido. En la superficie se acumulan y pueden ser eliminadas como lodo. La flotación por aire disuelto es el método

más comúnmente usado para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales (Kurniawan, 2006; Fu y Wang, 2010).

Sin embargo, este tratamiento presenta algunas desventajas: se produce un volumen de lodos consistente y se puede observar un aumento de la concentración de aluminio o hierro en la fase líquida (Silva et al. 2004).

3.2.2.- Adsorción

El proceso de adsorción puede describirse como la transferencia de un soluto en un gas o líquido (adsorbato) hacia la superficie de un sólido (adsorbente) en donde el soluto es retenido como resultado de atracciones intermoleculares con las moléculas sólidas (Méndez et al. 2002). Como regla general, los solutos más fáciles para adherirse son los compuestos más complejos, molecularmente hablando, y el sólido más usado es el carbón activado (Noll et al. 1992; Cheremisinoff & Ellesbush, 1978; La Grega et al. 1994). En el proceso de adsorción, se tiende a alcanzar un equilibrio entre la concentración del sustrato y la cantidad de sustancia retenida.

El proceso de adsorción se utiliza como una etapa del proceso químico-físico-biológico para integrarse en el tratamiento de lixiviados de vertedero (Geenens et al. 2001), o simultáneamente con un proceso biológico (Kargi & Pamukoglu, 2003).

Al igual que la vaporización es un proceso costoso y la capacidad de adsorción está en función del valor de efluente de DQO. No es efectivo para la remoción de ácidos grasos volátiles por las largas cadenas moleculares (Jurgen-Ehrig, 1989).

El material adsorbente más usado es el carbón activado, granular o en polvo. Debido a su gran superficie, alta capacidad de adsorción y reactividad de la superficie, la adsorción con carbón activado puede eliminar metales tales como Ni, Cr, Cd, Cu y Zn de un efluente inorgánico (Kurniawan, 2006; Fu & Wang, 2010). La adsorción de carbono permite quitar el 50-70% de la DQO y del nitrógeno

amoniacal (Amokrane et al. 1997). En consecuencia, el objetivo de la adsorción con carbón activado es, por un lado, asegurar la completa eliminación de metales tóxicos u orgánicos, AOXs y PCB, policlorobifenilos o bifenilos policlorados, y por otro, dar apoyo a microorganismos.



Imagen 17.- Filtros de carbón activado.

Otros materiales se han probado como adsorbentes, dando resultados parecidos a los obtenidos con el carbón activado. Estos son zeolita, vermiculita, illita, keolinita, alúmina activada y cenizas obtenidas del fondo de incineradoras de residuos municipales (Amokrane et al. 1997).

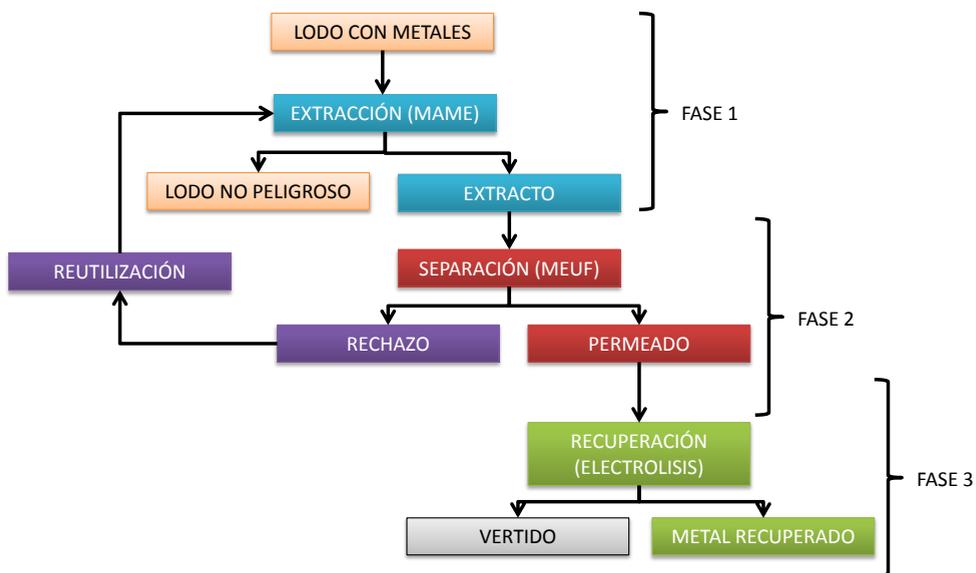
3.2.3.- Procesos electrolíticos

Entre las técnicas de tratamiento electroquímicas se encuentran la electrodiálisis, electrolisis de membrana y precipitación electroquímica.

La electrodiálisis es una separación de membranas en la cual las especies ionizadas en la solución son pasadas a través de una membrana semipermeable selectiva de iones por aplicación de un potencial eléctrico. Las membranas son láminas delgadas de materiales plásticos con características aniónicas o catiónicas. Algunas investigaciones indican que la electrodiálisis no es efectiva

para tratar efluentes inorgánicos con una concentración de metales mayor a 1000 mg/l. Esto sugiere que la electrodiálisis es más adecuada para una concentración de metales pesados menor a 20 mg/l (Kurniawan, 2006).

La electrolisis de membrana, es un proceso químico impulsado por un potencial electrolítico, también puede ser aplicado para remover impurezas metálicas de las aguas residuales de acabado de metales. Este método puede ser empleado para tratar aguas residuales con una concentración de metales mayor a 2000 mg/l o inferior a 10 mg/l.



Nota: MAME: Extracción micelar asistida por microondas.
 MEUF: Separación por ultrafiltración.

Figura 20.- Esquema del proceso de recuperación de metales en lodos de depuradora mediante electrolisis de membrana (Unidad de Ingeniería medioambiental de AIMME y la Universidad Católica de Valencia).

Para maximizar la remoción de metales pesados de aguas residuales contaminadas, el potencial eléctrico ha sido utilizado para modificar la precipitación química convencional. En general, los procesos de precipitación electroquímica pueden tratar efluentes inorgánicos con concentraciones de metales mayores que 2000 mg/l (Fu & Wang, 2010).



Imagen 18.- Cátodo para precipitación electroquímica.

Pueden reducir considerablemente la DQO y $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (Chiang et al. 2001; Wiszniowski et al. 2006).

3.2.4.- Oxidación química

La oxidación química se emplea fundamentalmente para el tratamiento de aguas residuales que contienen sustancias solubles no biodegradables y / o tóxicos orgánicos (Marco et al. 1997). En este caso, los oxidantes comúnmente más usados, como el cloro, el ozono, el permanganato potásico o el clorhidrato de calcio dan como resultado la eliminación de un 20-50 % del valor de DQO (Amokrane et al. 1997). La mayoría de los procesos están basados en la reacción directa de oxidante (O_3 selectivo) con contaminantes o por medio de radicales hidroxilo generados (OH). Sin embargo, los

Procesos de Oxidación Avanzada (POA) han sido propuestos en los últimos años como una alternativa eficaz para la mineralización de los compuestos orgánicos recalcitrantes en los lixiviados. El propósito principal de los POA es mejorar la eficacia de oxidación química mediante el aumento de la generación de radicales hidroxilo. La mayoría de ellos, excepto la sencilla ozonización (O_3), utilizan una combinación de oxidantes fuertes, por ejemplo O_3 y H_2O_2 , la irradiación con rayos Ultra- violeta (UV), ultrasonidos, haz de electrones (EB) y catalizadores (Huang et al. 1993; Wang et al. 2003).

En ellos se suele combinar la adición de reactivos oxidantes, como el reactivo Fenton, con procesos de ozonización o de radiación ultravioleta (Marañón, 2004; Lopes & Peralta, 2005) lo que permite eliminar del lixiviado DQO, COT y compuestos refractarios, tales como los compuestos organohalogenados, que pueden permanecer después de un tratamiento biológico o que puede ser la forma dominante del COD del lixiviado de un vertedero viejo. Los resultados obtenidos en los trabajos llevados a cabo sobre este tipo de tratamiento permiten considerar los procesos de oxidación avanzada como un tratamiento de alto potencial para la eliminación de compuestos refractarios presentes en los lixiviados.



Imagen 19.- Reactor Fenton.

Cuando la oxidación con ozono se ha estudiado como un solo proceso, no es muy eficaz. Debido a la complejidad del lixiviado, se requieren dosis de ozono altas y la reacción toma un tiempo largo. En cambio, en combinación con otros métodos (biológico, coagulación), el ozono incrementa la eficiencia de tratamiento de DQO del 54% al 94% (Orta et al, 2003).

3.2.5.- Intercambio iónico

El intercambio iónico es un intercambio reversible de iones entre las fases sólida y líquida donde hay cambio permanente en la estructura del sólido. Una sustancia insoluble remueve iones de una solución electrolítica y libera otros iones de igual carga en una cantidad químicamente equivalente sin ningún cambio estructural en la resina. El intercambio iónico también se puede utilizar para recuperar valiosos metales pesados de efluentes inorgánicos. (Kurniawan, 2006; Fu & Wang, 2010). Después de separar la resina cargada, el metal se recupera en una forma más concentrada por elución con los reactivos adecuados. Este tratamiento es capaz de eliminar eficazmente las trazas de impurezas metálicas para satisfacer las cada vez más estrictas normas de los países desarrollados (Fettig, 1999).



Imagen 20.- Instalación de intercambio iónico y resina.

La eliminación de amoníaco de los lixiviados de vertedero por el intercambio iónico se ha comparado con la ozonización (Lin & Wu,

1996). Es un procedimiento económicamente poco atractivo, debido al alto costo operacional, por lo que su uso no está muy extendido.

3.3.- Sistemas de filtración avanzada

Finalmente, el tratamiento de lixiviados se ha visto impulsado en gran medida por nuevas tecnologías que se están implantando en el tratamiento de aguas, por ejemplo con la utilización de membranas, una tecnología de rápido desarrollo en la última década.

En la literatura técnica se encuentran aplicaciones de la microfiltración (MF) (Piatkiewicz et al, 2001), la ultrafiltración (UF) (Syzdek & Ahlert, 1984; Tabet et al. 2002), la nanofiltración (NF) (Peters, 1998; Trebouet et al. 2001), la ósmosis inversa (RO) (Peters, 1993) y la ósmosis directa (DO) al tratamiento de los lixiviados, bien sea de manera directa, o acoplada a otro tipo de proceso de tratamiento, normalmente biológico. De este modo, se observa que tanto la microfiltración como la ultrafiltración se han acoplado a procesos biológicos de tratamiento aerobio, reemplazando los sedimentadores, tanto para la remoción de DBO, como para la nitrificación del amoníaco. También hay numerosos reportes de la aplicación en serie de procesos de ósmosis inversa con procesos de precipitación-cristalización y nanofiltración para la remoción de sustancias precipitables de lixiviados con alto contenido de sólidos disueltos inorgánicos (Rautenbach & Mellis, 1994).

Estas tecnologías resultan eficaces en la eliminación de la materia orgánica, sólidos en suspensión, así como iones metálicos, aunque presentan el inconveniente del ensuciamiento de las membranas, la cual disminuye la eficacia de los biorreactores de membrana (Insel et al. 2013; Li et al. 2010).

La diferencia entre todas ellas se basa, fundamentalmente, en la apertura del hueco de la membrana y la presión a la que se somete el lixiviado para que pase por ese hueco. Así tendremos bajas presiones en la filtración avanzada, que se irá incrementando en la ultrafiltración y nanofiltración, hasta llegar a la ósmosis inversa.

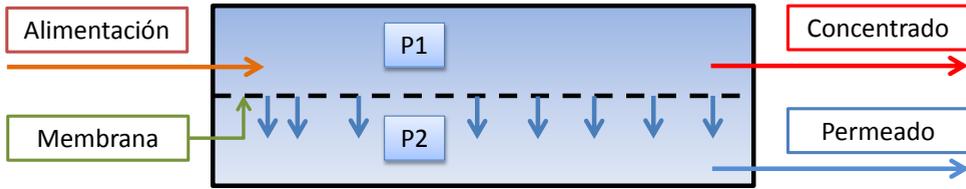


Figura 21.- Esquema del proceso de filtración avanzada.

La microfiltración se usa básicamente como una filtración previa a otras etapas de filtración, ya que elimina los componentes de mayor peso molecular y evita que éstos ensucien las membranas de la ósmosis inversa. También se está empleando como última etapa del proceso (Syzdek & Ahlert, 1984).



Imagen 20.- Instalación de ultrafiltración.

Debido a sus propiedades únicas entre la ultrafiltración y la ósmosis inversa, la nanofiltración ha encontrado un lugar en la

eliminación de compuestos orgánicos recalcitrantes y los metales pesados de lixiviados de vertedero (Ozturk et al. 2003). Este proceso de tratamiento tiene la capacidad para eliminar las partículas con un peso molecular mayor que 300Da así como sustancias inorgánicas a través de interacciones electrostáticas entre los iones y las membranas. La importancia de esta membrana se encuentra en sus cargas de superficie, que permiten a los solutos de menor carga que los poros de la membrana ser rechazadas, junto con solutos y sales neutras más grandes. La ventaja de utilizar una membrana NF es que requiere presiones de operación más bajas (entre 350 y 1000 kPa), tiene flujos más altos que las membranas de ósmosis inversa, y tiene mejor retención que una membrana de ultrafiltración (Li et al. 2010).

Debido a su implantación generalizada, se hace aquí una mención especial a la ósmosis inversa.

3.3.1.- Ósmosis inversa

La ósmosis inversa es una técnica de alta presión, energéticamente eficiente, para la deshidratación de corrientes de proceso, concentrándose sustancias en solución de bajo peso molecular o aguas residuales de purificación. Tiene la capacidad de concentrar todos los sólidos disueltos y suspendidos, por lo que el permeado contiene una concentración muy baja de estos componentes (Linde et al. 1995). El coeficiente de rechazo a que se refiere el parámetro DQO y de concentraciones de metales pesados es superior a 98 y 99 %, respectivamente (Ushikoshi et al. 2002).

No se emplea como tratamiento independiente, ya que requiere de una combinación de operaciones y procesos anteriores para lograr resultados adecuados (Jurgen-Ehrig, 1989). Así, por ejemplo, cuando el lixiviado se encuentra en la fase acética es necesario un pretratamiento biológico. La osmosis inversa en combinación con la vaporización obtiene mejores eficiencias. Puede combinarse también en combinación con la floculación y con la adsorción.



Imagen 21.- Instalación de ósmosis inversa.

La tecnología reporta unos excelentes rendimientos en la remoción de la mayoría de los contaminantes, observándose igualmente que funcionan estupendamente con concentraciones de DBO relativamente bajas, menores a 1000 mg/l, es decir, con lixiviados viejos, o lixiviados que han pasado por un pretratamiento previo. Como se ha mencionado antes repetidamente, estas concentraciones se encuentran en lixiviados que provienen de vertederos maduros y, fundamentalmente, en países desarrollados. En los países en vías de desarrollo o en lixiviados jóvenes se alcanzan entre 10 y 40 veces más concentración que la de los mencionados anteriormente. Se puede estar hablando del orden de las decenas de miles de miligramos por litro, por lo que se debe tener precaución en la aplicación de esta tecnología, de manera

directa, a lixiviados jóvenes, especialmente de aquellos que se encuentran en los países en desarrollo.

Otra gran ventaja que posee la tecnología de ósmosis inversa es el bajo consumo energético que requiere, comparándola con otras tecnologías antes mencionadas, como la oxidación biológica o la evaporación.

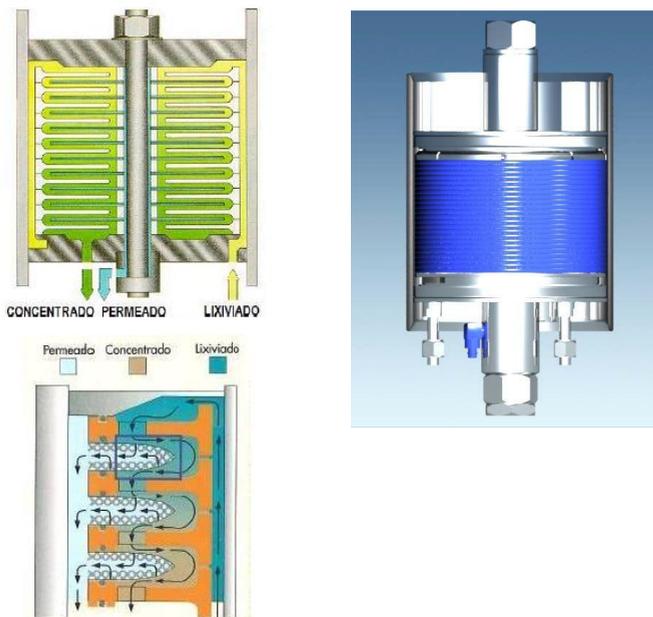


Imagen 22.- Membranas para ósmosis inversa.

Sin embargo, dos cuestiones han sido identificadas como los principales inconvenientes para la implementación de procesos de membrana impulsados por presión y, en particular, de la ósmosis inversa. El ensuciamiento de la membrana (que requiere un amplio tratamiento previo o la limpieza química de las membranas, lo que acorta la vida útil de las mismas y disminuye la productividad del proceso) y la generación de gran volumen de concentrado (que es inutilizable y tiene que ser tratado o eliminado). En la década de 1990, la mejora constante de la tecnología de membranas y la lucha

por la recuperación de agua en el tratamiento de los lixiviados de vertedero, dio como resultado en el desarrollo de sistemas de ósmosis inversa con presiones transmembrana de 120 y 200 bar. Además, un proceso de adaptación permite reducir ciertas fracciones de sal por precipitación controlada, lo que significa un aumento de la recuperación de permeado de aproximadamente 80-90 % con un factor de concentración de 10 y una reducción del volumen de concentrado (Linde et al. 1995). En la terminología de las membranas se denomina el permeado lo que pasa la membrana y el concentrado lo que queda retenido.

También se pueden dar problemas de colmatación asociados a la precipitación del calcio y el hierro en las membranas, lo que obligaría a la incorporación de sistemas de pretratamiento que minimicen estos efectos. Suele ser frecuente la aplicación de sustancias químicas que modifiquen las condiciones bajo las cuales ocurre la precipitación (pretratamiento físico-químico) y la incorporación de otros procesos, como la osmosis directa o la precipitación-cristalización. Para optimizar el proceso de tratamiento se hace imprescindible el funcionamiento en serie de varios sistemas de ósmosis inversa, sobre todo con lixiviados jóvenes, con alta concentración de DBO.

La operación y mantenimiento de estos sistemas obligan a la necesidad de hacer continuos lavados, retrolavados, limpiezas y reemplazos de las membranas, lo que implica un aumento del coste de operación y mantenimiento, que debe tenerse en cuenta en el momento de seleccionar la tecnología.

3.4.- Consideraciones finales

Hay que tener en cuenta que, en algunos casos, el tratamiento de lixiviado dio como resultado el aumento de problemas de funcionamiento en otros aspectos no estrictamente relacionados con el tratamiento de las aguas residuales. La selección del proceso de tratamiento adecuado no sólo debe incluir el cumplimiento de los valores límite de efluentes y los costes de operación y

mantenimiento, sino también la producción de residuos que tienen que ser tratados o eliminados en procesos posteriores, teniendo en cuenta que, algunos de ellos, son considerados residuos peligrosos, como, por ejemplo, el concentrado final tras un proceso de ósmosis inversa en etapas sucesivas (Zhang et al. 2013).

A continuación se presenta la Tabla 13, que resume la idoneidad de los principales tratamientos, según la edad de los lixiviados (Abbas et al. 2009).

Tabla 13.- Efectividad de los principales tratamientos de depuración de lixiviados, según la edad de los mismos (Abbas et al. 2009)

Tipo de tratamiento	Edad del Lixiviado			Objetivo de la eliminación	Observaciones
	Joven	Medio	Maduro		
Channeling					
Tratamiento combinado con EDAR municipales	Bueno	Justo	Malo	Remoción de Sólidos Suspendidos	Exceso de biomasa y nutrientes
Recirculación	Bueno	Justo	Malo	Mejorar la calidad del lixiviado	Barato y de baja eficiencia
Tratamientos Biológicos					
Procesos Aeróbicos	Bueno	Justo	Malo	Remoción de Sólidos Suspendidos	Dificultado por el compuesto refractario Exceso de biomasa
Procesos Anaeróbicos	Bueno	Justo	Malo	Remoción de Sólidos Suspendidos	Dificultado por el compuesto refractario Tiempo de Retención Elevado. Produce biogás

Tabla 13 (Cont.).- Efectividad de los principales tratamientos de depuración de lixiviados, según la edad de los mismos (Abbas et al. 2009)

Tipo de tratamiento	Edad del Lixiviado			Objetivo de la eliminación	Observaciones
	Joven	Medio	Maduro		
Tratamientos Físico-Químicos					
Coagulación/ Floculación	Malo	Justo	Justo	Metales Pesados y Sólidos Suspendidos	Alta producción de lodos (consecuente vertido)
Precipitación Química	Malo	Justo	Malo	Metales Pesados y NH ₃ -N	Alta producción de lodos (consecuente vertido)
Adsorción	Malo	Justo	Bueno	Compuestos Orgánicos	Ensuciamiento de carbono puede ser un problema y el material de adsorción es costoso
Oxidación	Malo	Justo	Justo	Compuestos Orgánicos	O ₃ Residual
Stripping	Malo	Justo	Justo	NH ₃ -N	Requiere otros equipos para el control del aire contaminado
Intercambio Iónico	Bueno	Bueno	Bueno	Disolución de Compuestos, cationes /aniones	Usado como fase de limpieza después de un tratamiento biológico. Costes altos

Tabla 13 (Cont.).- Efectividad de los principales tratamientos de depuración de lixiviados, según la edad de los mismos (Abbas et al. 2009)

Tipo de tratamiento	Edad del Lixiviado			Objetivo de la eliminación	Observaciones
	Joven	Medio	Maduro		
Filtración por Membranas					
Microfiltración	Malo	-	-	Sólidos Suspendedos	Usado después de la precipitación de los metales Tratamiento costoso.
Ultrafiltración	Malo	-	-	Compuestos de Alto Peso Molecular	Limitada aplicabilidad debido al ensuciamiento de la membrana
Nanofiltración	Bueno	Bueno	Bueno	Sulfatos, Sales e Iones Resistentes	Tratamiento costoso Requiere menos presión que la Ósmosis Inversa
Ósmosis Inversa	Bueno	Bueno	Bueno	Compuestos Orgánicos e Inorgánicos	Tratamiento costoso Requiere Pretratamientos

A su vez, a continuación se recogen tres tablas (tablas 14, 15 y 16) con comparaciones entre tipologías de tratamientos de lixiviados, desde diversos puntos de vista, como son la problemática de los mismos, la complejidad y el rendimiento del tratamiento (Giraldo, 2001).

Respecto a los costes de operación, se adjuntan dos tablas (tablas 17 y 18) que recogen datos recogidos por Giraldo en 2001 y por Heyer y Stegmann en 1994 (Heyer & Stegmann, 2005).

Tabla 14.- Comparación entre tecnologías para el tratamiento de lixiviados según su problemática (Giraldo, 2001).

Problemas con	Tecnología						
	AERO-BIO	ANAE-ROBIO	EVAPORACIÓN	RECIRCULACIÓN	MEMBRANAS	SISTEMAS NATURALES	TRATAMIENTO EN PTAR
Formación de Precipitados	++	+++	+	++	+++	+	No
Toxicidad a los microorganismos	++	++	No	No	No (1)	+	Potencial
Formación de espumas	+++	+	++	+ (1)	Variable (2)	No	Baja
Emisión de COV	+++	+	++	+	Variable (2)	+	Baja
Sensibilidad a variaciones de caudal	++	++	+	+	+	No	No
Producción y manejo de lodos	+++	+	+	No	+		No
Requerimientos de área	Baja	Baja	Muy baja	Baja	Baja	Alta	No

(1) Pueden formarse en los tanques de almacenamiento

(2) Si los sistemas son aerobios, la problemática puede ser alta.

(+) Una cruz significa como afecta negativamente la característica al proceso en cuestión. Cuantas más cruces más negativamente lo afecta.

Tabla 15.- Comparación entre tecnologías para el tratamiento de lixiviados, desde el punto de vista de su complejidad tecnológica (Giraldo, 2001).

Problemas con	Tecnología						
	AERO-BIO	ANAE-ROBIO	EVAPORACIÓN	RECIRCULACIÓN	MEMBRANAS	SISTEMAS NATURALES	TRATAMIENTO EN PTAR
Necesidad de aditivos químicos	+++ (1)	+++ (1)	++ (2)	-	+++ (1)	-	-
Necesidad de aditivos operacionales (v. gr. membranas)	++	+	+	+	+++	-	-
Necesidad de suministro de partes	++	-	+	+	+++	-	+
Suministro de energía eléctrica	+++	+ (4)	- (5)	+	+++	+ (3)	+
Complejidad operacional	+++	+	++	+	+++	-	-

(1) Requiere un extenso pretratamiento

(2) Puede requerir pretratamiento, algunos sistemas usan sustancias para control de pH, espumas.

(3) Puede requerir si hay necesidad de bombear el lixiviado. Usualmente no requiere.

(4) Puede requerir en el sistema de pretratamiento

(5) Puede llegar a ser autosuficiente. Algunas tecnologías así están diseñadas.

Tabla 16.- Comparación entre tecnologías para el tratamiento de lixiviados, desde el punto de vista del rendimiento en la remoción de contaminantes (Giraldo, 2001).

Problemas con	Tecnología						
	AERO-BIO	ANAE-ROBIO	EVAPORACIÓN	RECIRCULACIÓN	MEMBRANAS	SISTEMAS NATURALES	TRATAMIENTO EN PTAR
Demanda Bioquímica de Oxígeno	Muy altos	Altos	Muy altos	Intermedios	Muy altos	Muy altos	Muy altos
Nutrientes	Altos (1)	Muy bajos	Muy altos	Bajos	No (1)	No	Variables (4)
Metales	Intermedios (2)	Altos	Muy altos	Intermedios	Altos	Altos	Altos
Compuestos Orgánicos Volátiles (COV)	Altos (3)	+	Muy altos	+	No (1)	+	Variables (5)
Patógenos	Bajos	Bajos	Muy altos	Bajos	Muy altos	Variables(4)	Variables(4)

(1) Pueden ser altos o bajos dependiendo del diseño

(2) Cuando hay pretratamiento pueden tener remociones muy altas

(3) La remoción se hace por arrastre en el tanque de aireación. Este genera problemas d impacto ambiental

(4) Puede ser muy altos si así se requiere

(5) Puede generar problemas en las conducciones

Tabla 17.- Coste y consumo energético de diversas combinaciones de tratamientos de lixiviados (Giraldo, 2001).

Combinación de Tratamientos	COSTE (US\$/m ³)
Proceso aeróbico con remoción de nitrógeno	20
Ósmosis Inversa en dos etapas	7 - 10
Proceso Biológico + Carbón Activado + Precipitación	25 - 35
Proceso biológico + Ósmosis Inversa + Evaporación del Concentrado	35 - 40
Evaporación	5
Humedales	1
CONSUMO ENERGÉTICO (Kwh / m ³)	
Ósmosis Inversa - Nanofiltración	8,5
Evaporación al vacío	12

Tabla 18.- Estimaciones de coste para distintas combinaciones de tratamiento de lixiviado en relación con su capacidad (Heyer & Stegmann, 2005)

Combinación de Tratamientos	Coste (€ / m ³)	
	Pequeña Capacidad (< 10m ³ /h)	Alta Capacidad (> 10m ³ /h)
Biológico + Membranas	9 - 30	7 - 15
Biológico + Oxidación Química	12 - 50	9 - 30
Biológico + Filtración por Carbón Activado	2 - 25	1 - 10
Biológico + Flocculación / Precipitación	2 - 30	2 - 15
Biológico + Ósmosis Inversa	5 - 25	2 - 7
Evaporación	6 - 24	

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA PROPUESTA

CAPÍTULO 4.- METODOLOGÍA PROPUESTA

Como se ha mencionado en la introducción, esta tesis presenta un sistema experto para seleccionar el procedimiento óptimo para el tratamiento y depuración de los lixiviados de plantas de residuos. En función de las características específicas de cada uno de los lixiviados, la capacidad de la planta, las tecnologías aplicadas y los límites legales de la descarga de desechos final resultante (Ritzkowski & Stegmann 2012), existe una variedad de criterios que se pueden utilizar para poder diseñar una elección eficaz, económica y medioambientalmente sostenible de entre todas las soluciones técnicas que están a disposición de los técnicos.

La metodología propuesta es un procedimiento de toma de decisiones estructurado, capaz de tratar con criterios tangibles e intangibles, con el fin de llegar a un consenso para elegir qué solución técnica es la más adecuada. El método propuesto proporciona un marco en el que las decisiones se pueden tomar de manera eficiente para los problemas complejos, aprovechando los procesos naturales de la toma de decisiones.

El sistema experto propuesto es un método híbrido que combina el Proceso de Jerarquía Analítica (Analytic Hierarchy Process, AHP) con el método Delphi y la técnica VIKOR. De este modo, se empleará la técnica Delphi durante las fases de obtención de datos, por consulta a expertos en el tema que nos ocupa, el método AHP para la ponderación de los pesos de los diferentes criterios y con el método VIKOR se evaluarán las alternativas propuestas.

Además, se va a aprovechar una de las ventajas importantes que presenta el AHP, como es la posibilidad de efectuar análisis de sensibilidad muy potentes, con el objetivo de localizar posibles modificaciones en la ordenación de las alternativas ante variaciones en los pesos relativos de los criterios elegidos. El análisis de sensibilidad y los mismos resultados parciales de cada grupo de actores se convierten ahora en potenciales escenarios susceptibles de ser analizados. El análisis de sensibilidad identifica qué pesos de

la comparación entre pares son los más sensibles también a la decisión final. Estos pesos son los que deben ser asignados con la mayor exactitud y los resultados de AHP deberían ser calificados según las referencias a estas altas sensibilidades.

Se puede representar el proceso elegido en las siguientes figuras (figuras 22 a 26).

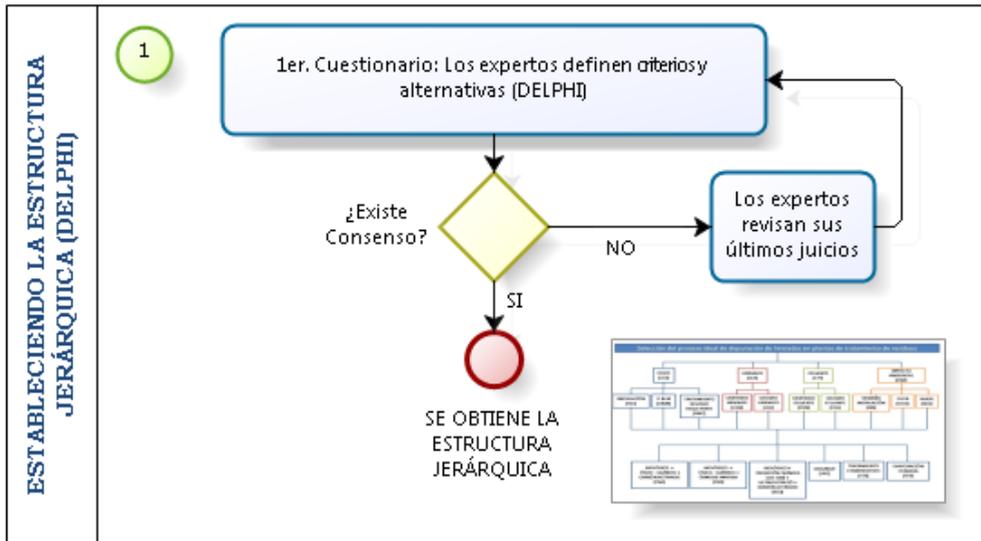


Figura 22.- Metodología propuesta. Fase 1.

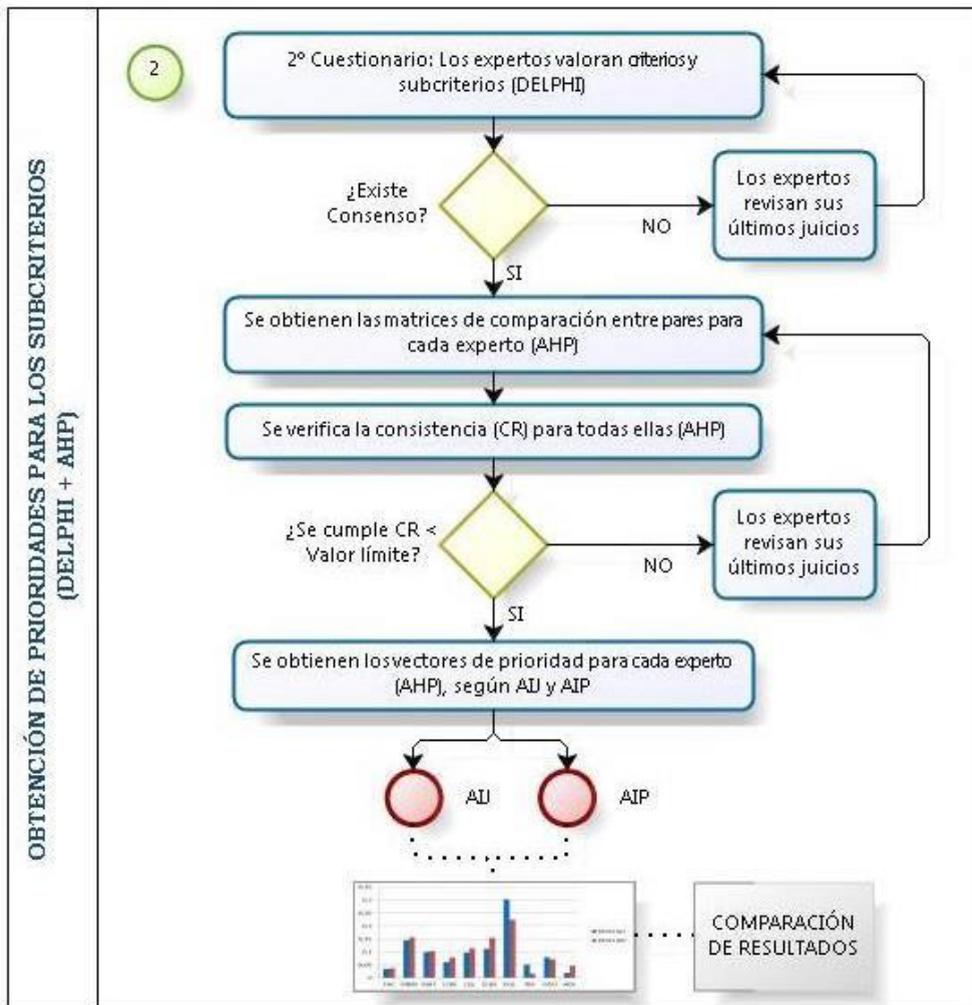


Figura 23.- Metodología propuesta. Fase 2.

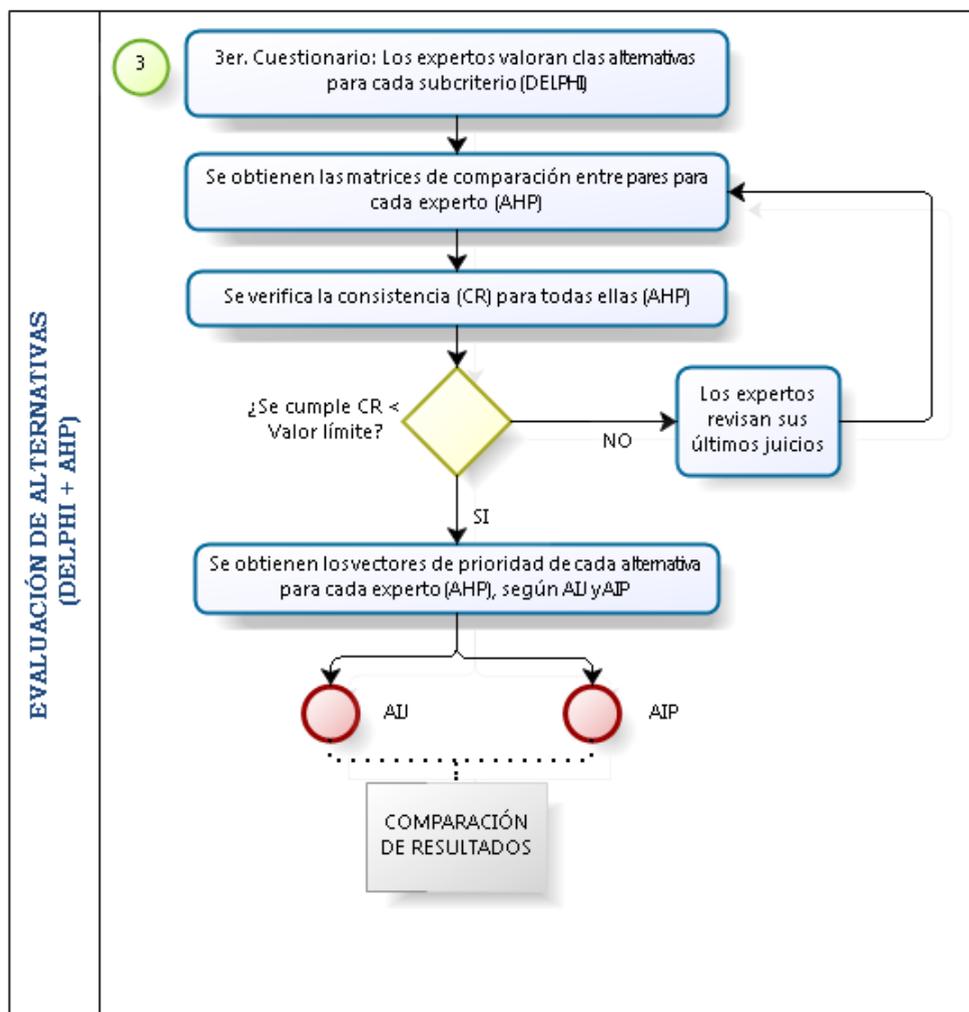


Figura 24.- Metodología propuesta. Fase 3.

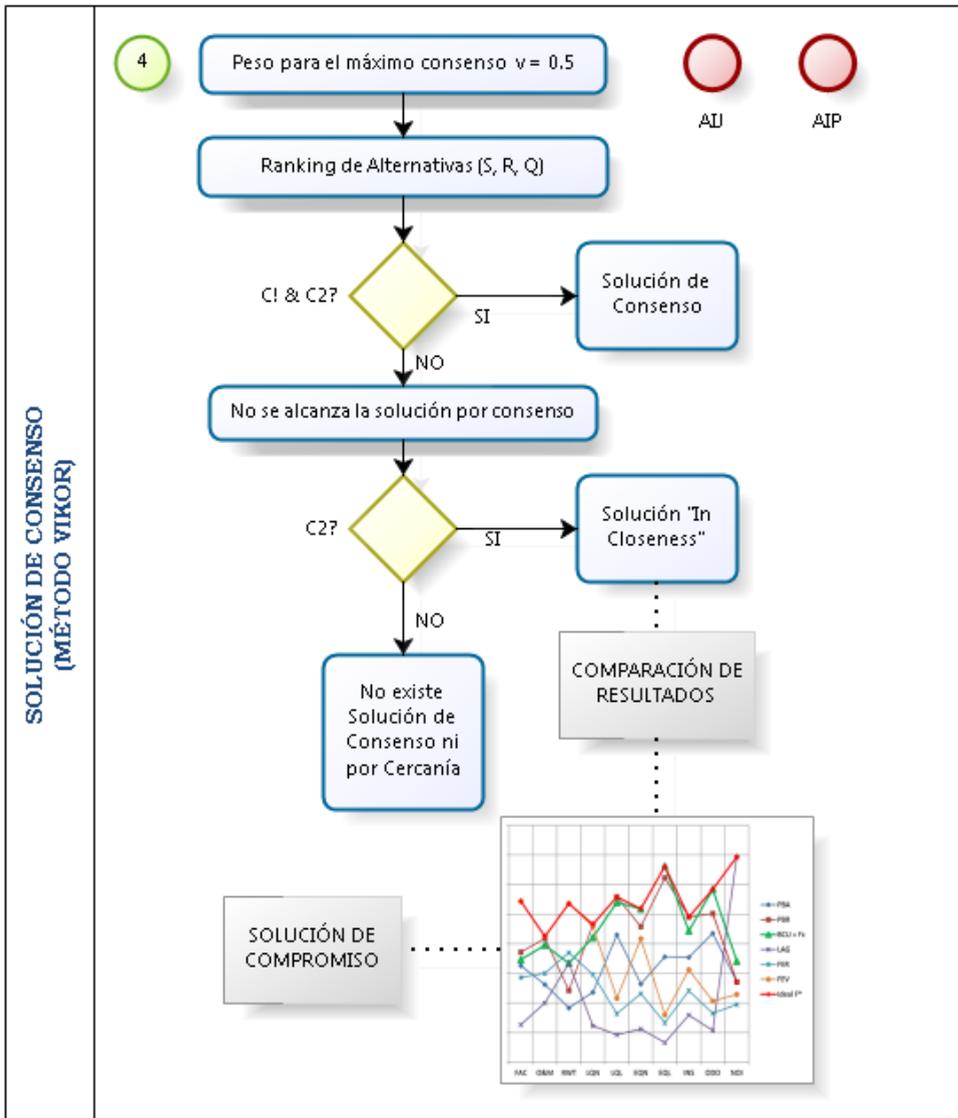


Figura 25.- Metodología propuesta. Fase 4.

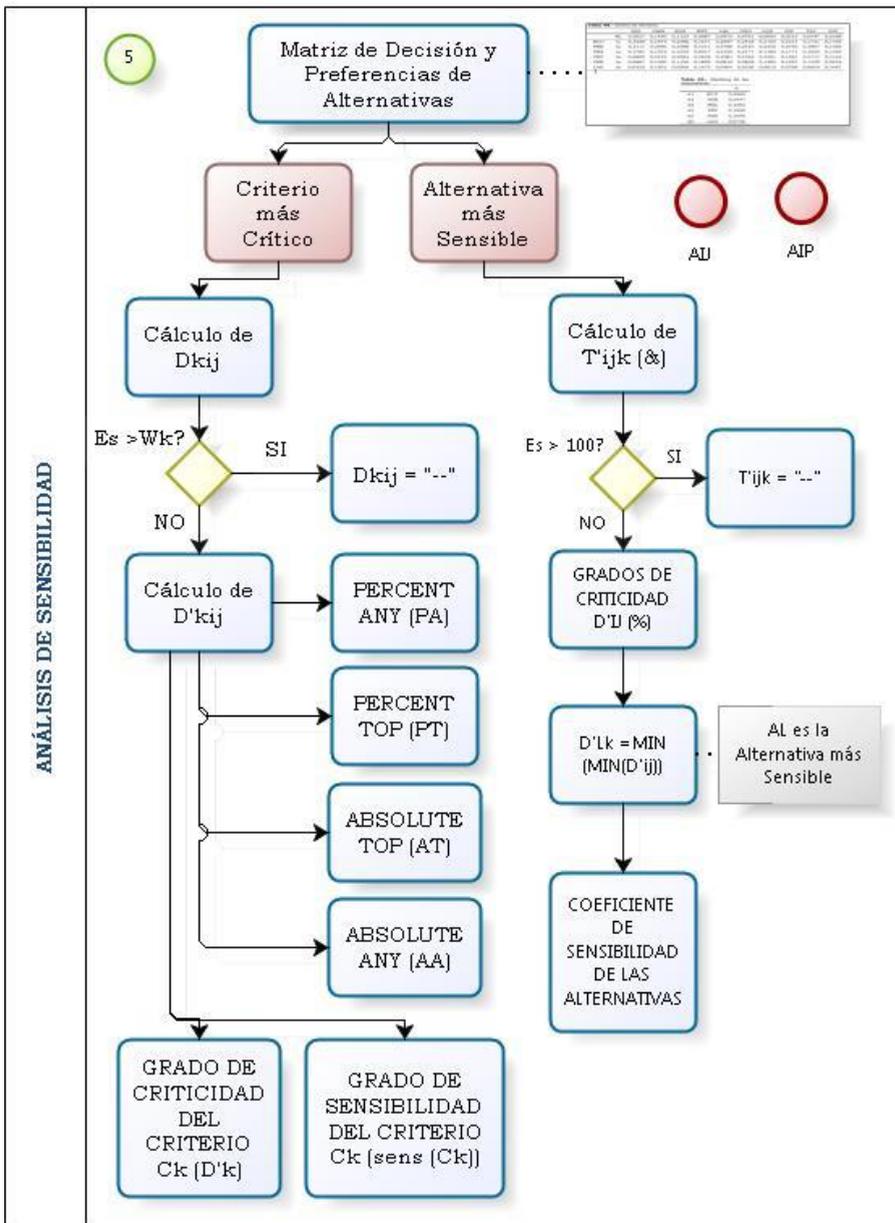


Figura 26.- Metodología propuesta. Fase 5.

4.1.- Método Delphi

El método Delphi es una técnica de investigación social, cuyo objeto es obtener una opinión fiable de un grupo de expertos, con el fin de resolver un problema del que se carece de información precisa, mediante la estructuración de la comunicación entre los miembros del grupo y la integración de sus aportaciones (Linstone & Turoff, 1975). El método Delphi fue desarrollado con el fin de obtener la más fiable opinión de consenso de un grupo de expertos, sometiéndolos a una serie de cuestionarios en profundidad, con una retroalimentación controlada de las opiniones vertidas.

El método nació en los años 50 con fines militares, para aplicar la opinión experta a la selección, desde un punto de vista de un planificador soviético estratégico, de un sistema de objetivos industriales estadounidense óptimo y la estimación del número de bombas atómicas necesarias para reducir la cantidad de munición disponible hasta una cierta cantidad establecida. Aun así, su uso no se extendió hasta que fue desclasificado a principios de los años 60 (Dalkey & Helmer, 1963). En ese momento, salió a la luz el primer artículo describiendo el procedimiento, pasando entonces a usarse también en ámbitos académicos y empresariales, donde ha sido un instrumento ampliamente utilizado y reconocido. La edición del libro de Linstone y Turoff sobre Delphi, en 1975, supuso un punto de inflexión, al extender el conocimiento del método a una audiencia mucho mayor (Rowe & Wright, 2011). En la actualidad, continúa siendo una herramienta válida como apoyo en los procesos de toma de decisiones (Landeta, 2006).

La técnica consiste en la realización de una serie de preguntas a un panel de expertos (por entrevista o cuestionario), en fases sucesivas, evitando la confrontación directa de esos expertos entre sí. Las preguntas, que están centradas en torno al problema central que se trata de resolver, se diseñan de forma que se pueda intentar conocer el razonamiento que cada experto hace para responder a las preguntas, los factores que considera relevantes para el problema, su propia estimación de estos factores, y la información

sobre el tipo de datos que él considera que le permitiría llegar a una mejor valoración de estos factores y, por lo tanto, a una respuesta con más confianza a la pregunta principal. Entre una ronda y otra puede aportarse información a los expertos, bien aportando datos solicitados por alguno de los expertos, o en factores o consideraciones sugeridas como potencialmente relevantes por alguno de ellos. Se hace necesario ocultar la opinión real de los encuestados cuando se pone en común con otros expertos, para no influir en la imparcialidad del experto al expresar sus opiniones. Por otra parte, con demasiada frecuencia, la confrontación directa induce la formulación apresurada de ideas preconcebidas, una inclinación a cerrar la mente a nuevas ideas, una tendencia a defender una postura, una vez tomada, o bien, una predisposición a ser influido por las opiniones persuasivamente declaradas de los demás.

Al explorar sistemáticamente los factores que influyen en el juicio de la expertos individuales, se hace posible corregir cualquier malentendido que pueda haber albergado el cuestionario acerca de los factores empíricos o supuestos teóricos subyacentes, y para llamar su atención sobre otros factores que pueden haber pasado por alto en el primer análisis de la situación. Huelga decir que debe ser ejercida una considerable discreción por los entrevistadores en los esfuerzos destinados a hacer que un experto cambie de opinión, a fin de obtener unos resultados que estén libres de cualquier sesgo por parte de los expertos encuestados.

Debida a esta retroalimentación de opiniones anónimas, conforme transcurre el proceso, es inevitable que los juicios converjan al ir profundizando en el análisis del problema. Al final del proceso, dado que las respuestas nunca serán unánimes, éstas deben ser tratadas por otros métodos (Dalkey & Helmer, 1963).

Así pues, las principales características definitorias del método Delphi, son (Landeta & Barrutia, 2011):

- 1) Proceso iterativo. Los expertos que toman parte en un proceso Delphi deben emitir su opinión en más de una ocasión. Esta forma de proceder ofrece al experto la posibilidad de reflexionar y, en su caso, reconsiderar su postura, debido a la aparición de nuevos planteamientos propios o ajenos (la dispersión de las respuestas se estabiliza).
- 2) Anonimato. Las respuestas se dirigen al coordinador del grupo y ningún experto debe conocer las respuestas del resto de participantes. Así se evita la influencia de factores asociados con la personalidad o estatus de los expertos.
- 3) Retroalimentación controlada. El intercambio de información entre los expertos no es libre, pero se produce a través del coordinador del estudio. Diversos experimentos han demostrado que los resultados del grupo son superiores a los individuales, gracias fundamentalmente a la interacción que en ellos se da. El Delphi mantiene y promueve esa interacción, solicitándola en cada ronda y facilitándola antes de la iniciación de la siguiente. Antes del comienzo de cada ronda los expertos conocen los resultados alcanzados en la precedente.
- 4) Respuesta estadística de grupo. Aunque se promueva el consenso, éste no es el objetivo último y no tiene porqué alcanzarse necesariamente. Puede realizarse un tratamiento cuantitativo o estadístico de las respuestas obtenidas.

Es necesario que los expertos seleccionados sean personas con alto conocimiento en la materia. Deben ser personas cuyas estimaciones sean internamente consistentes o, si no lo son y se le apercibe de ello, se muestren deseosos de corregirlas y sus probabilidades subjetivas permanecen estables mientras no aparezcan nuevas evidencias reveladoras (Helmer & Rescher, 1959). Sus conocimientos y su experiencia en el tema ayudan a identificar y establecer prioridades y contribuir con criterios adicionales.

Una importante cuestión previa a resolver es la que tiene que ver con el tamaño del grupo de encuestados. En los primeros años de la técnica Delphi se realizaron estudios empíricos por parte de los investigadores de la Corporación RAND (Research And Development), que pretendían poner de manifiesto la relación entre el tamaño del grupo de expertos y la precisión de la estimación. Estos estudios indicaron que el error en la estimación disminuye notablemente por cada experto añadido, hasta llegar a siete elementos, por lo que éste será el número mínimo de integrantes del grupo (Dalkey et al. 1969). Teóricamente las iteraciones seguirán hasta que se determine que se ha logrado el consenso, sin embargo, en la mayoría de los casos la información que necesitamos se consigue con tres iteraciones (Hsu & Sandord 2007), aún más si tenemos en cuenta que, después, esos datos serán tratados mediante otros métodos.

4.2.- Método AHP

El método AHP de análisis multicriterio es un método que puede ser usado para la selección de la mejor opción de entre otras muchas consideradas (Saaty, 1980). Se desarrolló en los años 70 por Thomas L. Saaty para resolver el tratado de reducción de armamento estratégico entre los Estados Unidos y la antigua URSS, y ha servido para multitud de problemas de todo tipo, como por ejemplo, para predecir probabilidades de innovaciones técnicas, para predecir elecciones presidenciales en EEUU o para estimar la popularidad de grupos de rock. Actualmente se está utilizando en los procesos de toma de decisiones en escenarios más o menos complejos, donde interactúan criterios tangibles e intangibles.

4.2.1.- Fundamentos

Los técnicos preferimos elegir basándonos en criterios claros, objetivos y, a ser posible, matemáticos (Haas & Meixner, 2005). No obstante, este ideal no existe, encontrándonos ante la tesitura de la selección más adecuada posible basándonos en criterios de todo tipo, tangibles e intangibles, como se ha mencionado anteriormente.

Además esta elección es totalmente subjetiva o arbitraria entre las personas que están participando del proceso.

Y esto es así porque el mundo está formado por elementos, que pudieran parecer independientes, pero que interactúan entre sí. Por ejemplo, el precio del barril de petróleo depende de la estabilidad política de una región geográfica, que a su vez depende de la inversión en armamento en la zona, que dependerá de los avances tecnológicos implementados en la innovación del mismo, que dependen de la inversión disponible en I+D+i, que depende de la marcha de la economía, que depende del precio del crudo y así sucesivamente, interviniendo multitud de factores que dificultan la predicción de los efectos que se producen alterando ciertas causas. Cuando la cantidad de causas y efectos se multiplican, nuestra mente no es capaz de analizar eficazmente las relaciones que se producen, por lo que no puede resolver rápidamente problemas complejos.

Al final, es necesario que se ordenen nuestras prioridades para lograr objetivos en el corto plazo que superen en importancia a otros muchos, llegando a compromisos a favor del bien del grupo. Pero esto depende en gran medida de la importancia subjetiva que cada uno damos a nuestros criterios o prioridades. Lo que para unos es importante, para otros no lo es tanto. Todos estamos influenciados por la opinión y los consejos de quienes nos rodean. Es difícil ponerse de acuerdo en la priorización de los objetivos y es difícil averiguar cuáles de estos problemas son susceptibles de ser estudiados con más profundidad para obtener mejor información que ayude a dilucidar si los cambios que se puedan producir en la valoración de la situación pudieran afectar en mayor o menor medida en las opiniones y los juicios. Será necesario dejar a un lado la toma de decisiones basada en pensamientos intuitivos, sobre todo cuando el problema se hace mucho más complejo, con opiniones mucho más variadas y con consecuencias más imprevisibles a largo plazo.

Pero esto no se consigue cambiando la forma de pensar, sino organizando los problemas de una forma más eficaz, de manera que se permita la interacción entre los factores pero ayudándonos a pensar de una forma sencilla. Esto es lo que consigue el proceso analítico jerárquico AHP. El método proporciona un marco en el que se pueden tomar decisiones eficaces en problemas complejos, aprovechando nuestros procesos naturales en la toma de decisiones. El método descompone una situación no estructurada y compleja en sus partes, de forma que éstas pueden ser ordenadas en un orden jerárquico, asignando valores numéricos a juicios subjetivos en la comparación entre las variables. De esta forma es posible determinar qué variables tienen mayor prioridad, para que, actuando sobre estas, se pueda influir en el resultado de la situación.

El método también estructura eficazmente el proceso de toma de decisiones en grupo, ya que establece una disciplina de funcionamiento del mismo, porque exige de cada integrante del mismo la necesidad de la asignación de un valor numérico a cada variable que interviene en el problema. Esto obliga al grupo a ser consistente en su forma de pensar y en sus conclusiones, lo que redundará en juicios más congruentes, mejorando la confianza en el método AHP como herramienta para la toma de decisiones. Saaty afirma que los seres humanos a menudo no somos criaturas lógicas. La mayor parte del tiempo basamos nuestros juicios en impresiones confusas de la realidad y luego usamos la lógica para defender nuestras conclusiones.

Hoy en día, en este mundo globalizado, las organizaciones deben tener la capacidad de elegir alternativas correctas y consistentes, manteniendo su alineación estratégica. La toma de decisiones, basada en objetivos estructurados y alineados constituye un factor crítico para el desarrollo y la supervivencia de las organizaciones, siendo uno de los retos más difíciles de los que podemos encontrarnos (Triantaphyllou, 2002).

Además, el lenguaje es variado para expresar ideas similares. Podemos hablar en términos de coste – beneficio cuando estamos hablando de conceptos no necesariamente económicos, como extrapolación del lenguaje que empleamos habitualmente en este campo. Por ejemplo, en temas de salud, se puede hablar de coste de las vidas humanas que se pierden en accidentes de tráfico o en la implantación de una determinada técnica quirúrgica, aunque una vida humana no tiene precio. Debemos entender el concepto de beneficio en su sentido más amplio, derivado de la ejecución del proyecto y sus actividades relacionadas.

Así pues, cuando se habla de costes bajos, se puede estar hablando de precios más baratos, de facilidad de ejecución, de menores riesgos, o de soluciones menos complejas. Cuando se habla de beneficios altos, se puede estar hablando de alternativas más rentables, de mejora de la competitividad, de aumento de la cuota de mercado o de accionistas más satisfechos.

Se podría afirmar que un criterio único de los conceptos “coste bajo” y “beneficio alto” no es lo suficientemente viable como para determinar qué proyecto debe ser o no realizado. El análisis multicriterio es la herramienta necesaria que permite tomar decisiones teniendo en cuenta las distintas dimensiones y necesidades del conjunto de la organización (Triantaphyllou, 2002). El método AHP de análisis multicriterio es una técnica de toma de decisiones en entornos complejos, donde se mezclan variables o criterios tangibles e intangibles en la selección de proyectos o alternativas.

Para ello, el problema a resolver, o el objetivo a conseguir se descompone en una serie de niveles (ver Figura 27), que pueden ser estudiados cada uno de ellos de forma independiente. Los elementos que aparecen en cada uno de esos niveles deben ser homogéneos, ya que los expertos que deban tomar la decisión deben ser capaces de evaluar las alternativas, haciendo comparaciones entre pares en cada uno de los niveles considerados. La evaluación entre pares puede hacerse mediante datos concretos de los ítems

considerados o mediante opiniones subjetivas de los expertos que intervienen (Saaty, 2008).

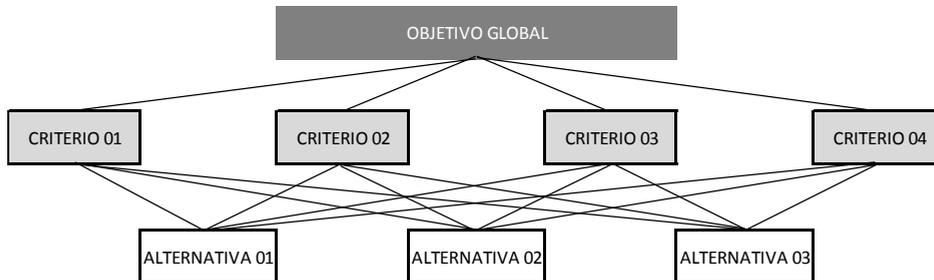


Figura 27.- Ejemplo de una jerarquía de objetivos / criterios / alternativas

El método permite que la comparación entre pares se haga de diferentes formas (Triantaphyllou & Mann, 1995) aunque, sin embargo, se suele utilizar la escala de importancia relativa sugerida por Saaty (Saaty, 2012), que se puede observar en la Tabla 19, en la que se atribuyen valores que van del 1 al 9 para determinar la importancia relativa de una opción cuando se compara con otra de su mismo nivel. La escala verbal utilizada en el AHP permite al decisor incorporar subjetividad, experiencia y conocimiento en un camino intuitivo y natural.

Otros autores (Vargas, 1990), representan esta escala de la manera reflejada en la Tabla 20. Básicamente es la misma tabla de Saaty, haciendo hincapié en los valores intermedios que pueden plantearse en el proceso de toma de decisiones.

Gracias a esta técnica, las comparaciones se pueden transformar en valores numéricos que permiten ser comparados, aunque las mismas respondan a cuestiones intangibles. Esta capacidad del método para convertir datos empíricos en valores numéricos distingue la técnica del AHP frente a otras técnicas de comparación de variables.

Tabla 19.- Escala fundamental de Saaty para comparaciones por parejas (Saaty, 2012).

Intensidad de la Importancia	Definición	Explicación
1	Igual Importancia	Las dos actividades contribuyen de igual forma al objetivo
3	Importancia Moderada	La experiencia y el juicio favorecen ligeramente una actividad sobre otra
5	Fuerte Importancia	La experiencia y el juicio favorecen fuertemente una actividad sobre otra
7	Importancia muy fuerte o demostrada	Una actividad se ve favorecida con mucha fuerza sobre la otra. Su dominio se demuestra en la práctica
9	Extrema importancia	La evidencia a favor de una actividad sobre otra es de mayor orden posible
2,4,6,8	Para interpolar entre los valores anteriores	A veces es necesario interponer numéricamente un juicio de transacción, puesto que no hay una palabra apropiada para describirlo
Recíprocos de los anteriores	Si a la actividad i se le ha asignado uno de los números distintos de cero mencionados cuando se compara con la actividad j , entonces j tiene el valor recíproco cuando se la compara con i	Una comparación que surge de la elección del elemento más pequeño como unidad, para estimar el mayor como múltiplo de esa unidad

Tabla 20.- Escala para comparaciones por parejas (Vargas, 1990).

Escala	Calificación numérica	Recíproco
Muy recomendado	9	1/9
De muy fuerte a extremadamente	8	1/8
Muy fuertemente preferido	7	1/7
De fuertemente a muy fuertemente	6	1/6
Fuertemente preferido	5	1/5
De moderadamente a fuertemente	4	1/4
Moderadamente preferido	3	1/3
De igualmente a moderadamente	2	1/2
Igualmente preferido	1	1

Lo normal es utilizar siempre los números impares de la tabla, ya que es necesario que exista una diferencia razonable entre dos opciones planteadas. Los números pares se suelen reservar para llegar a un punto de entendimiento entre los evaluadores consultados, como necesidad de ofrecer un punto de consenso o una solución de compromiso entre ellas en la negociación entre dos posturas muy cercanas (Saaty, 1980). La experiencia en la aplicación de esta escala de nueve unidades ha confirmado que es razonable. Gracias a ella se puede reflejar el grado de discriminación entre los pares comparados. Los criterios intangibles se traducen así fácilmente en valores numéricos, aunque los juicios traducidos numéricamente deban evaluarse mediante una prueba de consistencia, ya que no dejan de ser aproximaciones de la realidad.

Para organizar la comparación entre pares, formaremos una matriz de comparación. Esta es una matriz cuya diagonal estará compuesta por números 1, ya que la comparación de un criterio evaluado consigo mismo no puede sino responder a la opción “Las dos actividades contribuyen de igual forma al objetivo” de la escala

de Saaty de la Tabla 19 o a la opción “igualmente preferido” de la tabla de Vargas (Tabla 20).

Pares	P1	P2	...	Pn
P1	1			
P2		1		
...			1	
Pn				1

A continuación, se van comparando por filas los criterios de la columna 1 con todos los del resto de columnas, situando el valor de comparación obtenido de la tabla escogida en la posición correspondiente de la matriz de la propiedad estudiada. Así, si el evaluador decide que el criterio 1 tiene una fuerte Importancia sobre el criterio 2, situaremos un 5 en la casilla correspondiente al elemento A_{12} , y el recíproco en la casilla correspondiente al elemento A_{21} . Esto es así por una sencilla razón, que se explica con un ejemplo. Si el elemento 1 pesa cinco veces más que el elemento 2, entonces el elemento 2 tiene un quinto de peso que el primero.

Pares	P1	P2	...	Pn
P1	1	5		
P2	1/5	1		
...			1	
Pn				1

Como norma general, con dos opciones, si suponemos que la opción 1 domina sobre la 2, la matriz de comparación resultante sería la mostrada en la Tabla 21.

Tabla 21.- Comparación de la matriz (suponiendo que la opción 1 domina sobre la opción 2, atendiendo a la propiedad P.)

P	Opción 1	Opción 2
Opción 1	1	Calificación Numérica
Opción 2	1 / Calificación Numérica	1

Realmente, sólo es necesario que el evaluador haga las comparaciones de los elementos de la matriz que están por encima de la diagonal, ya que el resto de elementos o bien son unos, si estamos en la diagonal, o los recíprocos de los valores proporcionados por los evaluadores. Esta comparación entre pares se hace más compleja cuando deben hacerse compensaciones entre varias opciones, ya que no se podrán asignar números de forma arbitraria, como se verá más adelante. Los números utilizados deberían expresar la fuerza con la que cada elemento contribuye a la propiedad en cuestión, para asegurar que las prioridades finales sean correctas para los distintos elementos, considerando todas las compensaciones. Esto es más difícil cuanto más intangible es el criterio analizado para cada propiedad estudiada.

Este método está atrayendo la atención de multitud de investigadores, debido a que la entrada de datos es relativamente sencilla, aunque laboriosa, y a las características del método matemático que se emplea a partir de la misma (Triantaphyllou & Mann, 1995). Es destacable que su simplicidad se caracteriza por la comparación por pares de las alternativas, de acuerdo a criterios específicos (Vargas, 1990).

Llegados a este punto, se podría preguntar si es conveniente usar el método AHP o, por el contrario el Proceso Analítico de Red (ANP por sus siglas en inglés), ambos desarrollados por Saaty.

El proceso de análisis de red (ANP) es una forma más general del proceso analítico jerárquico (AHP) que se utiliza en el análisis de decisiones multicriterio. Mientras que el AHP es muy popular, ANP es menos prominente en la literatura (Othman et al. 2011).

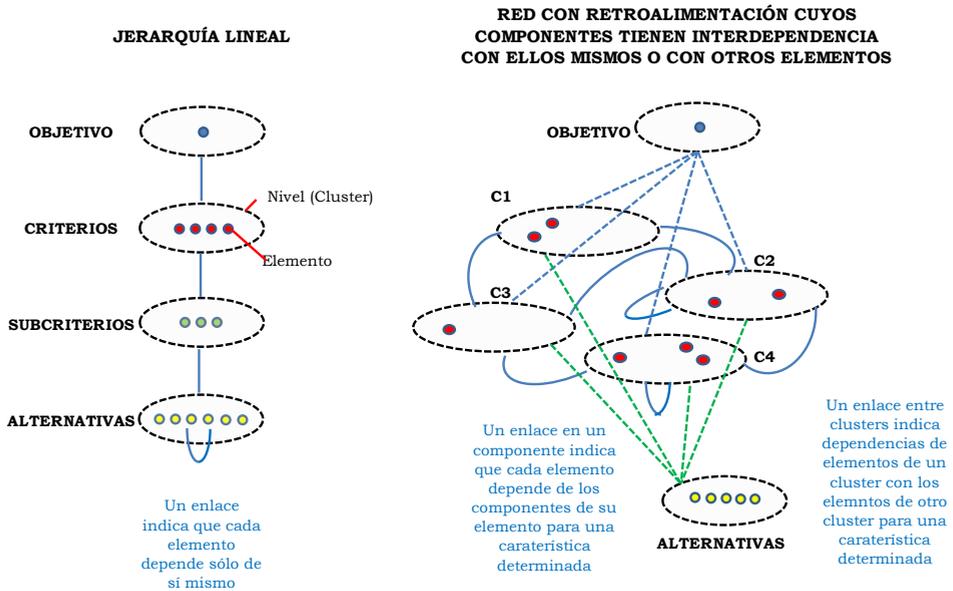


Figura 28.- Esquema de una jerarquía de lineal (AHP) frente a una red ANP.

En la Figura 28, se muestra un esquema de una jerarquía y una red (Saaty, 2005; Saaty & Ozdemir, 2005). La jerarquía se compone de una meta, niveles de elementos y conexiones entre los elementos. Estas conexiones están orientadas sólo a los elementos de menor nivel. Una red tiene grupos de elementos, con los elementos en un clúster que están conectados a los elementos de otro grupo (dependencia externa) o dentro del mismo grupo (dependencia interna). Una jerarquía es un caso especial de una red con conexiones que van sólo en una dirección (Saaty, 2008).

En las estructuras AHP un problema de decisión se descompone en una jerarquía con un objetivo, criterios de decisión y alternativas, mientras que el ANP se estructura como una red. Tanto en una como en otra, se utiliza un sistema de comparaciones por pares para medir los pesos de los componentes de la estructura, y finalmente, para clasificar las alternativas en la decisión.

El Proceso Analítico de Red no es más que un Proceso Analítico Jerárquico con retroalimentación. El Proceso Analítico de Red también ofrece una estructura que, potencialmente, puede reducir el error de pronóstico crítico mediante la mejora de la fiabilidad de procesamiento de la información. El proceso analítico de red es una teoría general de la medida relativa utilizada para obtener escalas compuestas de prioridad de relación de las escalas de relación individuales que representan la influencia relativa de los factores que interactúan con respecto a los criterios de control. También podemos decir que el ANP, a través de su supermatriz, compuesta por columnas de matrices de prioridades, captura el resultado de la dependencia y la retroalimentación dentro y entre grupos de factores explicativos. ANP permite la interacción y la retroalimentación dentro de los grupos, que se conoce como la dependencia interior, y entre los grupos, que se conoce como la dependencia exterior (Niemira & Saaty, 2004).

En el AHP, cada elemento en la jerarquía se considera que es independiente de todos los demás los criterios de decisión, se consideran independientes entre sí, y las alternativas se consideran para ser independiente de los criterios de decisión y entre ellas. Pero en muchos casos de la vida real, existe una interdependencia entre los elementos y las alternativas. El proceso ANP no requiere la independencia entre los elementos, por lo que se puede utilizar como una herramienta eficaz en estos casos.

A diferencia de las alternativas de calificación, donde los comparamos con la mejor alternativa estándar o ideal posible, en el proceso de juicio comparativo comparamos cada alternativa con todas o algunas de las otras alternativas. En ese caso, una

alternativa que es poco ideal en un atributo puede tener una prioridad relativamente alta comparada con opciones aún más pobres en ese atributo, pero tienen baja prioridad en otro atributo donde podría ser idealmente buena, pero se compara con las alternativas mejor valorados (Niemira & Saaty, 2004).

Así, la clasificación final de cualquier alternativa depende en la calidad de las alternativas con que se compara. Por lo tanto en hacer comparaciones entre las alternativas, la prioridad de cualquier alternativa está influenciada no sólo por la cantidad de alternativas que se compara con, sino por su calidad. Un ejemplo de dependencia interior es la generación de la electricidad. Para generar la electricidad que necesita la industria del acero para fabricar las turbinas se necesita combustible. Así que tenemos la industria eléctrica, la industria siderúrgica y la industria de los combustibles. ¿La industria eléctrica para producir electricidad, depende más de sí misma o de la industria del acero? A su vez, ¿el acero es más importante que el combustible que se necesita? En la industria del combustible ¿es mucho más importante el acero o el combustible? (Saaty, 2008).

Si lo pensamos detenidamente, todo lo que se puede ver, influye en todo, incluyendo a sí mismo, de acuerdo a muchos criterios. El mundo es ahora más interdependiente que antes. El proceso ANP es nuestra manera lógica de tratar la dependencia, de cómo tratar con el uso de nuestras existentes formas de pensar y de actuar (Saaty, 2008).

Sin embargo, este proceso puede extender indefinidamente, tanto la escala como el número de elementos de comparación (Saaty & Ozdemir, 2005). Esta característica ha hecho que nos decantáramos por un proceso AHP, ya que se adapta mejor al objetivo final del problema que se está tratando. Cuando las alternativas estudiadas no son dependientes entre sí, como es nuestro caso, se debe emplear el método AHP frente al ANP (Saaty, 2008).

4.2.2.- Fundamento matemático

Como se ha explicado antes, para una propiedad sometida a estudio, obtendremos una matriz diagonal de comparación, con número de filas y columnas igual al número de opciones o criterios empleados para su estudio. En ella aparecen números enteros situados en ciertas posiciones y su recíproco en el elemento traspuesto de esa posición. Pero de esta matriz no es posible sintetizar nuestros juicios de tal manera que permitan obtener las prioridades relativas de las diferentes opciones respecto a la propiedad considerada. Para poder hacerlo, es necesario normalizar la matriz. Si hallamos la media por filas de cada opción, obtendremos la prioridad de cada una de ellas respecto a la característica estudiada.

Si la matriz es consistente, la normalización de la matriz da resultados iguales por columnas. Las relaciones entre opciones se mantienen en todos y cada uno de los juicios emitidos. Por más que se multiplique la matriz por sí misma, el resultado obtenido será igual al que se obtiene multiplicando la matriz por un entero elevado a una potencia. Toda potencia de la matriz es igual a una constante multiplicada por la matriz y no se gana nada elevándola a las potencias, debido a que la matriz misma tiene toda la información de coeficiente necesaria.

Pero éste es el caso ideal. La mente humana adolece de falta de precisión en sus decisiones. Somos subjetivos por naturaleza, la objetividad sólo existe si se comparan datos numéricos bajo reglas numéricas. Por lo tanto, la mayor parte de las matrices de juicios que se van a obtener tendrán cierto grado de inconsistencia, por lo que, si multiplicamos esas matrices por sí mismas, el producto no será la matriz multiplicada por un entero elevado a una potencia. Será necesario obtener el principal vector propio de la matriz original. Este vector propio obtenido es el vector propio principal, y sus valores son los que indican el peso de cada una de las opciones consideradas en el objetivo final.

Más adelante, se aplicará este método matricial de forma sistemática, para ir obteniendo los diferentes resultados en cada una de las fases.

Se ha hablado de consistencia, o mejor expresado, de la inconsistencia de los juicios emitidos por cada uno de nosotros en la toma de decisiones. Este valor de consistencia se puede medir. Debemos conseguir la información suficiente para determinar si los tomadores de decisiones han sido consistentes en esa labor (Teknomo, 2006). Nadie está a salvo de cometer errores diseñando una jerarquía o estableciendo juicios de valor entre pares. La medida de la consistencia nos indicará la necesidad de mejorar los juicios o de rediseñar la jerarquías, teniendo en cuenta que la consistencia es perfecta si los juicios de valor se relacionan entre ellos de una manera perfecta. Si una persona dice que prefiere tres veces más un modelo de coche A que el B y que prefiere dos veces más el B que el C, si es consistente en su toma de decisiones, preferirá 6 veces más el modelo A al modelo C. Cuanto más se desvíe del 6, mayor será la inconsistencia. Y esto será así en las relaciones entre todos los juicios emitidos. Si todas las relaciones pareadas se verificaran correctamente, tendríamos una consistencia perfecta.

Cuando la matriz es consistente, la suma normalizada de cada fila nos indica en qué medida cada elemento domina a los otros en términos relativos. La suma de los casilleros en cada columna nos dice cuánto es dominado cada elemento por los otros elementos. Los dos deben ser recíprocos uno del otro, de manera que el producto de los valores correspondientes sea igual a uno. Si se suman los elementos de cada columna y se multiplica cada valor por el valor correspondiente normalizado de la suma de filas, si se suma luego los resultados para todas las columnas, se puede observar que, puesto que las sumas de las columnas y las sumas de las filas normalizadas son recíprocas, su producto es igual a uno y la suma de n de estos productos da un total de n . Si, por el contrario, los juicios son inconsistentes y, por lo tanto lo será la matriz de resultados, este valor, que es conocido como λ_{\max} (lambda máx.), sería mayor que n y cuánto mayor es, nos da una medida del grado

de inconsistencia. En el método AHP, se divide la diferencia de este valor a partir de "n", por la inconsistencia correspondiente a partir de juicios aleatorios y exigimos que no exceda del 10%, si la matriz considerada es de grado mayor o igual que 5, del 9% si es de orden 4 y del 5% si el orden de la matriz es 3. Las matrices de segundo orden, formadas como se ha explicado anteriormente, son todas consistentes. Si el valor lambda máximo es mayor que los expresados, los juicios pueden ser considerados como aleatorios, por lo que los resultados obtenidos no tendrían ninguna credibilidad.

En nuestros juicios de valor, vamos perdiendo consistencia cuando integramos nuevas experiencias a nuestra conciencia. No es necesario que nuestra consistencia sea perfecta, siempre que no afecte a la cohesión entre los objetos de nuestra experiencia. Conforme se va adquiriendo experiencia, se van reordenando nuestras preferencias, por lo que nuestra consistencia cambiará. El miedo a perder consistencia nos haría opacos a nuevas ideas. Saaty afirma que "tiene que admitirse todo el conocimiento en un corredor estrecho entre la inconsistencia tolerable y la consistencia perfecta" (Saaty, 2012).

Después de haber hecho todas las comparaciones por pares, la consistencia se determina utilizando el valor propio, λ_{\max} , para calcular el índice de consistencia, consistency index en inglés, CI, de la siguiente manera:

$$CI = \frac{(\lambda_{\max} - n)}{(n-1)} \quad (3)$$

donde n es el tamaño de la matriz, o el número de criterios evaluados. La consistencia del juicio del experto se puede comprobar mediante la adopción del ratio de consistencia CR (consistency ratio en inglés).

Con el fin de verificar si el índice de consistencia es el adecuado, Saaty (Saaty, 2005) sugiere lo que se ha denominado Tasa de Consistencia (TC, en inglés CR, Consistency Rate), que se determina

por la relación entre el índice de consistencia y el índice de consistencia aleatorio (IA, en inglés RCI, Random Consistency Index).

El cálculo del ratio de consistencia está dada por la fórmula $CR = CI/RCI$, donde el valor de RCI se fija y se basa en el número de criterios evaluados, como se muestra en la Tabla 22.

Tabla 22.- índice de consistencia aleatorio (RCI) (Saaty, 2012).

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RCI	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

Como se mencionó anteriormente, el máximo valor admitido de CR es de 0,05 para el orden de la matriz (n) igual a tres, 0,09 para n=4 y 0,10 para n = 5 o más. Para obtener una matriz coherente, los juicios deben ser revisados por expertos, e incluso mejorados. Todos los pasos se realizan para todos los niveles de la jerarquía. Una vez calculado el valor de la consistencia, se debe comprobar que es menor que el máximo admitido que se explicaba antes para que la matriz expuesta pueda usarse en fases posteriores.

4.2.3.- Esquema de pasos

Recapitulando lo expuesto hasta ahora sobre el proceso analítico jerárquico, se comienza ordenando los elementos de un problema en una jerarquía. A continuación se realizan las comparaciones por pares entre los elementos de un nivel, según lo requiera el criterio del nivel superior siguiente. Estas comparaciones dan lugar a prioridades por pares y finalmente, mediante síntesis, a prioridades globales. Se mide la consistencia y se trata la interdependencia. Estos pasos básicos del proceso se pueden condensar en el siguiente esquema:

1. Definición del problema, especificando el objetivo final del mismo.

2. Estructuración de la jerarquía desde un punto de vista global (comenzando en los niveles superiores, hasta el nivel en el cual es posible una intervención para resolver el problema).
3. Construcción de una matriz de comparaciones por pares de la contribución pertinente o el impacto que cada elemento ejerce sobre cada criterio prevalente en el nivel inmediato superior. En esta matriz, se comparan pares de elementos respecto a un criterio en el nivel superior, mediante la técnica que se ha explicado anteriormente.
4. Obtención de todos los juicios necesarios para elaborar el conjunto de matrices del paso 3, lo que permite obtener prioridades, revisando la consistencia de cada una de las matrices obtenidas. Este proceso se repite para todos los niveles y universos de la jerarquía.
5. Utilización de la composición jerárquica (síntesis) para sopesar los vectores de prioridades según las ponderaciones de los criterios y tomar el total de todos los registros de prioridades ponderados que correspondan a los del nivel inmediato inferior, etc. El resultado es un vector global de prioridades para el nivel más bajo de la jerarquía.
6. Evaluación de la consistencia para toda la jerarquía, multiplicando cada índice de consistencia por la prioridad del criterio correspondiente y sumando los productos. El resultado se divide por el mismo tipo de expresión, usando el índice de coherencia aleatorio correspondiente a las dimensiones de cada matriz ponderada por las prioridades, como se hizo previamente.

El proceso es estable en términos generales, a pesar de que se puede poner especial énfasis en algunos pasos, cuando se trata de problemas específicos y, como se menciona posteriormente, la repetición es necesaria con frecuencia.

A partir de aquí, los cálculos que implica el método pudieran parecer sencillos, pero se complican a medida que el caso se vuelve más complejo.

4.3.- Método VIKOR

El método VIKOR es un método de decisión multicriterio (MCDM, por sus siglas en inglés) desarrollado por Serafim Opricovic (Duckstein & Opricovic, 1980). Se desarrolló originariamente para resolver problemas de decisión con criterios en conflicto y no conmensurables, asumiendo que el compromiso es aceptable para la resolución de conflictos. La toma de decisiones requiere una solución que es la más cercana al ideal, evaluando las alternativas de acuerdo a todos los criterios establecidos. El método VIKOR clasifica las alternativas y determina la solución llamada “de compromiso” que es la más cercana al ideal.

La idea de la solución de compromiso se introdujo en el MCDM por Po-Lung Yu (Yu, 1973) y por Milan Zeleny (Zeleny, 1973), en 1973. El nombre VIKOR apareció en 1990 (Opricovic, 1990) del Serbio: ViseKriterijumska Optimizacija I Kompromisno Resenje, que significa: Optimización Multicriterio y Solución de Compromiso, con la pronunciación: VIKOR. Las aplicaciones reales se presentaron en 1998 (Opricovic, 1998). La publicación de 2004 contribuyó al reconocimiento internacional del método Vikor (Opricovic, 2004).

Este método se basa en una función de adición que representa la cercanía al ideal. El método VIKOR clasifica las distintas alternativas para que la mayoría del grupo obtenga su máxima utilidad y mínimo arrepentimiento individual para el resto. Suponiendo que las alternativas se han evaluado en función de cada criterio, el ranking de compromiso se puede llevar a cabo mediante la comparación de la medida de la proximidad a la alternativa ideal (Sayadi et al. 2009). El Método VIKOR clasifica alternativas y determina la solución denominada de compromiso, que es la más cercana al ideal.

El problema se plantea de la siguiente manera: Se determina la mejor solución (o de compromiso) en sentido multicriterio del conjunto de j alternativas viables A_1, A_2, \dots, A_j , evaluada de acuerdo con el conjunto de funciones del criterio n . Los datos de entrada son

los elementos f_{ij} de la matriz del rendimiento (decisión), donde f_{ij} es el valor de la función de criterio i -ésimo para la alternativa A_j .

El desarrollo del método VIKOR se inicia con la siguiente forma de métrica-Lp:

$$L_{pj} = \left\{ \sum_{i=1}^m [\omega_i (f_i^* - f_{ij}) / (f_i^* - f_i^-)]^p \right\}^{1/p} \quad (4)$$

donde

$$1 \leq p \leq \infty;$$

$i = 1, 2, \dots, m$ (número de subcriterios, 10 en este caso)

$j = 1, 2, \dots, n$ (número de alternativas, 6 en este caso)

En del método VIKOR se utilizan dos métricas para medir las distancias a la solución ideal, que corresponden a los valores de $p = 1$ y $p = \infty$, con lo que se obtienen dos listas, S_j y R_j respectivamente (Opricovic & Tzeng, 2004). La alternativa que presenta el máximo consenso es la que obtiene un mínimo valor de S_j , y la solución que presenta un menor rechazo por parte del oponente es la que obtiene un valor mínimo de R_j . El método permite la introducción de un parámetro λ para controlar el equilibrio entre las dos métricas, según sea la estrategia que quiera seguirse, con lo que se obtiene una tercera lista Q_j que es la que proporciona la solución de compromiso.

A partir de este punto, el procedimiento VIKOR tiene los siguientes pasos:

Paso 1: Se determina el mejor f_j^* y el peor valor f_j^- de todas las calificaciones para cada criterio. Si la función mejor f_j representa un beneficio, entonces

$$f_j^* = \max_i \{f_{ij}\} \quad (5)$$

$$f_j^- = \min_i \{f_{ij}\} \quad (6)$$

Paso 2: Se calculan los valores de S_i y R_i usando las siguientes ecuaciones

$$S_i = \sum_{j=1}^n w_j \frac{f_j^* - x_{ij}}{f_j^* - f_j^-} \quad (7)$$

$$R_i = \max_j w_j \frac{f_j^* - x_{ij}}{f_j^* - f_j^-} \quad (8)$$

Donde w_j son los pesos de los criterios, expresando las preferencias de los expertos sobre la importancia relativa de los criterios.

Paso 3: Se calculan los valores Q_i como se indica a continuación

$$Q_i = \gamma \frac{S_i - S^*}{S^- - S^*} + (1 - \gamma) \frac{R_i - R^*}{R^- - R^*} \quad (9)$$

donde

$$S^* = \min_i S_i \quad R^* = \min_i R_i$$

$$S^- = \max_i S_i \quad R^- = \max_i R_i$$

y γ es el peso para la estrategia de máxima utilidad del grupo, o máximo consenso, y $(1 - \gamma)$ es el peso para el menor rechazo individual.

Paso 4: Se clasifican las alternativas, ordenadas por los valores S , R y Q en orden ascendente.

Paso 5: Se propone la alternativa ($A^{(1)}$) como una solución de compromiso, que está clasificada como la mejor por el valor de Q (mínimo), si las dos condiciones siguientes se cumplen:

Condición 1: Ventaja aceptable

$$Q(A^{(2)}) - Q(A^{(1)}) \geq DQ \quad (10)$$

Donde $A^{(2)}$ es la alternativa encontrada en segunda posición en el ranking de Q , y $DQ = 1/(J-1)$.

Condición 2: Estabilidad aceptable en la toma de decisiones

La alternativa $A^{(1)}$ debe ser también el mejor calificados por S y/o R. La solución de compromiso es estable dentro de un proceso de toma de decisiones, lo que podría ser la estrategia de máxima utilidad grupo (entonces se necesita $\gamma > 0.5$), o por consenso ($\gamma \sim 0.5$), o "con veto" ($\gamma < 0.5$). Hay que tener en cuenta que γ es el peso de la estrategia de la toma de decisiones de la máxima utilidad del grupo.

Si una de las condiciones no se cumple, entonces se propone un conjunto de soluciones de compromiso, que consiste en:

- Alternativas $A^{(1)}$ y $A^{(2)}$ si solo la condición C2 no se satisface, o
- Alternativas $A^{(1)}, A^{(2)}, \dots, A^{(M)}$ si la condición C1 no se satisface; $A^{(M)}$ es determinada por la relación $Q(A^{(M)}) - Q(A^{(1)}) < DQ$ para el máximo valor M (la posición de esas alternativas están "en cercanía" o "in closeness" en inglés).

La solución de compromiso obtenido podría ser aceptada por los tomadores de decisiones, ya que proporciona una utilidad máxima de la mayoría (representado por S min), y un rechazo mínimo individual del oponente o del resto del grupo (representado por R min). Las medidas S y R están integrados en Q para una solución de compromiso, la base de un acuerdo establecido por concesiones mutuas. Podemos representarlo en la Figura 29.

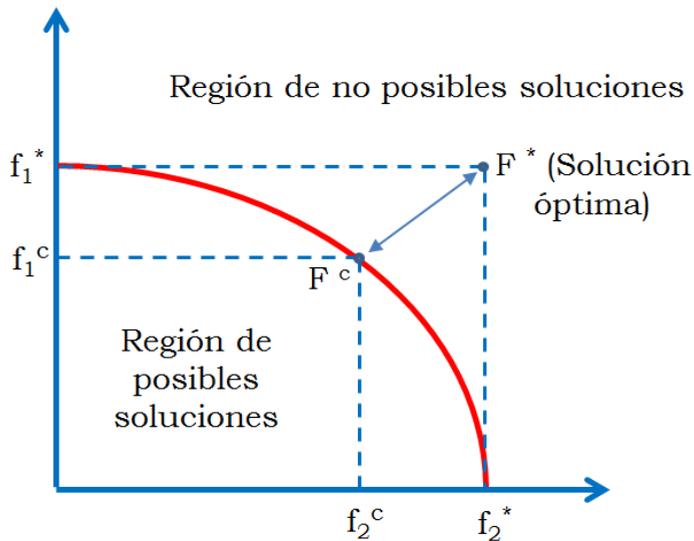


Figura 29.- Solución de compromiso frente a la solución ideal).

4.4.- Análisis de sensibilidad

A lo largo del tiempo se ha desarrollado una considerable investigación sobre el análisis de sensibilidad en muchos campos. Así, por ejemplo, se utilizó un enfoque de tolerancia para manejar las variaciones en los parámetros de más de un término a la vez, en el sentido de Programación Lineal. Además, ese tipo de análisis de sensibilidad se considera como un paso posterior a la optimización, es decir, el análisis se realiza después de que se determina la decisión óptima (Wendel, 1992).

También se han desarrollado diferentes teorías, como la DQDA, Dual Questioning Determinant Attribute, preguntas duales del atributo determinante (Alpert, 1971) que se aplicaron en técnicas de análisis de sensibilidad en aplicaciones de marketing, a partir de aspectos de consumo y de comportamiento de los compradores (Myers & Alpert, 1968), que se hizo popular para aplicaciones de

marketing (Anderson et al. 1976; Martin & Winteregg, 1989; Sinclair & Stalling, 1990).

Otros investigadores (Barron y Schmidt, 1988) recomiendan dos procedimientos para llevar a cabo un análisis de sensibilidad en modelos de valor de múltiples atributos, uno de ellos es un procedimiento de mínimos cuadrados, basado en la entropía que supone casi el mismo peso. Una de sus conclusiones es que en modelos aditivos, los pesos son importantes, es decir, un pequeño cambio en las ponderaciones de la alternativa óptima puede hacerla cambiar.

Sin embargo, la investigación sobre el análisis de sensibilidad de los modelos MCDM es limitada. Un desarrollo reciente en el análisis de sensibilidad aplicado a los procesos AHP se debe a Masuda. En ese trabajo (Masuda, 1990) estudia qué efecto puede tener en el ranking de las alternativas los cambios en los vectores enteros de la matriz de decisión. Ese autor considera múltiples niveles de jerarquías. Sin embargo, no ofreció un procedimiento para realizar un análisis de sensibilidad a los cambios en una pieza individual de los datos de un problema dado (es decir, en un solo peso de un criterio o en el valor de rendimiento de una alternativa en términos de un criterio dado). El análisis de sensibilidad aplicado, desarrollado por Triantaphyllou y Sánchez es complementario al desarrollado por Masuda y puede aplicarse conjuntamente, ya que el enfoque propuesto puede centrarse en los juicios individuales mientras que el enfoque Masuda considera un único vector en un momento dado (Triantaphyllou & Sánchez, 1997). Otros investigadores presentaron también un procedimiento para determinar el criterio más importante para un problema AHP con jerarquía de un solo nivel (Armacost & Hosseini, 1994), pero, sin embargo, este último trabajo no determina explícitamente cuál es el cambio más pequeño en el peso de un criterio que haga cambiar la vigente clasificación de las alternativas.

En los procesos de toma de decisiones, los pesos asignados a los criterios de decisión intentarán representar la verdadera

importancia de los criterios. Cuando los criterios no se pueden expresar en términos cuantitativos (tales como el coste, peso, volumen, etc.), entonces es difícil representar con precisión la importancia de estos criterios. En una situación como ésta, el proceso de toma de decisiones se puede mejorar considerablemente mediante la identificación de los criterios críticos y luego volver a evaluar con mayor precisión los pesos de estos criterios. La creencia intuitiva es que el criterio con el peso más alto es el más crítico (Winston, 1991), pero esto no siempre es cierto y en algunos casos el criterio con el peso más bajo puede ser el más crítica.

El tomador de decisiones puede tomar mejores decisiones si puede determinar qué tan crítico es cada criterio. En otras palabras, si sabe cómo la sensibilidad de la clasificación actual de las alternativas cambia según cambian los pesos actuales de los criterios de decisión. En esta tesis se examinan dos aspectos del análisis de sensibilidad estrechamente relacionados. En el primero se determina cuán crítico es cada criterio, mediante la realización de un análisis de sensibilidad sobre los pesos de los criterios. Este enfoque de análisis de sensibilidad determina cuál es el cambio más pequeño en las ponderaciones actuales de los criterios, que puede alterar la clasificación actual de las alternativas. En el segundo, se utiliza un concepto similar para determinar qué tan crítico es el ranking de las alternativas según las diversas medidas de rendimiento de las alternativas (en términos de un único criterio de decisión a la vez).

Cuando se está utilizando una técnica de toma de decisiones, hay tres pasos principales en la misma que implican el análisis numérico de un conjunto de alternativas discretas:

1. La determinación de los criterios y alternativas pertinentes.
2. La colocación de medidas numéricas a la importancia relativa de los criterios, es decir, los pesos de los criterios, y los pesos de las alternativas en términos de estos criterios.

3. El procesamiento de los valores numéricos para determinar el ranking de cada alternativa.

El análisis de sensibilidad aplicado en esta tesis se hace sobre los datos descritos en el paso 2 anterior.

En la tesis se ha presentado un problema de toma de decisiones con N criterios y M alternativas. En el análisis de sensibilidad, independientemente de cómo fueran nombrados anteriormente, los criterios se representan como C_j (para $j = 1,2,3, \dots, N$, con $N=10$) y las alternativas se indican como A_i (para $i = 1,2,3, \dots, M$, con $M=6$). Para cada criterio C_j el conjunto de tomadores de decisión ha determinado su importancia, o peso, W_j , de tal modo que se cumple la siguiente relación:

$$\sum_{j=1}^N W_j = 1 \quad (11)$$

Además, el conjunto de tomadores de decisiones ha determinado a_{ij} (para $i = 1,2,3, \dots, M$ y $j = 1,2,3, \dots, N$), es decir, la importancia (o medida de rendimiento) de la alternativa A_i en términos del criterio C_j .

Entonces, el núcleo del problema típico MCDM examinado en este trabajo puede ser representado por la matriz de decisión recogida en la Tabla 23.

De este modo, se ha establecido una relación de preferencia entre las alternativas presentadas que se pueden ordenar de forma que, si se representa por P_i (para $i = 1,2,3, \dots, M$) la preferencia definitiva de la alternativa A_i , entonces:

$$P_1 \geq P_2 \geq P_3 \geq \dots \geq P_M \quad (12)$$

Tabla 23.- Matriz de Decisión

	Criterios				
	C ₁	C ₂	C ₃	...	C _N
Alternativas	W ₁	W ₂	W ₃	...	W _N
A ₁	a ₁₁	a ₁₂	a ₁₃	...	a _{1N}
A ₂	a ₂₁	a ₂₂	a ₂₃	...	a _{2N}
A ₃	a ₃₁	a ₃₂	a ₃₃	...	a _{3N}
.
.
.
A _M	a _{M1}	a _{M2}	a _{M3}	...	a _{MN}

De acuerdo con AHP, la preferencia final, P_i , de la alternativa A_i se da por la fórmula

$$P_i = \sum_{j=1}^N a_{ij} W_j, \quad \text{para } i=1,2,3,\dots,M \quad (13)$$

Sin embargo, ahora el valor a_{ij} expresa el valor de la rentabilidad relativa de la alternativa A_i cuando se examina con el resto de las otras alternativas en términos de criterio de C_j . En el caso de maximización, la mejor alternativa es la que corresponde al valor más alto de P_i . El método AHP utiliza valores relativos en lugar de medidas absolutas de rendimiento (que pueden o no estar fácilmente disponibles). Los valores de rendimiento a_{ij} son normalizados, por lo que suman uno, y la siguiente relación es siempre cierta en el caso AHP:

$$\sum_{i=1}^M a_{ij} = 1 \quad (14)$$

Para cualquier $j = 1, 2, 3, \dots, N$, por lo que se puede utilizar en problemas de toma de decisiones simple o multidimensionales.

4.4.1.- Descripción de los dos principales problemas de análisis de sensibilidad

El primer gran problema que se examina en este análisis de sensibilidad es la forma de determinar el criterio más crítico en el problema de la toma de decisiones anteriores. El segundo gran problema examinado en este apartado es la forma de determinar la medida más crítica del rendimiento de a_{ij} cuando se utiliza el método AHP.

4.4.2.- Determinación del criterio más crítico

Intuitivamente, se puede pensar que el criterio más importante es el criterio que se corresponde con el peso más alto W_j . Sin embargo, esta noción de la criticidad puede ser engañosa. En este trabajo, el criterio más crítico se define de dos formas alternativas. En la primera forma, el interés está en si la indicación de la mejor (top) alternativa cambia o no. En la segunda definición, el interés está en los cambios en la clasificación de cualquier alternativa.

En la noción anterior de la criticidad, el término cambio más pequeño puede definirse de dos maneras diferentes. La primera forma define el cambio más pequeño en términos absolutos. La segunda forma lo hace en términos relativos. Por ejemplo, se supone que dos criterios C_1 y C_2 tienen pesos $W_1 = 0,30$ y $W_2 = 0,50$, respectivamente y, por otra parte, se supone que, cuando el primer peso se convierte en $W_1' = 0,35$, entonces cambia el ranking actual de las alternativas. Del mismo modo, se supone que cuando el peso del segundo criterio se convierte en $W_2' = 0,57$, entonces cambia el ranking actual de las alternativas. En términos absolutos para ambos criterios, el primer criterio es el criterio más importante. Esto es cierto ya que el cambio de los pesos para C_1 es $|W_1 - W_1'| = 0,05$, mientras que para C_2 es $|W_2 - W_2'| = 0,07$. Es decir,

para el primer criterio el cambio crítico es menor que para el segundo criterio, teniendo en cuenta que $|s|$ representa la función de valor absoluto (por ejemplo, $|-5| = +5$).

Sin embargo, cuando se tiene en cuenta términos relativos, la imagen anterior cambia. En términos relativos, el cambio de los pesos para C_1 es $|W_1 - W_1'| \times 100/W_1 = 16,67$, mientras que para C_2 es $|W_2 - W_2'| \times 100/W_2 = 14,00$. Es decir, para el segundo criterio el cambio relativo es menor que para el primer criterio. Por lo tanto, cuando se consideran los cambios relativos, el criterio más crítico es C_2 .

En relación con los cambios en el ranking de las alternativas, se puede observar que se pueden tener dos perspectivas diferentes de la siguiente manera. En primer lugar, se puede estar interesado en ver cuándo un cambio en los datos actuales hace que cualesquiera dos alternativas reviertan su clasificación existente o, por el contrario, también es posible estar interesado en saber cuándo cambian sólo las mejores (top) alternativas.

Por lo tanto, un total de cuatro definiciones alternativas pueden ser consideradas. Éstas se codifican como Absolute Any (AA), Absolute Top (AT), Percent Any (PA) y Percent Top (PT) en la nomenclatura inglesa que se aplica en los análisis de sensibilidad. En español, se pueden traducir como el valor absoluto de cualquiera de las alternativas, el valor absoluto de la alternativa situada en primer lugar, el valor porcentual de cualquiera de las alternativas y el valor porcentual de la alternativa situada en primer lugar, respectivamente. Este enfoque, sin embargo, podría ser engañoso. Después de todo, un cambio, de 0,03, no significa mucho a menos que a alguien también se le dé el valor original. Un cambio de 0,03 es muy diferente si el valor original fue de 0,08 o 0,80. Es decir, es más significativo utilizar los cambios relativos, tal y como se hace

hincapié en esta tesis, aunque para obtener los cambios en términos relativos, los cambios en términos absolutos deben calcularse en primer lugar.

4.4.2.1.- Determinación del criterio más crítico. Definiciones y terminología

En primer lugar se considera el caso de los cambios en los pesos actuales de los criterios de decisión.

Definición 1: Si $\delta_{k i,j}$ ($1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$) denota el cambio mínimo en el peso actual W_k del criterio C_k tal que el ranking de alternativas A_i y A_j se invierten.

También, se define como

$$\delta'_{k i,j} = \delta_{k i,j} \times 100 / W_k, \quad (15)$$

para cualquier $1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$.

Es decir, $\delta'_{k i,j}$ expresa cambios en términos relativos. Como se verá más adelante (en el Teorema 1), es posible que el cambio fundamental sea inviable, para un determinado par de alternativas y un criterio de decisión.

El criterio más crítico se define de dos maneras posibles, recordando que a partir de las relaciones (12), la alternativa A_1 se supone siempre que es la mejor alternativa. La primera de estas dos definiciones (es decir, la definición 2) se aplica cuando se está interesado sólo en los cambios de la mejor alternativa, mientras que la segunda definición (es decir, la definición 3) se aplica cuando se está interesado en los cambios en la clasificación de cualquier alternativa.

Definición 2: El Percent Top (PT) de criterio crítico es el criterio que corresponde al menor valor de $|\delta'_{k,i,j}|$ ($1 \leq j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$).

Definición 3: El Percent Any (PA) de criterio crítico es el criterio que corresponde al menor valor de $|\delta'_{k,i,j}|$ ($1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$).

Definición 4: El grado de criticidad del criterio C_k , denotado como D'_k , es la cantidad porcentual más pequeña para que el valor actual de W_k cambie, de tal manera que la clasificación existente de las alternativas cambie a su vez. Es decir, la siguiente relación es verdadera:

$$D'_k = \min_{1 \leq i < j \leq M} \{\delta'_{k,i,j}\} \quad \text{para } N \geq k \geq 1. \quad (16)$$

Definición 5: El coeficiente de sensibilidad del criterio de C_k , denotado como $\text{sens}(C_k)$, es el recíproco de su grado de criticidad. Es decir, se calcula de la siguiente manera:

$$\text{sens}(C_k) = \frac{1}{D'_k} \quad \text{para cualquier } N \geq k \geq 1. \quad (17)$$

Si el grado de criticidad es no factible (es decir, imposible cambiar cualquier rango de alternativa con cualquier cambio de peso), entonces el coeficiente de sensibilidad se fija igual a cero.

Las dos definiciones anteriores 4 y 5 se basan en los cambios en la clasificación de cualquier alternativa. Sin embargo, se puede estar interesado sólo en los cambios en el ranking de las mejores (top) alternativas. Por ejemplo, en un problema que involucra la compra de una casa, el foco está en la mejor casa y el ranking de todas las alternativas de casas puede ser de interés secundario. En casos como el anterior, uno puede querer utilizar modificaciones del grado de criticidad y los conceptos de los coeficientes de sensibilidad en el que los cambios sólo se definen en el ranking de la mejor

alternativa. Se observa también que, puesto que D'_k es siempre menor que 1, se deduce que el valor de sens (C_k) es siempre mayor que 1.

4.4.2.2.- Determinación de los criterios más críticos en el método AHP

Ahora se supone que un tomador de decisiones utiliza el método AHP y desea alterar la clasificación existente de alternativas A_1 y A_2 mediante la única modificación del peso actual W_1 del criterio C_1 .

Como punto de partida, se verifica la relación $P_1 > P_2$. La cantidad $\delta_{1,1,2}$ mínima, necesaria para revertir la clasificación actual de alternativas A_1 y A_2 , debe satisfacer la siguiente relación:

$$\begin{aligned} \delta_{1,1,2} &< \frac{(P_2 - P_1)}{(a_{21} - a_{11})} && \text{si } (a_{21} > a_{11}), \text{ o:} \\ \delta_{1,1,2} &> \frac{(P_2 - P_1)}{(a_{21} - a_{11})} && \text{si } (a_{21} < a_{11}). \end{aligned} \quad (18a)$$

Por otra parte, la siguiente condición también debe ser satisfecha por el nuevo peso $W_1^* = W_1 - \delta_{1,1,2}$ para ser factible:

$0 \leq W_1^*$, lo que implica que

$0 \leq W_1 - \delta_{1,1,2}$, lo que implica que

$$\delta_{1,1,2} \leq W_1 \quad (18b)$$

En esta evolución no se requiere tener $W_i^* \leq 1$ porque estos pesos se normalizan de nuevo y suman uno.

De las relaciones anteriores (18a) y (18b), se puede deducirse que, a veces, el valor $\delta_{1,1,2}$ puede no tener un valor factible. En otras

palabras, puede ser imposible revertir la clasificación existente de la alternativa A_1 y A_2 mediante cambios en el peso actual de criterio C_1 . Esta situación se produce cuando se cumple:

$$\delta_{1,1,2} < \frac{(P_2 - P_1)}{(a_{21} - a_{11})} > W_1$$

$$\text{o, generalizando, } \delta_{k,i,j} < \frac{(P_j - P_i)}{(a_{jk} - a_{ik})} \quad (19)$$

Estas consideraciones generalizadas conducen a la prueba del siguiente teorema, que cubre el caso general, recordando que, actualmente, la relación $P_i \geq P_j$, para todos $1 \leq i \leq j \leq M$ se supone que es cierta.

Teorema 1: Cuando se trabaja con métodos AHP, la cantidad $\delta'_{k i, j}$ (para $1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$), por el cual el peso actual W_k del criterio C_k necesita ser modificado (después de la normalización), para que la clasificación de las alternativas A_i y A_j se inviertan, será como sigue:

$$\begin{aligned} \delta'_{k,i,j} < \frac{(P_j - P_i)}{(a_{jk} - a_{ik})} \times \frac{100}{W_k} & \quad \text{si } (a_{jk} > a_{ik}) \text{ o:} \\ \delta'_{k,i,j} > \frac{(P_j - P_i)}{(a_{jk} - a_{ik})} \times \frac{100}{W_k} & \quad \text{si } (a_{jk} < a_{ik}) \end{aligned} \quad (20a)$$

Por otra parte, la siguiente condición también debe ser satisfecho por el valor de $\delta'_{k i, j}$ ser factible:

$$\frac{(P_j - P_i)}{(a_{jk} - a_{ik})} \leq W_k \quad (20b)$$

De las consideraciones anteriores se puede deducir que si alternativa A_i domina a la alternativa A_j (es decir, $a_{ik} > a_{jk}$, para todo $k = 1, 2, \dots, N$), entonces, es imposible hacer que la alternativa A_j sea más preferida que alternativa A_i cambiando los pesos de los criterios. También, un criterio C_k es un criterio sólido si todos los valores $\delta'_{k,i,j}$ (para $1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$) asociados a ella son inviables. En otras palabras, si la ecuación (20b) se viola para todo $i, j = 1, 2, 3, \dots, M$, por algún criterio C_k entonces, cualquier cambio en el peso de dicho criterio no afecta a la clasificación existente de cualquiera de las alternativas y por lo tanto este criterio es un criterio robusto y en consecuencia, se puede quitar de su ulterior consideración.

Por lo tanto, si se está interesado en determinar el criterio más crítico, entonces todos los posibles valores $\delta'_{k,i,j}$ (para $1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$) deben ser calculados.

4.4.3.- Determinación de la medida más crítica del rendimiento de a_{ij}

Para el segundo problema, las siguientes definiciones son pertinentes.

Definición 6: El valor $\tau_{i,j,k}$ ($1 \leq i < k \leq M$ y $1 \leq j \leq N$) denota el valor umbral de a_{ij} , que es el cambio mínimo que tiene que ocurrir en el valor actual de a_{ij} para que cambie el actual rango entre las alternativas A_i y A_k .

Puesto que hay M alternativas, cada medida de rendimiento a_{ij} se asocia con un total de $(M-1)$ valores de umbral. De una manera similar a la anterior con respecto a la definición de los valores $\delta'_{k,i,j}$, se pueden considerar también los valores de umbral expresados en términos relativos.

Estos valores umbrales relativos se denominan $\tau'_{i,j,k}$. Esto es:

$$\tau'_{i,j,k} = \tau_{i,j,k} \times 100/a_{i,j}, \quad (21)$$

para cualquier $1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$.

Por las razones explicadas anteriormente, cuando se tienen en cuenta los valores de umbral, se emplean los definidos en términos relativos (es decir, los valores $\tau'_{i,j,k}$). Teniendo en cuenta la noción de valor de umbral anterior, la alternativa más sensible se define como la que está asociada con el valor de umbral más pequeño. También como antes, se puede estar interesado en los cambios de la clasificación de (sólo) la mejor alternativa, o en los cambios en el ranking de cualquier alternativa.

Como se mencionó anteriormente, hay $(M-1)$ posible valores umbral $\tau_{i,j,k}$ ($i \neq k$, $1 \leq i, k \leq M$, y $1 \leq j \leq N$) para cualquier a_{ij} (la forma de calcular estos valores de umbral se da más adelante en el teorema 2). Las tres definiciones siguientes se relacionan con la idea anterior de valores de umbral $\tau'_{i,j,k}$. Se puede observar que las definiciones análogas son posibles si se está interesado en cambios sólo en la alternativa superior (como en el caso anterior con las definiciones 4 y 5).

Definición 7: El grado de criticidad de la alternativa A_i , en términos del criterio C_j , denominado Δ'_{ij} , es la más pequeña cantidad (en %) por el que el valor actual de las actividades conjuntas debe cambiar, de tal manera que la clasificación actual de alternativa A_i cambiará. Es decir,

$$\Delta'_{i,j} = \min_{k \neq 1} \{ |\tau'_{i,j,k}| \} \quad \text{para todo } M \geq i \geq 1 \text{ y } N \geq j \geq 1. \quad (22)$$

Definición 8: La alternativa A_L es la alternativa más crítica si se asocia con el menor grado de criticidad. Es decir, si y sólo si la siguiente relación es verdadera:

$$\Delta'_{L,j} = \min_{M \geq i \geq 1} \left\{ \min_{k \neq 1} \{ |\Delta'_{i,j}| \} \right\} \quad (23)$$

para todo $M \geq i \geq 1$ y $N \geq j \geq 1$.

Definición 9: El coeficiente de sensibilidad de la alternativa A_i en términos del criterio C_j , denominado *sens* (a_{ij}), es el recíproco de su grado de criticidad. Es decir, se define como:

$$\text{sens} (a_{i,j}) = \frac{1}{\Delta'_{i,j}} \quad \text{para todo } M \geq i \geq 1 \text{ y } N \geq j \geq 1. \quad (24)$$

Si el grado de criticidad no es factible, porque $\Delta'_{ij} = 0$, entonces el coeficiente de sensibilidad se fija igual a cero.

A partir de la definición 7, se deduce que cuanto menor sea el grado de criticidad Δ'_{ij} , es más fácil que la clasificación de la alternativa A_i pueda cambiar. Por otra parte, la definición 9 indica que los cambios en la clasificación son más fáciles si los coeficientes de sensibilidad *sens* (a_{ij}) son más altos. Finalmente, la definición 8, cuando se combina con las definiciones 7 y 9, indica que la alternativa más sensible es la que tiene el más alto coeficiente de sensibilidad.

Los términos anteriores se calculan de la siguiente manera.

Teorema 2: Cuando se utiliza el método AHP, el valor umbral $\tau'_{i,j,k}$ (en %) por el cual la medida del desempeño de la alternativa A_i en términos del criterio C_j tiene que ser modificado para que el ranking de alternativas A_i y A_k cambie, se calcula como sigue:

$$\tau'_{i,j,k} = \frac{(P_i - P_K)}{\{P_i - P_K + W_j(a_{k,j} - a_{i,j} + 1)\}} \times \frac{100}{a_{i,j}} \quad (25a)$$

Además, la siguiente condición también debe ser satisfecha por el valor umbral que sea factible:

$$\tau'_{i,j,k} \leq 100 \quad (25b)$$

Por lo tanto, si se está interesado en determinar la medida más crítica del rendimiento de a_{ij} , entonces todos los posibles valores de $\tau'_{i,j,k}$, Δ'_{ij} , y $\text{sens}(a_{ij})$ (para $1 \leq i < j \leq M$ y $1 \leq k \leq N$) deben ser calculados.

**CAPÍTULO 5. APLICACIÓN DE LA
METODOLOGÍA PROPUESTA**

CAPÍTULO 5.- APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA

5.1.- Definición de la estructura jerárquica.

Para superar la falta de datos concretos y la utilización de criterios intangibles en la depuración de lixiviados, aplicaremos un modelo híbrido AHP-Delphi. La integración del modelo AHP con un proceso Delphi proporciona al tomador de decisiones un enfoque sistemático para evaluar con criterios y problemas múltiples diferentes alternativas que requieren juicios que involucran características intangibles (Cantó-Perelló et al. 2013).

Para buscar una solución es necesario tener en cuenta una serie de criterios que se ajustan al problema y evaluar las diferentes opciones. Somos capaces de percibir cosas e ideas, analizarlas y transmitir lo que observamos. También somos capaces de estructurar la realidad, más o menos compleja, en partes constituyentes, de manera sucesiva, de forma que somos capaces de dividir la realidad en un cierto orden jerárquico. Y esto lo hacemos porque nos resulta más fácil analizar la realidad descomponiéndola en numerosas partes más pequeñas que haciendo análisis de menos elementos más complejos.

Sucede a menudo que se consideran criterios para representar objetivos que a veces son contradictorios e incluso contrapuestos. Por ejemplo, puede ser que la solución más barata no sea la más fiable. Por lo tanto, la selección final es siempre un compromiso basado en el peso relativo asignado a los criterios individuales (Statnikova et al. 2005), por lo que, en general, no existe una única mejor técnica disponible (Bréchet & Tulkens, 2009). Todos nosotros tratamos de cuantificar las prioridades relativas para un determinado conjunto de alternativas usando una escala de razón, basada en la opinión de cada experto, o en la persona que toma las decisiones, haciendo hincapié en la importancia de los juicios intuitivos hechos en un proceso de toma de decisiones y la coherencia de respuestas en la comparación de alternativas (Saaty, 2001). La fuerza de este enfoque es que organiza los factores

tangibles e intangibles de una manera sistemática, y proporciona una solución estructurada pero relativamente simple a los problemas de toma de decisiones (Curiel - Esparza & Cantó - Perelló, 2013). A través de este proceso, un gran problema se descompone en múltiples pares sencillos de cuestiones, de manera que va de arriba a abajo en pasos graduales, siendo capaces de dar prioridad a todas las soluciones propuestas al problema (Kamal et al. 2001).

Como se ha mencionado anteriormente, y se recuerda ahora, el método Delphi se basa en las opiniones de expertos sobre el problema subyacente y proporciona resultados agregados (Faucheux & Hue, 2001). Este método tiene como objetivo reunir por un lado las opiniones de los expertos sobre un tema en particular, y por otro lado, se propone que cada uno de estos expertos reaccione a las opiniones de otros colegas. En la primera fase de Delphi, se analizan alternativas y criterios y se debate entre los expertos. Para lograr este objetivo, se envía un cuestionario anónimo en dos fases, de forma que la segunda fase se ajusta a los resultados obtenidos a partir de la primera.

Un análisis ad hoc de la naturaleza de los lixiviados se envió a los expertos en el primer cuestionario. Este análisis incluía los parámetros habituales de la caracterización de los lixiviados, como la conductividad a 25°C, pH, demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, cationes y aniones, NH_3 y NH_4 , el contenido de fósforo total, metales, disueltos y los sólidos en suspensión, el potencial de oxidación-reducción, y los límites legales para el efluente obtenido de acuerdo con la legislación europea y española, en concreto, los fijados por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), como se puede ver en la Tabla 24.

Tabla 24.- Parámetros del Lixiviado que se envió a los expertos junto con el primer cuestionario.

PARÁMETROS	POZO LIXIVIADOS	BALSA DE HOMOGENEIZACIÓN	VALORES LÍMITE DE VERTIDO A CAUCE (CHJ)
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) a 25°C	20.393,40	11.680,00	
Temperatura de la muestra (°C)	28,5	28,3	<25
pH	7,6	5,8	5,5-9,5
DQO (mg O ₂ /L)	2.211,88	982,00	125
DQO disuelta (mg O ₂ /L)	2.053,18	704,00	
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	189,26	59,00	25
DBO ₅ disuelta (mg O ₂ /L)	102,86	15,00	
N amoniacal (mg/l)	1.147,00	167,00	
N orgánico (mg/l)	213,24	22,00	
N Kjeldahl total (mg/l)	1.360,24	189,00	
N amoniacal disuelto (mg/l)	1.145,90	158,00	
N orgánico disuelto (mg/l)	65,10	15,00	
N Kjeldahl total disuelto (mg/l)	1.211,00	173,00	

Tabla 24 (Cont.).- Parámetros del Lixiviado que se envió a los expertos junto con el primer cuestionario.

PARÁMETROS	POZO LIXIVIADOS	BALSA DE HOMOGENEIZACIÓN	VALORES LÍMITE DE VERTIDO A CAUCE (CHJ)
N-NH ₃ calculado (mg/l)	31,48	0,08	
NH ₃ calculado (mg/l)	38,23	0,09	7
NH ₃ análisis (mg/l)	39,28	< 1	
Ca (mg/l)	84,07	336,40	
Mg (mg/l)	483,20	346,20	
Na (mg/l)	2.742,38	1.362,00	
K (mg/l)	818,71	449,30	
NH ₄ análisis (mg/l)	1.434,02	203,14	
Suma de cationes	5.562,38	2.697,04	
N-NH ₄ calculado (mg/l)	1.083,40	1.434,24	
NH ₄ calculado (mg/l)	1.434,24	214,62	
HCO ₃ (mg/l)	6.577,30	23,60	
CO ₃ (mg/l)	2,00	< 2	
Cl ⁻ (mg/l)	5.046,32	2.340,00	250
SO ₄ (mg/l)	1.342,34	1.719,00	250
NO ₂ (mg/l)	0,23	88,60	
NO ₃ (mg/l)	34,35	1.304,00	66,4
Suma de aniones	13.002,54	5.475,20	
N-NO ₂ (mg/l)	0,07	26,97	
N-NO ₃ calculado (mg/l)	10,45	396,87	15

Tabla 24 (Cont.).- Parámetros del Lixiviado que se envió a los expertos junto con el primer cuestionario.

PARÁMETROS	POZO LIXIVIADOS	BALSA DE HOMOGENEI- ZACIÓN	VALORES LÍMITE DE VERTIDO A CAUCE (CHJ)
Fósforo total (mgP/L)	5,89	6,24	8
Al (mg/l)	0,63	40,60	
Al disuelto (mg/l)	0,30	0,61	
Si (mg/l)	24,75	28,60	
F- (mg/l)	4,83	1,09	
Fe (mg/l)	0,47	2,62	
Residuo Seco mg/l	11.974,50	8.460,00	
Sólidos disueltos totales (mg/l) 105 °C	11.460,08	7.624,00	
Sólidos disueltos volátiles (mg/l)	1.561,12	1.658,00	
Sólidos en suspensión totales(mg/l)	45,66	338,00	60
Sólidos en suspensión volátiles (mg/l)	19,98	234,00	
Potencial Oxidación-Reducción (mV)		154,00	

El panel de expertos está formado por once personas, ingenieros y profesionales españoles del sector químico, de la ingeniería civil, y de la ingeniería medioambiental. No se pretende que los expertos se enfrenten entre sí, sino que se trata de estudiar la convergencia de puntos de vista sobre la cuestión planteada. El aspecto participativo no está incluido en este método, sobre todo porque se trata de identificar las convergencias de opinión entre los expertos, sobre todo evitando cualquier posible fuente de discordia o conflicto.

Los criterios y alternativas que obtienen menos consenso entre los expertos serán eliminados cara a la segunda fase de encuesta. La selección adecuada de los criterios es un factor decisivo para el desarrollo de este procedimiento. Para entender el proceso, a continuación se desarrolla una breve descripción de los tratamientos de técnicas y criterios seleccionados.

Hoy en día, el tratamiento de lixiviados procedentes de los vertederos de residuos se realiza mediante diferentes procedimientos, en una o varias etapas. El tratamiento de lixiviados puede ser compilado en cinco grupos (Renou et al. 2008; Li et al. 2010; Heyer et al. 2005):

- Recirculación de lixiviados.
- Tratamientos combinados con plantas municipales de depuración de aguas.
- Tratamientos biológicos, aerobios o anaerobios.
- Tratamientos fisico-químicos, como la sedimentación/flotación, separación mediante aire, adsorción, precipitación química u oxidación.
- Tratamientos basados en membranas, incluyendo aquí la microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa.

Las características de los lixiviados de vertedero varían en función del tipo de residuos depositados, el grado de estabilización, la hidrología del sitio, el contenido de humedad, las variaciones estacionales del clima, la edad del relleno sanitario, y el estado de

descomposición en el vertedero (Marañón et al. 2008) (Wang et al 2006). Los lixiviados jóvenes contienen altas cantidades de ácidos grasos volátiles, con una alta proporción de DBO / DQO y son más fáciles de tratar que los lixiviados de vertedero maduros, ya que éstos contienen una fracción de compuestos orgánicos con alta resistencia a los tratamientos biológicos (Abood et al. 2013). Cuando los vertederos envejecen, aumenta la concentración de componentes nitrogenados, y disminuye la biodegradabilidad de la materia orgánica (Ahn et al. 2002). Así, si se quiere cumplir con los requisitos de las descargas de efluentes, el tratamiento de lixiviados puede ser complicado y costoso. Además, los procesos de depuración de lixiviados pueden provocar cambios en las propiedades de los lodos resultantes que aumentan la toxicidad (Chiochetta et al. 2014). Es necesario combinar los métodos físicos y químicos, ya que es difícil de lograr eficiencias de tratamiento satisfactorios para resolver todos los parámetros contaminantes de los lixiviados utilizando cualquiera de estos métodos por separado. La tecnología de tratamiento combinado mejora la calidad de los efluentes y minimiza el residuo obtenido a un coste de tratamiento más bajo que los obtenidos a partir de métodos de tratamiento individuales (Li et al. 2010). Es necesario combinar, atendiendo a una serie de criterios preestablecidos, una serie de procedimientos conocidos, estudiados y contrastados en múltiples instalaciones, para obtener alternativas de tratamiento capaces de eliminar la carga contaminante de los lixiviados generados en las plantas de tratamiento de residuos. Las únicas tecnologías consideradas válidas deben ser aquellas que reúnan los aspectos legales en cuanto a la calidad de los efluentes (Heyer et al. 2005). De acuerdo con los resultados obtenidos tras las primeras opiniones de los expertos consultados, en la primera encuesta del método Delphi, los siguientes tratamientos técnicos han sido considerados en esta tesis:

Tratamiento biológico + fisico-químico + adsorción, Biological treatment + physicochemical + adsorption (PBA): Una combinación de tratamientos sucesivos, a través de un proceso biológico (por lo general aeróbico) que eliminará parte de la materia orgánica, un tratamiento fisico-químico que

elimina la parte no biodegradable de los lixiviados y precipitados de todos los metales pesados que se encuentran en ella (Vedaraman et al. 2013) (Bilal et al. 2013). Se completa por un proceso de adsorción, mediante un filtro de carbón activado, por ejemplo, que permite la eliminación de gran parte de la DQO y el nitrato de amonio.

Tratamiento biológico + tratamientos físico - químico + osmosis inversa, Biological treatment + physico-chemical + reverse osmosis, (PBR): Una combinación de tratamientos sucesivos, a través de un proceso biológico (por lo general aeróbico) que eliminará parte de la materia orgánica, un tratamiento físico-químico que elimina la parte no biodegradable de los lixiviados y precipita todos los metales pesados que se encuentran en ella. Se completa con el paso de los lixiviados a través de algunas membranas de alta presión, en una o dos etapas, que consigue la separación de partículas coloidales, partículas de baja masa molecular y sales solubles (Zhang et al. 2013) (Insel et al. 2013).

Tratamiento biológico + oxidación química (O_3 + UV) + ultrafiltración + adsorción, Biological treatment + chemical oxidation (O_3 + UV) + ultrafiltration+ adsorption, (BCU): Una combinación de tratamientos sucesivos, a través de un proceso biológico (generalmente aeróbico) que eliminará parte de la materia orgánica, una oxidación química, mediante la adición de ozono y rayos ultravioleta, por ejemplo (Chen et al. 2013) (Zhao et al. 2013), y una ultrafiltración para concentrar los sólidos en suspensión, sólidos solubles de alto peso molecular de masa, macromoléculas y otras partículas (Ersahin et al. 2013). El proceso se completa con un proceso de adsorción, mediante un filtro de carbón activado, por ejemplo, que permite la eliminación de gran parte de la DQO y el nitrato de amonio (Insel et al. 2013).

Lagunaje, Lagooning, (LAG): Una combinación de lagunas de maduración, aeróbicas y/o anaeróbicas. Se basan en la

utilización de diversos tipos de plantas herbáceas, rizomas y plantas macrófitas, como bastones o especies de árboles como sauces, para la purificación biológica natural de los lixiviados (Grisey et al. 2012). Este método requiere de altos tiempos de retención, el tiempo suficiente para que se puedan desarrollar las bacterias tanto como sea posible, para que se degrade la fracción orgánica. Los costos de operación y mantenimiento son relativamente bajos.

Tratamiento fermentativo, Fermentative treatment, (FER): Puede ser aeróbico o anaeróbico. En el primer caso, la materia orgánica se descompone a alta velocidad por medio de un suministro de oxígeno. Hay pequeños tiempos de retención. Los porcentajes de eliminación son estimulados por el suministro de oxígeno. En la fermentación anaeróbica, la descomposición de la materia orgánica se lleva a cabo sin oxígeno, aumentando el tiempo necesario para la descomposición, con un mayor tiempo dentro del reactor, pero con purificación de altas cargas de contaminantes orgánicos en el influente. Eso permitirá que el producto resultante para ser utilizado como fertilizante líquido (Romero et al. 2013).

La evaporación forzada, Forced Evaporation (FEV): La evaporación del estado líquido del lixiviado a través de suministro externo de calor, lo que da lugar a una separación en un agua limpia y una fase sólida que incluye todo el material de la contaminación. Normalmente los vapores condensados contienen componentes volátiles y los sólidos son lodos. Se produce un lodo concentrado seco, potencialmente clasificado como un residuo peligroso. Los componentes predominantes en el efluente de plantas de evaporación son volátiles, compuestos orgánicos clorados y a veces de amonio (Boopathy et al. 2013). A menudo son necesarias medidas de tratamiento adicionales, o sucesivas etapas de evaporación; Chiumenti et al. 2013).

No se ha considerado la posibilidad de recirculación de lixiviados en el relleno sanitario, ya que la sostenibilidad a largo plazo y los impactos ambientales de esta práctica siguen sin definirse y deben ser verificados (Xing et al. 2013).

No hay un conjunto recomendado de criterios para la evaluación de estas u otras alternativas. Se pueden utilizar diferentes criterios en función de las características específicas de cada uno de lixiviados, la capacidad de la planta, las tecnologías aplicadas, las estrategias sostenibles y el objetivo del análisis (Curiel-Esparza et al. 2004). Tras las primeras opiniones de los expertos consultados, en la primera fase del método Delphi, se han obtenido una serie de criterios que, para esta tesis, se han agrupado en cuatro categorías:

Coste del tratamiento, Cost of the treatment (COS): Este criterio tiene en cuenta los costes de construcción, montaje electromecánico de maquinaria y el suelo necesario para la ejecución de la planta de tratamiento. También los costes de operación, mantenimiento y gestión de los efluentes.

El lixiviado tratado, Leachate treated (LEA): Se analiza la cantidad y calidad de los lixiviados generados por la planta o el relleno asociado, en relación con el tamaño de la instalación y los procesos que se pueden implementar.

El efluente obtenido tras un proceso de purificación, Effluent obtained after de purification process (EFF): Se considera aquí la cantidad de efluente generado por la planta depuradora, en relación con su sistema de vertido, así como los requisitos de los parámetros de vertido en relación a que esto se haga en cauces públicos o sistemas de depuración externo convencionales.

Impacto sobre el medio ambiente producida por las instalaciones de depuración, Impact on the environment made by the purification installations (ENV): Analiza el impacto ambiental que se ocasiona por el tamaño de la

depuradora en relación con el flujo de lixiviado que purifica, así como los efectos negativos sobre el medio ambiente generados y la capacidad de restaurar los recursos renovables.

Al mismo tiempo, cada uno de estos criterios se puede descomponer en una serie de sub criterios, también seleccionados de entre los propuestos por los expertos consultados en la primera fase del método Delphi, según la importancia que les han dado, (véase la Figura 30) de la siguiente manera:

Instalaciones o Facilities (FAC): Este sub criterio estudia los costes de construcción, montaje de sistemas electromecánicos y la obtención del suelo necesario para la implantación de la depuradora.

Los costes de operación y mantenimiento, Operation & maintenance costs, (O & M): Comprende los costes de operación y mantenimiento de la planta (personal, demanda de energía específica, reactivo, la producción de lodos, materiales, equipos, administración, etc.)

Coste del tratamiento del residuo resultante, Resulting waste treatment cost (RWT): Este sub criterio tiene en cuenta los costes originados a partir del tratamiento del residuo resultante, después de las operaciones de purificación que, en algunos casos, se consideran como residuos peligrosos.

Cantidad de lixiviados, o Leachate quantity (LQN): Se analiza la cantidad de lixiviado generado por la planta o el relleno asociado, en relación con el tamaño de la instalación y los procesos que pueden ser implementados.

Calidad de lixiviados, Leachate quality (LQL): Este sub criterio revisa los parámetros de contaminación de los lixiviados generados por la planta o el relleno asociados en relación con el grado de maduración del vertedero, y si se

trata de un lixiviado de los residuos sólidos urbanos o de procedencia industrial.

Cantidad de efluente producido, Quantity of effluent produced (EQN): Se considera la cantidad de efluentes generados por la planta de depuración relacionada con el sistema de vertido de la misma.

Calidad del efluente, Quality of the effluent (EQL): Este sub criterio estudia los requisitos de los parámetros de vertido en relación a si se produce en un cauce público o a sistemas generales de depuración municipales.

Tamaño de la instalación o Size of the installation (INS): Analiza el impacto ambiental causado por el tamaño de la planta de depuración relacionado con el caudal que purifica.

Olores, Odors (ODO): Este sub criterio considera el impacto ambiental producido por el olor que se puede generar en torno a la planta depuradora.

Ruido, Noise (NOI): Se tiene en cuenta el impacto generado en el medio ambiente por el ruido alrededor de la planta de depuración.

Teniendo en cuenta todos estos requisitos, y tras la etapa inicial del método híbrido Delphi-AHP, el objetivo se descompone en una estructura jerárquica que se muestra en la Figura 30. Obviamente, los criterios y tratamientos técnicos para ser utilizados por cualquier comunidad se adaptarán a las necesidades locales. Dichos criterios y tratamientos serán deducidos de los resultados que se obtendrían del proceso de envío de encuestas a los diferentes expertos que participarían en cada caso concreto.

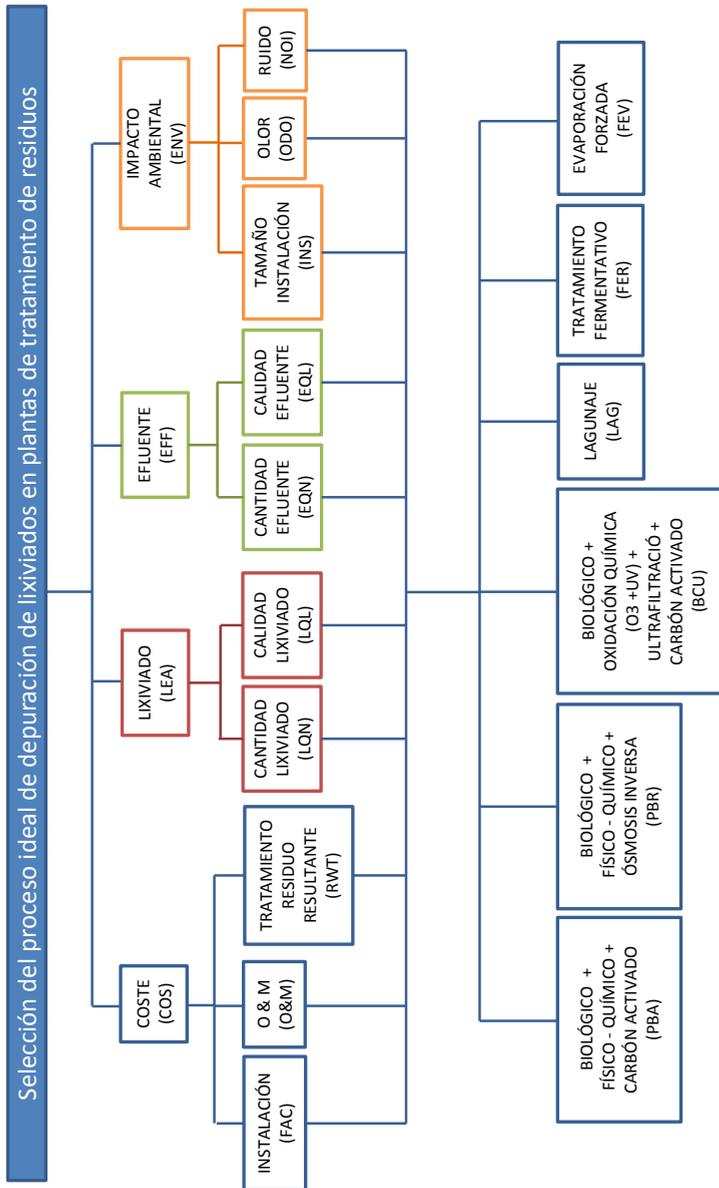


Figura 30.- Árbol Jerárquico obtenido después del primer cuestionario.

5.2.- Matriz de comparación por pares para cada criterio

De acuerdo con el proceso del método Delphi, es necesario enviar a los expertos un segundo cuestionario para la evaluación de los criterios principales. En el proceso Delphi, el panel de expertos interactúa con los comentarios anónimos, mientras que el método AHP se utiliza para obtener una decisión general formada por componentes de decisión más pequeños.

A modo de ejemplo, utilizando una escala de 9 puntos (ver Tabla 19), en la Tabla 25 se muestra un cuestionario especial para la evaluación de criterios con respecto a la meta general.

Tabla 25.- Cuestionario para la evaluación de los criterios respecto al objetivo final

En la selección del proceso óptimo de tratamiento de lixiviados en las plantas de tratamiento de residuos, ¿cuánto más importante es cada factor en comparación con los otros?

	Más Importante				Igual	Menos Importante				
COSTE (COS)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	LIXIVIADO (LEA)
COSTE (COS)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	EFLUENTE (EFF)
COSTE (COS)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	IMPACTO AMBIENTAL (ENV)
LIXIVIADO (LEA)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	EFLUENTE (EFF)
LIXIVIADO (LEA)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	IMPACTO AMBIENTAL (ENV)
EFLUENTE (EFF)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	IMPACTO AMBIENTAL (ENV)

Como ya se ha mencionado, esta escala se ha desarrollado a través del tiempo por Saaty, contrastando su eficacia no sólo en muchas

aplicaciones, sino también a través de comparaciones teóricas con muchas otras escalas (Saaty, 2012). Cada experto realizó una comparación por pares para indicar su preferencia para cada criterio, marcando su selección en el mismo cuestionario. La Tabla 26 muestra un cuestionario especial para la evaluación de sub criterios con respecto al objetivo general, en los términos de cada criterio. Los valores más altos corresponden a una mayor preferencia de uno de los pares de opciones o criterios presentados sobre el otro. Como se mencionó anteriormente, de acuerdo con el método AHP, si el experto prefiere el primer criterio sobre el segundo, el número usado es el número entero correspondiente. Sin embargo, si el experto elige el segundo sobre el primero, se utiliza el inverso del número entero indicado.

Tabla 26.- Cuestionario para la evaluación de sub criterios respecto al objetivo general, en los términos de cada criterio.

En la selección del proceso óptimo de tratamiento de lixiviados en las plantas de tratamiento de residuos, ¿cuánto más importante es cada sub criterio en comparación con los otros?

	Más Importante				Igual					Menos Importante	
EVALUACIÓN DE LOS SUB CRITERIOS DEL CRITERIO COSTE											
IMPLANTACIÓN (FAC)	9	7	5	3	1	3	5	7	9		COSTE O & M (O&M)
IMPLANTACIÓN (FAC)	9	7	5	3	1	3	5	7	9		COSTE DEL TRATAMIENTO DEL RESIDUO RESULTANTE (RWT)
COSTE O & M (O&M)	9	7	5	3	1	3	5	7	9		COSTE DEL TRATAMIENTO DEL RESIDUO RESULTANTE (RWT)

Tabla 26 (Cont.).- Cuestionario para la evaluación de sub criterios respecto al objetivo general, en los términos de cada criterio.

En la selección del proceso óptimo de tratamiento de lixiviados en las plantas de tratamiento de residuos, ¿cuánto más importante es cada sub criterio en comparación con los otros?

	Más Importante				Igual					Menos Importante	
EVALUACIÓN DE LOS SUB CRITERIOS DEL CRITERIO LIXIVIADO											
CANTIDAD DE LIXIVIADO (LQN)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	CALIDAD DEL LIXIVIADO (LQL)	
EVALUACIÓN DE LOS SUB CRITERIOS DEL CRITERIO EFLUYENTE											
CANTIDAD DE EFLUYENTE (EQN)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	CALIDAD DEL EFLUYENTE (EQL)	
EVALUACIÓN DE LOS SUB CRITERIOS DEL CRITERIO MEDIOAMBIENTAL											
TAMAÑO DE LA INSTALACIÓN (INS)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	OLOR (ODO)	
TAMAÑO DE LA INSTALACIÓN (INS)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	RUIDO (NOI)	
OLOR (ODO)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	RUIDO (NOI)	

Como resultado, se obtiene una Tabla de evaluación de los resultados de los criterios con respecto a la meta global (ver Tabla 27), de cada uno de los expertos consultados.

Tabla 27.- Evaluación de los resultados de los criterios con respecto al objetivo final.

Resultados de cada uno de los expertos consultados (E1 a E11)

Pares de Criterios	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
COS vs LEA	5	9	7	9	3	1/3	1/7	3	1/3	5	1/3
COS vs EFF	1/3	5	1/3	3	1/7	5	1/5	1	1/5	3	1/3
COS vs ENV	3	7	3	7	1/3	3	1/7	3	1	7	1/7
LEA vs EFF	1/7	1/5	1/9	1/7	1/9	7	1	1	1/3	1/3	1
LEA vs ENV	1/3	1/3	1/5	1/3	1/5	5	3	5	5	3	1
EFF vs ENV	7	3	5	7	5	1/3	3	5	5	5	1

La matriz de comparación por parejas para los criterios se construye utilizando el valor medio obtenido a partir de la Tabla 27, como veremos más adelante. De la misma forma, la Tabla 28 muestra las respuestas de los expertos para cada sub criterio.

Tabla 28.- Evaluación de los resultados de los sub criterios con respecto a cada uno de los criterios.

Resultados de cada uno de los expertos consultados (E1 a E11)														
Crit.	Pares de Sub criterios			E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
	FAC	vs	O&M	1/9	1/9	1/7	1/9	3	1/3	1/5	1/5	1/5	1/3	1
COS	FAC	vs	RWT	1/5	1/3	1/5	1/3	1/5	1/7	1/5	1/3	1/3	1	1
	O&M	vs	RWT	3	5	3	7	1/7	1/5	1	3	3	3	1
LEA	LQN	vs	LQL	1/7	1/3	1/9	1/7	7	5	1/5	1/3	1	3	1
EFF	EQN	vs	EQL	1/7	1/3	1/5	3	1/5	5	1/5	1/3	1/7	1/3	1/5
	INS	vs	ODO	1/3	1/3	1/3	1/5	3	3	1/7	1	1/3	3	1
ENV	INS	vs	NOI	5	5	3	3	9	3	1/5	5	1	9	1
	ODO	vs	NOI	7	7	5	7	7	1/7	5	9	5	5	1

5.3.- Ponderación de los criterios y sub criterios. Relación de consistencia

Mediante los cálculos que se realizan utilizando el vector de prioridad o autovector, se determina la contribución de cada criterio al objetivo global. Como se ha mencionado anteriormente, no es necesario realizar el cálculo exacto del autovector de cada matriz. Hay autores (Kostlan, 1991) que sostienen que es preferible una buena aproximación al valor exacto, porque se simplifican mucho los cálculos, ya que lo que se está determinando es la participación o el peso de cada criterio en relación con el resultado total global, por lo que sería suficiente que el valor calculado del autovector difiera menos del 10% del valor exacto del mismo. Sin embargo, en nuestro caso, dado que las herramientas matemáticas lo permiten, se alcanzará el valor exacto de los autovectores.

Para la ponderación de los diferentes criterios y sub-criterios, es necesario reflexionar sobre las relaciones de preferencia en la toma de decisiones en grupo, donde son ampliamente utilizadas. Suele hablarse de dos tipos de relaciones de preferencia, desde un punto de vista de las formas de dichos elementos. Por un lado se habla de las relaciones de preferencia lingüísticas y, por otro, de las numéricas. (Dong, 2009; Herrera et al. 1996; Herrera et al. 2000). Las relaciones de preferencia lingüísticas dan lugar a apreciaciones más subjetivas, ya que la misma palabra para una persona no significa exactamente lo mismo que para otra.

Pero, a su vez, la toma de decisiones en grupo se realiza mediante dos procesos diferentes (Herrera –Viedma et al. 2002; Herrera-Viedma et al. 2007). Por un lado mediante un proceso de selección y, por otro lado, mediante un proceso de consenso. En el primer caso, si estamos en un modelo de selección, nos encontramos que necesitamos agregar las preferencias individuales de cada una de las personas tomadoras de decisiones para, a continuación, explotar la preferencia del grupo de tomadores de decisiones como un único ente tomador de decisión que nos ofrece la solución final del grupo en su conjunto.

Por otro lado, si nos encontramos con un modelo de consenso, podemos pensar que se debe llegar a un acuerdo total y unánime entre todos los tomadores de decisiones, con respecto a todas las posibles alternativas planteadas. En la vida real, lo que nos encontramos habitualmente es lo que algunos investigadores llaman “consenso suave” (Dong, 2009), o lo que es lo mismo, nos encontramos con decisiones consensuadas de grupo sin que ninguno de sus integrantes se sienta incómodo con la decisión adoptada, pero sin que, necesariamente sea la solución apoyada por cada uno de los mencionados integrantes (Herrera et al. 1996; Herrera et al. 2000).

En el Proceso Analítico Jerárquico estas relaciones de preferencia constituyen las matrices de juicio, y se expresan las preferencias de los tomadores de decisiones (Saaty, 1980). Muchos investigadores (Aguarón et al. 2003; Bryson, 1996; Escobar & Moreno-Jiménez, 2007, Forman & Peniwati, 1998; Huang et al. 2009; Srdjevic, 2007) se centran en el modelo de selección de AHP para tomar decisiones en grupo (es decir, las reglas de agregación y los métodos de asignación de prioridades).

Dos de los métodos que se emplean en la toma de decisiones en grupo son la agregación de juicios individuales (AIJ, por sus siglas en inglés para Aggregation of Individual Judgments) y la agregación de las prioridades individuales (AIP, por sus siglas en inglés para Aggregation of Individual Priorities). La comparación entre los dos esquemas de funcionamiento se recoge en la Figura 31.

En esta tesis doctoral se emplearán ambos métodos, lo que dará lugar a una posterior comparación entre los resultados obtenidos por uno u otro camino.

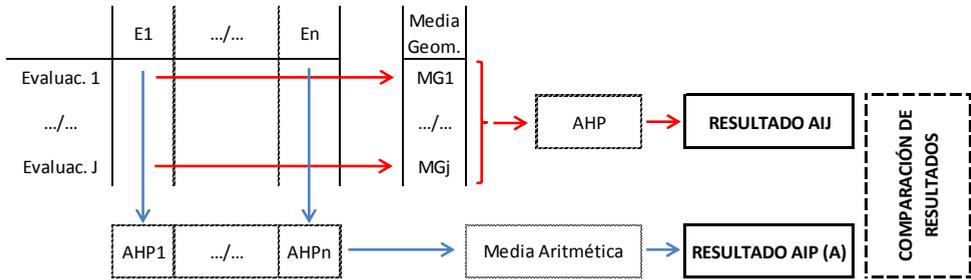
MÉTODO AIJ vs. AIP

Figura 31.- Esquema de los procedimientos AIJ y AIP para agregación de juicios.

5.3.1.- Método de la Agregación de Juicios Individuales (AIJ)

El método denominado AIJ sigue el esquema de resolución común de los modelos de selección, como se mencionó anteriormente. En la fase de la agregación de juicios individuales, se utiliza generalmente el método de la media geométrica ponderada (WGMM, por sus siglas en inglés de Weighted Geometric Mean Method) (Dong et al. 2010), con el fin de obtener una matriz juicio colectivo. Tratar el grupo como un nuevo individuo con AIJ requiere la satisfacción de la condición de reciprocidad para los juicios. Según Forman & Peniwati (Forman & Peniwati, 1998), la WGMM es, de hecho, el único método que preserva la estructura recíprocamente simétrica de las matrices de juicio y satisface el Principio de Pareto sobre juicios y la denominada condición de homogeneidad. Otros autores (Bernasconi et al. 2014) mantienen que otros métodos o procedimientos, como la media aritmética, no lo garantizan.

En la fase de explotación de las actividades conjuntas, los métodos de asignación de prioridades, como el método de valor propio (EM, Eigenvalue Method en inglés) (Chiclana et al. 2008) y el método de la fila de la media geométrica (RGMM, Row Geometric Mean Method en inglés) (Crawford & Williams, 1985), se utilizan para obtener un vector propio (de prioridad) en la matriz de juicio colectivo.

$$A(c) = (a_{ij}(c))_{n \times n}, \text{ donde } a_{ij} = \prod_{k=1}^m (a_{ij}^{(k)})^{1/k} \quad (26)$$

La prioridad relativa de cada criterio será determinado después de desarrollar la matriz de comparación por pares para los criterios (A). El vector propio de esta matriz es el vector de prioridad deseado ω según Saaty. Para encontrar este vector prioridad, el sistema lineal $A\omega = \lambda\omega$ debe ser resuelto, lo que implica que:

$$\det(A - \lambda I) = 0 \quad (27)$$

El sistema experto utiliza los datos obtenidos a partir de las consultas realizadas a los expertos, la búsqueda de información correcta y coherente que nos permita tomar la mejor decisión. Su conocimiento y experiencia del problema les ayuda a identificar y establecer prioridades con criterios no conmensurables. La media geométrica de las columnas se ha obtenido como se detalla en los párrafos anteriores, agregando matrices de juicio individuales para obtener una matriz de opinión colectiva, después de comprobar que la opinión expresada por cada uno de los expertos es coherente, en los términos que preconiza Saaty y que se han explicado previamente. La Tabla 28 se reproduce a continuación, como Tabla 29, añadiendo una columna con la media geométrica de los juicios emitidos por los expertos, y tres filas con los índices de consistencia de cada uno de ellos.

Tabla 29.- Evaluación de los resultados de los criterios con respecto al objetivo final.

Resultados de cada uno de los expertos consultados (E1 a E11), agregados mediante el método de la Agregación de Juicios Individuales (AIJ).

Pares de Criterios			E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	MEDIA GEOM.
COS	vs	LEA	5	9	7	9	3	1/3	1/7	3	1/3	5	1/3	1,8080
COS	vs	EFF	1/3	5	1/3	3	1/7	5	1/5	1	1/5	3	1/3	0,7582
COS	vs	ENV	3	7	3	7	1/3	3	1/7	3	1	7	1/7	1,6105
LEA	vs	EFF	1/7	1/5	1/9	1/7	1/9	7	1	1	1/3	1/3	1	0,3975
LEA	vs	ENV	1/3	1/3	1/5	1/3	1/5	5	3	5	5	3	1	1,0475
EFF	vs	ENV	7	3	5	7	5	1/3	3	5	5	5	1	3,2715
$\lambda_{max} =$			4,1429	4,1740	4,1747	4,2550	4,1740	4,1185	4,2253	4,2625	4,1165	4,1185	4,0916	4,0165
CI =			0,0476	0,0580	0,0582	0,0850	0,0580	0,0395	0,0751	0,0875	0,0388	0,0395	0,0305	0,0055
CR =			0,0535	0,0652	0,0654	0,0955	0,0652	0,0444	0,0844	0,0983	0,0436	0,0444	0,0343	0,0062

Estos valores de la columna de juicios agregados, o de la Media Geométrica, se incorporan en la matriz agregada de criterios, con su vector propio, tal y como se muestra a continuación:

$$A = \begin{bmatrix} 1,0000 & 1,8080 & 0,7582 & 1,6105 \\ 0,5531 & 1,0000 & 0,3975 & 1,0475 \\ 1,3189 & 2,5155 & 1,0000 & 3,2715 \\ 0,6209 & 0,9546 & 0,3057 & 1,0000 \end{bmatrix} \quad (28)$$

En nuestro caso, para la matriz de criterios, $\lambda_{\max} = 4,0165$, $CI = 0,0055$ y $CR = 0,0062 < 0,05$, lo que implica que la condición de consistencia es satisfecha, por lo que se puede calcular el vector propio:

$$\begin{aligned} \omega &= [COS \quad LEA \quad EFF \quad ENV] = \\ &= [0,2784 \quad 0,1575 \quad 0,4149 \quad 0,1492] \end{aligned} \quad (29)$$

La síntesis jerárquica se utiliza ahora para ponderar los vectores propios por los pesos de los criterios y la suma se toma sobre todas las entradas ponderadas del vector propio correspondiente a aquellos en el nivel inmediatamente inferior de la jerarquía.

Para la evaluación de los Sub-criterios se procede de igual forma, obteniendo cuatro matrices con sus respectivos vectores propios, a partir de la media geométrica de los juicios emitidos por los expertos, tal y como se ha mostrado anteriormente.

La Tabla 30 muestra, al igual que antes para los criterios, la agregación de los juicios emitidos mediante el método de la media geométrica, y la comprobación de la consistencia de los juicios de cada uno de los expertos, ordenados según la comparación entre pares de sub-criterios de cada criterio.

Tabla 30.- Evaluación de los resultados de los sub criterios con respecto a cada uno de los criterios.

Resultados de cada uno de los expertos consultados (E1 a E11), agregados mediante el método de la Agregación de Juicios Individuales (AIJ).

Crit.	Pares de Sub criterios			E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	MEDIA GEOM.
COS	FAC	vs	O&M	1/9	1/9	1/7	1/9	3	1/3	1/5	1/5	1/5	1/3	1	0,2685
	FAC	vs	RWT	1/5	1/3	1/5	1/3	1/5	1/7	1/5	1/3	1/3	1	1	0,3130
	O&M	vs	RWT	3	5	3	7	1/7	1/5	1	3	3	3	1	1,6477
														$\lambda_{max} =$	3,0133
														CI =	0,0067
														CR =	0,0128
														CR % =	1,28%
LEA	LQN	vs-	LQL	1/7	1/3	1/9	1/7	7	5	1/5	1/3	1	3	1	0,6209
EFF	EQN	vs	EQL	1/7	1/3	1/5	3	1/5	5	1/5	1/3	1/7	1/3	1/5	0,3707
ENV	INS	vs	ODO	1/3	1/3	1/3	1/5	3	3	1/7	1	1/3	3	1	0,6550
	INS	vs	NOI	5	5	3	3	9	3	1/5	5	1	9	1	2,6959
	ODO	vs	NOI	7	7	5	7	7	1	3	9	5	5	1	4,2468
														$\lambda_{max} =$	3,0001
														CI =	0,0001
														CR =	0,0001
														CR % =	0,01%

De este modo, se obtienen las siguientes matrices y vectores propios:

Para el criterio COS:

$$A = \begin{bmatrix} 1,0000 & 0,2685 & 0,3130 \\ 3,7246 & 1,0000 & 1,6477 \\ 3,1952 & 0,6069 & 1,0000 \end{bmatrix} \quad (30)$$

$$\omega = [0,1246 \quad 0,5207 \quad 0,3547] \quad (31)$$

En nuestro caso, los valores de λ_{\max} , CI y CR son, respectivamente, $\lambda_{\max} = 3,0133$, $CI = 0,0067$, $CR = 0,0128 < 0,05$, y la condición de consistencia se satisface.

Multiplicando este vector, por el peso del criterio correspondiente, COS, (en nuestro caso, 27.84%) obtenemos la contribución de cada uno de los sub-criterios al objetivo final:

$$COS = [FAC \quad O\&M \quad RWT] = [0,0347 \quad 0,1450 \quad 0,0987] \quad (32)$$

Para el criterio LEA:

$$A = \begin{bmatrix} 1,0000 & 0,6209 \\ 1,6105 & 1,0000 \end{bmatrix} \quad (33)$$

$$\omega = [0,3831 \quad 0,6169] \quad (34)$$

En nuestro caso, la matriz es consistente, por ser de orden 2.

Multiplicando este vector, por el peso del criterio correspondiente, LEA, (en nuestro caso, 15,75%) obtenemos la contribución de cada uno de los sub-criterios al objetivo final:

$$LEA = [LQN \quad LQL] = [0,0603 \quad 0,0972] \quad (35)$$

Para el sub-criterio EFF:

$$A = \begin{bmatrix} 1,0000 & 0,3707 \\ 2,6979 & 1,0000 \end{bmatrix} \quad (36)$$

$$\omega = [0,2704 \quad 0,7296] \quad (37)$$

En nuestro caso, la matriz es consistente, por ser de orden 2.

Multiplicando este vector, por el peso del criterio correspondiente, EFF, (en nuestro caso, 41,49%) obtenemos la contribución de cada uno de los sub-criterios al objetivo final:

$$EFF = [EQN \quad EQL] = [0,1122 \quad 0,3707] \quad (38)$$

Para el sub-criterio ENV:

$$A = \begin{bmatrix} 1,0000 & 0,6550 & 2,6959 \\ 1,5267 & 1,0000 & 4,2468 \\ 0,3709 & 0,2355 & 1,0000 \end{bmatrix} \quad (39)$$

$$\omega = [0,3437 \quad 0,5302 \quad 0,1262] \quad (40)$$

En nuestro caso, los valores de λ_{\max} , CI y CR son, respectivamente, $\lambda_{\max} = 3,0001$, $CI = 0,0001$, $CR = 0,0001 < 0,05$, y la condición de consistencia se satisface.

Multiplicando este vector, por el peso del criterio correspondiente, ENV, (en nuestro caso, 14,92%) obtenemos la contribución de cada uno de los sub-criterios al objetivo final:

$$ENV = [INS \quad ODO \quad NOI] = [0,0513 \quad 0,0791 \quad 0,0188] \quad (41)$$

En definitiva, el peso de los diferentes sub-criterios en la elección del objetivo final se puede recoger en la siguiente tabla, ordenando los resultados anteriores (32), (35), (38) y (41), Tabla 31. Como se puede comprobar, suman la unidad, o el 100%.

Tabla 31.- Aportación de los diferentes sub-criterios al objetivo general. Método AIJ.

Matriz de sub-criterios		Posición
FAC	0,0347	9
O&M	0,1450	2
RWT	0,0987	4
LQN	0,0603	7
LQL	0,0972	5
EQN	0,1122	3
EQL	0,3027	1
INS	0,0513	8
ODO	0,0791	6
NOI	0,0188	10

5.3.2.- Método de la Agregación de Prioridades Individuales (AIP)

Al contrario que en el método anterior, el método de Agregación de Prioridades Individuales, denominado AIP por sus siglas en inglés (Aggregation Individual Priority), requiere desarrollar primero un proceso AHP para todos y cada uno de los expertos, cuyos resultados se agruparán en cada una de las jerarquías del proceso para obtener un resultado único.

La media de los resultados de la aplicación del método a cada experto se puede hacer mediante media aritmética, al contrario que en el caso anterior, donde se recomienda el uso exclusivo de la media geométrica, como ya hemos visto antes.

Aplicando el método AHP tal y como se ha hecho hasta ahora, pero a cada uno de los expertos, obtendremos la contribución de los criterios y sub-criterios al objetivo global. No es más que de cada matriz de comparación de juicios entre pares, en las dos jerarquías mencionadas, hay que obtener el correspondiente autovector, normalizando la matriz.

Obtenidos los pesos de cada criterio, el peso final de cada sub-criterio se obtiene multiplicando el autovector correspondiente a cada uno de ellos por el peso del criterio del que depende en la jerarquía.

Los resultados se ordenan en las siguientes tablas. En la Tabla 32 encontraremos el peso de los diferentes criterios y en la Tabla 33, el peso de los diferentes sub-criterios, empleando como medio de integración la media aritmética. Como consecuencia, en la Tabla 34 encontraremos la aportación de los diferentes sub-criterios al objetivo general según AIP.

Tabla 32.- Aportación de los diferentes criterios al objetivo general. Método AIP.

EVALUACIÓN DE CRITERIOS										
E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
0,2490	0,6574	0,2674	0,5691	0,0942	0,2622	0,0488	0,3823	0,0914	0,5650	0,0774
0,0539	0,0457	0,0399	0,0411	0,0457	0,5650	0,3944	0,2427	0,2788	0,1175	0,2823
0,5921	0,2027	0,5660	0,3129	0,6574	0,0553	0,3713	0,3025	0,5474	0,2622	0,2823
0,1049	0,0942	0,1267	0,0769	0,2027	0,1175	0,1855	0,0725	0,0824	0,0553	0,3580
VECTOR PROPIO CRITERIOS										
0,2968	COS	29,68%								
0,1916	LEA	19,16%								
0,3775	EFF	37,75%								
0,1342	ENV	13,42%								
1,0000										

Tabla 33.- Aportación de los diferentes sub-criterios al objetivo general. Método AIP.

EVALUACIÓN DE SUB-CRITERIOS											
	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7	E 8	E 9	E 10	E 11
CRITERIO COS	0,0629	0,0704	0,0719	0,0658	0,1884	0,0810	0,0909	0,1047	0,1047	0,2000	0,3333
	0,6716	0,7514	0,6491	0,7854	0,0810	0,1884	0,4545	0,6370	0,6370	0,6000	0,3333
	0,2654	0,1782	0,2790	0,1488	0,7306	0,7306	0,4545	0,2583	0,2583	0,2000	0,3333
	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7	E 8	E 9	E 10	E 11
CRITERIO LEA	0,1250	0,2500	0,1000	0,1250	0,8750	0,8333	0,1667	0,2500	0,5000	0,7500	0,5000
	0,8750	0,7500	0,9000	0,8750	0,1250	0,1667	0,8333	0,7500	0,5000	0,2500	0,5000
	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7	E 8	E 9	E 10	E 11
CRITERIO EFF	0,1250	0,2500	0,1000	0,1250	0,8750	0,8333	0,1667	0,2500	0,5000	0,7500	0,5000
	0,8750	0,7500	0,9000	0,8750	0,1250	0,1667	0,8333	0,7500	0,5000	0,2500	0,5000
	E 1	E 2	E 3	E 4	E 5	E 6	E 7	E 8	E 9	E 10	E 11
CRITERIO ENV	0,0629	0,0704	0,0719	0,0658	0,1884	0,0810	0,0909	0,1047	0,1047	0,2000	0,3333
	0,6716	0,7514	0,6491	0,7854	0,0810	0,1884	0,4545	0,6370	0,6370	0,6000	0,3333
	0,2654	0,1782	0,2790	0,1488	0,7306	0,7306	0,4545	0,2583	0,2583	0,2000	0,3333

Tabla 33 (Cont.)- Aportación de los diferentes sub-criterios al objetivo general. Método AIP.

EVALUACIÓN DE SUB-CRITERIOS				
VECTOR PROPIO SUB-CRITERIOS DE COS				
	0,1249	0,0371	FAC	3,71%
	0,5262	0,1562	O&M	15,62%
	0,3488	0,1035	RWT	10,35%
COMPROB.	1,0000			
VECTOR PROPIO SUB-CRITERIOS DE LEA				
	0,4068	0,0779	LQN	7,79%
	0,5932	0,1136	LQL	11,36%
COMPROB.	1,0000			
VECTOR PROPIO SUB-CRITERIOS DE EFF				
	0,4068	0,1536	EQN	15,36%
	0,5932	0,2239	EQL	22,39%
COMPROB.	1,0000			
VECTOR PROPIO SUB-CRITERIOS DE ENV				
	0,1249	0,0168	INS	1,68%
	0,5262	0,0706	ODO	7,06%
	0,3488	0,0468	NOI	4,68%
COMPROB.	1,0000			100%

En definitiva, el peso de los diferentes sub-criterios en la elección del objetivo final, aplicando el método AIP con la media aritmética se puede recoger en la siguiente tabla, Tabla 34. Como se puede comprobar, suman la unidad, o el 100%.

Tabla 34.- Aportación de los diferentes sub-criterios al objetivo general. Método AIP.

Matriz de sub-criterios		Posición
FAC	0,0371	9
O&M	0,1562	2
RWT	0,1035	5
LQN	0,0779	6
LQL	0,1136	4
EQN	0,1536	3
EQL	0,2239	1
INS	0,0168	10
ODO	0,0706	7
NOI	0,0468	8

Comparando las tablas 31 y 34, observamos ligeras diferencias en la aplicación de los métodos, que posibilitan una disparidad de resultados finales. Se presentan en la Tabla 35.

Tabla 35.- Comparación de resultados de aportación de los diferentes sub-criterios al objetivo general, según los Métodos AIJ y AIP (medias geométrica y aritmética).

Sub-criterios	AIJ	Posición	AIP	Posición
FAC	0,0347	9	0,0371	9
O&M	0,1450	2	0,1562	2
RWT	0,0987	4	0,1035	5
LQN	0,0603	7	0,0779	6
LQL	0,0972	5	0,1136	4
EQN	0,1122	3	0,1536	3
EQL	0,3027	1	0,2239	1
INS	0,0513	8	0,0168	10
ODO	0,0791	6	0,0706	7
NOI	0,0188	10	0,0468	8

De forma gráfica, la distribución de pesos y la posición relativa de cada uno de los sub criterios es:

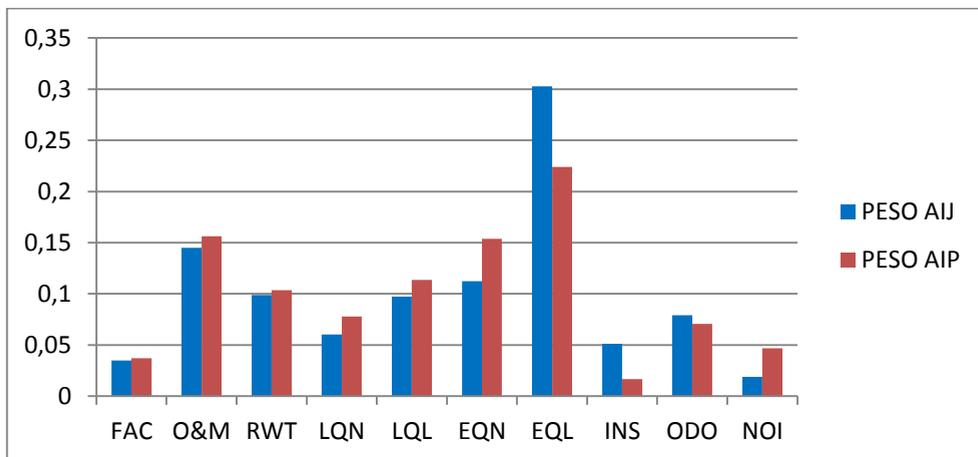


Figura 32.- Pesos de cada sub criterio según el procedimiento empleado para agregación de juicios. Métodos AIJ y AIP.

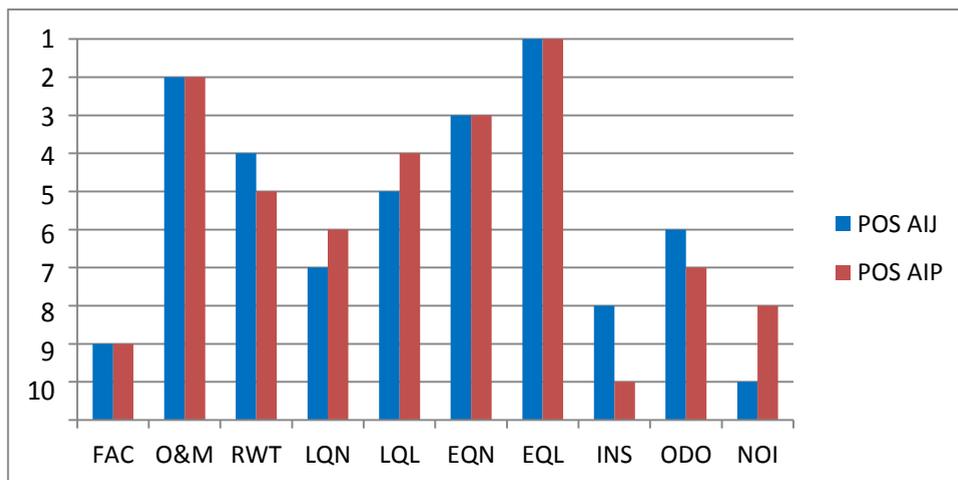


Figura 33.- Diferencias entre las posiciones relativas de cada sub criterio según el procedimiento empleado para agregación de juicios. Métodos AIJ y AIP.

5.4.- Evaluación de los tratamientos técnicos en función de los criterios y sub criterios

Después de evaluar el peso de cada criterio y sub criterio, se procede a calcular la prioridad de cada alternativa con respecto a cada sub criterio. Se envía un tercer cuestionario a los expertos para evaluar los tratamientos técnicos. Cada experto llevará a cabo una comparación por pares para indicar su preferencia para cada alternativa. A continuación, se construye una matriz de comparación por pares para los tratamientos técnicos utilizando el valor de la media geométrica obtenida de los expertos mediante ambos métodos AIJ y AIP antes mencionados. Como en los pasos anteriores, el método del vector propio se ha aplicado para obtener el vector de prioridad, y un análisis de coherencia se realiza para cada caso.

5.4.1.- Comparación por pares para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIJ

Para la evaluación de las alternativas, obtenemos diez matrices con sus correspondientes vectores propios, una para cada sub criterio. Son las siguientes:

C11: FAC	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,8639	0,8639	2,9344	1,3179	0,5125	0,1630
PBR	1,1576	1,0000	1,4135	2,9140	1,2297	0,5327	0,1857
BCU	1,1576	0,7075	1,0000	3,1694	1,1306	0,7075	0,1731
LAG	0,3408	0,3432	0,3155	1,0000	0,4494	0,3035	0,0634
FER	0,7588	0,8132	0,8845	2,2250	1,0000	0,5659	0,1430
FEV	1,9514	1,8773	1,4135	3,2944	1,7672	1,0000	0,2717
	$\lambda_{\max} =$	6,0543	CI =	0,0109	CR =	0,0087	

C12: O & M	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,5280	0,6447	1,2590	1,0395	0,6862	0,1312
PBR	1,8940	1,0000	1,2881	1,6105	1,2688	0,9699	0,2090
BCU	1,5511	0,7763	1,0000	1,6858	1,3588	1,2406	0,1975
LAG	0,7943	0,6209	0,5932	1,0000	0,5619	0,3408	0,1001
FER	0,9620	0,7881	0,7359	1,7796	1,0000	0,6910	0,1500
FEV	1,4574	1,0311	0,8061	2,9344	1,4472	1,0000	0,2123
$\lambda_{max} = 6,0725$ CI = 0,0145 CR = 0,0116							

C13: RWT	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,6862	0,4634	0,5969	0,4888	0,4291	0,0917
PBR	1,4574	1,0000	0,6209	0,6258	0,6550	0,5659	0,1211
BCU	2,1579	1,6105	1,0000	0,7463	0,7873	0,6910	0,1671
LAG	1,6753	1,5980	1,3399	1,0000	0,7818	0,4967	0,1672
FER	2,0456	1,5267	1,2702	1,2791	1,0000	0,5243	0,1850
FEV	2,3307	1,7672	1,4472	2,0135	1,9073	1,0000	0,2678
$\lambda_{max} = 6,0763$ CI = 0,0153 CR = 0,0122							

C21: LQN	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,4967	0,6209	2,0585	0,8247	0,4257	0,1180
PBR	2,0135	1,0000	1,0973	3,4510	1,4574	1,1843	0,2326
BCU	1,6105	0,9113	1,0000	3,4779	1,6105	0,8845	0,2105
LAG	0,4858	0,2898	0,2875	1,0000	0,3707	0,2993	0,0615
FER	1,2126	0,6862	0,6209	2,6979	1,0000	0,6353	0,1483
FEV	2,3488	0,8444	1,1306	3,3409	1,5741	1,0000	0,2291
$\lambda_{max} = 6,0223$ CI = 0,0045 CR = 0,0036							

C22: LQL	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,7075	0,7411	4,8386	2,8915	2,0456	0,2150
PBR	1,4135	1,0000	1,0475	5,6862	3,6151	2,3488	0,2789
BCU	1,3493	0,9546	1,0000	4,9504	3,7869	2,3864	0,2697
LAG	0,2067	0,1759	0,2020	1,0000	0,5005	0,4099	0,0464
FER	0,3458	0,2766	0,2641	1,9979	1,0000	0,8839	0,0819
FEV	0,4888	0,4257	0,4190	2,4397	1,1314	1,0000	0,1081
	λ_{\max} =	6,0215	CI =	0,0043	CR =	0,0034	

C31: EQN	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,4324	0,4324	2,7603	1,4135	0,6702	0,1320
PBR	2,3127	1,0000	0,8639	3,9002	2,0314	0,8503	0,2288
BCU	2,3127	1,1576	1,0000	4,8013	2,2250	1,0311	0,2588
LAG	0,3623	0,2564	0,2083	1,0000	0,4194	0,3598	0,0560
FER	0,7075	0,4923	0,4494	2,3846	1,0000	0,6309	0,1159
FEV	1,4922	1,1761	0,9699	2,7797	1,5851	1,0000	0,2084
	λ_{\max} =	6,0690	CI =	0,0138	CR =	0,0110	

C32: EQL	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,3913	0,4067	5,9084	3,6986	2,6791	0,1781
PBR	2,5557	1,0000	0,8839	7,2093	5,2318	3,2426	0,3111
BCU	2,4586	1,1314	1,0000	8,0284	5,5190	3,3968	0,3308
LAG	0,1693	0,1387	0,1246	1,0000	0,3357	0,4164	0,0332
FER	0,2704	0,1911	0,1812	2,9791	1,0000	0,9407	0,0667
FEV	0,3733	0,3084	0,2944	2,4013	1,0631	1,0000	0,0800
	λ_{\max} =	6,1287	CI =	0,0257	CR =	0,0206	

C41: INS	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,6069	0,7818	2,3127	1,5869	1,2392	0,1771
PBR	1,6477	1,0000	1,0475	2,6535	2,2966	1,4145	0,2450
BCU	1,2791	0,9546	1,0000	2,5155	2,0929	1,2891	0,2215
LAG	0,4324	0,3769	0,3975	1,0000	0,5280	0,5125	0,0796
FER	0,6302	0,4354	0,4778	1,8940	1,0000	0,8503	0,1207
FEV	0,8070	0,7069	0,7757	1,9514	1,1761	1,0000	0,1561
	λ_{max} =	6,0322	CI =	0,0064	CR =	0,0052	

C42: ODO	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,9050	0,6069	3,5832	3,1694	2,4415	0,2177
PBR	1,1050	1,0000	0,8189	3,8672	3,7563	2,7380	0,2510
BCU	1,6477	1,2211	1,0000	3,9874	3,5023	3,0955	0,2918
LAG	0,2791	0,2586	0,2508	1,0000	0,4634	0,3514	0,0536
FER	0,3155	0,2662	0,2855	2,1579	1,0000	0,8379	0,0826
FEV	0,4096	0,3652	0,3231	2,8460	1,1935	1,0000	0,1032
	λ_{max} =	6,0994	CI =	0,0199	CR =	0,0159	

C43: NOI	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV	VECTOR PROPIO
PBA	1,0000	0,9546	0,7411	0,3948	1,3805	1,3493	0,1353
PBR	1,0475	1,0000	0,8189	0,3795	1,2211	1,3189	0,1356
BCU	1,3493	1,2211	1,0000	0,4498	1,5149	1,8080	0,1705
LAG	2,5331	2,6350	2,2233	1,0000	3,5308	2,8241	0,3467
FER	0,7244	0,8189	0,6601	0,2832	1,0000	0,6253	0,0975
FEV	0,7411	0,7582	0,5531	0,3541	1,5992	1,0000	0,1144
	λ_{max} =	6,0370	CI =	0,0074	CR =	0,0059	

En todas ellas se cumple la condición de consistencia, por lo que son aptas para componer la matriz general de tratamientos técnicos y la matriz del vector de sub criterios para este caso, que se muestran en las tablas 36 y 37.

Tabla 36.- Matriz general de tratamientos técnicos según el método AIJ.

	FAC	O&M	RWT	LQN	LQL	EQN	EQL	INS	ODO	NOI
PBA	0,1630	0,1312	0,0917	0,1180	0,2150	0,1320	0,1781	0,1771	0,2177	0,1353
PBR	0,1857	0,2090	0,1211	0,2326	0,2789	0,2288	0,3111	0,2450	0,2510	0,1356
BCU	0,1731	0,1975	0,1671	0,2105	0,2697	0,2588	0,3308	0,2215	0,2918	0,1705
LAG	0,0634	0,1001	0,1672	0,0615	0,0464	0,0560	0,0332	0,0796	0,0536	0,3467
FER	0,1430	0,1500	0,1850	0,1483	0,0819	0,1159	0,0667	0,1207	0,0826	0,0975
FEV	0,2717	0,2123	0,2678	0,2291	0,1081	0,2084	0,0800	0,1561	0,1032	0,1144
CHECK	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000

Tabla 37.- Matriz general de pesos de los sub criterios según el método AIJ.

MATRIZ DE SUB CRITERIOS	POSICIÓN
FAC	0,0347
O&M	0,1450
RWT	0,0987
LQN	0,0603
LQL	0,0972
EQN	0,1122
EQL	0,3027
INS	0,0513
ODO	0,0791
NOI	0,0188

Multiplicando ambas matrices, obtenemos el vector de propuesta del tratamiento técnico escogido por los expertos, según la agregación de juicios mediante el método AIJ antes explicado, (Tabla 38).

Tabla 38.- Vector de propuesta del tratamiento técnico según el método AIJ.

	PROPUESTA DE ELECCIÓN (AIJ)		POSICIÓN	DEFINICIÓN DE LA PROPUESTA
PBA	0,15932	15,93%	3	Biological + Physical - Chemical Treatment + Adsorption
PBR	0,24466	24,47%	2	Biological + Physical - Chemical Treatment + Reverse Osmosis
BCU	0,25687	25,69%	1	Biological + Chemical Oxidation (O ₃ +Uv) + Ultrafiltration + Adsorption
LAG	0,07263	7,26%	6	Lagoons
FER	0,10962	10,96%	5	Fermentative Treatment
FEV	0,15689	15,69%	4	Evaporation

5.4.2.- Comparación por pares para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIP

Tal y como se ha mencionado anteriormente, la agregación de juicios mediante el método AIP requiere el desarrollo de un AHP para cada uno de los expertos consultados, para después componer la elección final por agregación de todos ellos. Se han ordenado las diferentes evaluaciones de los expertos, obtenidas en cada una de las aplicaciones del método AHP a sus juicios, obteniéndose, para cada sub criterio las siguientes matrices:

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	VECTOR PROPIO PARA FAC		
0,1397	0,1664	0,0899	0,0515	0,1913	0,1737	0,0398	0,2840	0,3810	0,0947	0,0931	0,1550	PBA	15,50%
0,0801	0,1664	0,0899	0,1095	0,1913	0,1737	0,0595	0,3616	0,2915	0,0947	0,2193	0,1671	PBR	16,71%
0,0385	0,1664	0,0899	0,2402	0,0779	0,2171	0,0425	0,2460	0,1257	0,2559	0,2759	0,1614	BCU	16,14%
0,0238	0,0252	0,0390	0,0279	0,0368	0,0515	0,4168	0,0327	0,0269	0,2559	0,0339	0,0882	LAG	8,82%
0,2537	0,0722	0,3241	0,4615	0,0779	0,1105	0,2352	0,0430	0,1007	0,0428	0,0339	0,1596	FER	15,96%
0,4643	0,4033	0,3672	0,1095	0,4247	0,2735	0,2062	0,0326	0,0742	0,2559	0,3439	0,2687	FEV	26,87%

1,0000

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	VECTOR PROPIO PARA O&M		
0,0735	0,0325	0,0507	0,0326	0,0368	0,2149	0,3358	0,1886	0,1996	0,0849	0,1486	0,1271	PBA	12,71%
0,0391	0,0681	0,0507	0,1414	0,0779	0,2149	0,3358	0,1886	0,3665	0,3401	0,3032	0,1933	BPR	19,33%
0,0257	0,0325	0,0507	0,2189	0,0779	0,2684	0,1564	0,5156	0,2227	0,3401	0,3535	0,2057	BCU	20,57%
0,2458	0,1346	0,2508	0,2749	0,1913	0,0373	0,0336	0,0251	0,0208	0,0248	0,0285	0,1152	LAG	11,52%
0,1257	0,2573	0,1235	0,2749	0,4247	0,0974	0,0691	0,0411	0,1149	0,0442	0,0300	0,1457	FER	14,57%
0,4902	0,4750	0,4737	0,0573	0,1913	0,1671	0,0691	0,0411	0,0755	0,1660	0,1362	0,2130	FEV	21,30%

1,0000

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
0,0391	0,0368	0,0507	0,0385	0,1000	0,2033	0,0448	0,0626	0,1535	0,0442	0,1270
0,0269	0,0779	0,0507	0,2034	0,1000	0,2287	0,0438	0,0626	0,2464	0,0442	0,1840
0,0645	0,0779	0,0507	0,1910	0,1000	0,2287	0,0467	0,0626	0,4585	0,1052	0,5737
0,1160	0,1913	0,1235	0,4115	0,1000	0,1794	0,2165	0,0912	0,0229	0,4628	0,0278
0,2734	0,1913	0,4737	0,0778	0,3000	0,0777	0,1764	0,2253	0,0609	0,1052	0,0278
0,4801	0,4247	0,2508	0,0778	0,3000	0,0823	0,4717	0,4956	0,0578	0,2382	0,0597

VECTOR PROPIO PARA RWT		
0,0819	PBA	8,19%
0,1153	PBR	11,53%
0,1781	BCU	17,81%
0,1766	LAG	17,66%
0,1809	FER	18,09%
0,2672	FEV	26,72%

1,0000

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
0,0768	0,0650	0,0946	0,1645	0,0691	0,1529	0,0450	0,0304	0,1188	0,1797	0,1667
0,1464	0,1553	0,4290	0,1645	0,3358	0,0632	0,2816	0,2718	0,2673	0,0722	0,1667
0,0405	0,1553	0,2008	0,4033	0,1564	0,1617	0,4298	0,4733	0,1236	0,0464	0,1667
0,0255	0,0315	0,0266	0,0349	0,0336	0,0278	0,0515	0,0505	0,0335	0,3192	0,1667
0,3104	0,0650	0,0482	0,1645	0,3358	0,0720	0,0535	0,0552	0,0742	0,3192	0,1667
0,4003	0,5277	0,2008	0,0683	0,0691	0,5224	0,1386	0,1187	0,3825	0,0633	0,1667

VECTOR PROPIO PARA LQN		
0,1058	PBA	10,58%
0,2140	PBR	21,40%
0,2143	BCU	21,43%
0,0729	LAG	7,29%
0,1513	FER	15,13%
0,2417	FEV	24,17%

1,0000

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	VECTOR PROPIO PARA LQL		
0,1457	0,2845	0,1660	0,2008	0,2008	0,0809	0,4316	0,2709	0,1638	0,0584	0,2543	0,2052	PBA	20,52%
0,4430	0,2845	0,3401	0,2008	0,4290	0,0809	0,2964	0,2709	0,1761	0,1285	0,2185	0,2608	PBR	26,08%
0,2641	0,2845	0,3401	0,4290	0,2008	0,0809	0,1038	0,2709	0,1761	0,2533	0,3362	0,2490	BCU	24,90%
0,0250	0,0240	0,0248	0,0266	0,0266	0,0809	0,1038	0,1051	0,0407	0,0292	0,0337	0,0473	LAG	4,73%
0,0801	0,0802	0,0442	0,0946	0,0946	0,2227	0,0323	0,0412	0,1115	0,0584	0,0380	0,0816	FER	8,16%
0,0421	0,0423	0,0849	0,0482	0,0482	0,4537	0,0323	0,0412	0,3318	0,4723	0,1193	0,1560	FEV	15,60%
											1,0000		

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	VECTOR PROPIO PARA EQN		
0,0405	0,0916	0,0584	0,1095	0,0584	0,2008	0,1402	0,2128	0,2912	0,0646	0,0867	0,1232	PBA	12,32%
0,1464	0,0916	0,2533	0,2402	0,1285	0,4290	0,0435	0,3276	0,2912	0,2153	0,1274	0,2086	PBR	20,86%
0,0768	0,0916	0,1285	0,4615	0,2533	0,2008	0,3294	0,3276	0,2629	0,2153	0,1872	0,2304	BCU	23,04%
0,0255	0,0395	0,0292	0,0279	0,0292	0,0482	0,2592	0,0257	0,0429	0,0313	0,1197	0,0617	LAG	6,17%
0,3104	0,2292	0,0584	0,0515	0,0584	0,0946	0,1350	0,0604	0,0875	0,0313	0,1197	0,1124	FER	11,24%
0,4003	0,4564	0,4723	0,1095	0,4723	0,0266	0,0927	0,0458	0,0242	0,4421	0,3592	0,2638	FEV	26,38%
											1,0000		

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
0,1467	0,2040	0,1660	0,2115	0,1762	0,1730	0,0982	0,1560	0,2752	0,0845	0,1229
0,4421	0,4326	0,3401	0,4392	0,3484	0,1730	0,1797	0,1560	0,2752	0,2807	0,2057
0,2705	0,2040	0,3401	0,2115	0,3484	0,1730	0,5792	0,3952	0,2752	0,4844	0,2164
0,0446	0,0299	0,0248	0,0280	0,0261	0,0261	0,0456	0,0213	0,0199	0,0414	0,0342
0,0640	0,0998	0,0849	0,0549	0,0505	0,0464	0,0577	0,0417	0,0773	0,0845	0,0312
0,0321	0,0299	0,0442	0,0549	0,0505	0,4085	0,0397	0,2298	0,0773	0,0245	0,3897

VECTOR PROPIO PARA EQL		
0,1649	PBA	16,49%
0,2975	PBR	29,75%
0,3180	BCU	31,80%
0,0311	LAG	3,11%
0,0630	FER	6,30%
0,1255	FEV	12,55%

1,0000

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
0,1430	0,1932	0,0816	0,1285	0,0946	0,2845	0,0517	0,1999	0,1021	0,2341	0,0856
0,2668	0,4243	0,1932	0,2533	0,2008	0,2845	0,0579	0,1999	0,1021	0,2341	0,0563
0,0752	0,1932	0,1932	0,4723	0,2008	0,2845	0,0632	0,1999	0,1310	0,2341	0,0721
0,0234	0,0259	0,0259	0,0292	0,0266	0,0240	0,6179	0,0284	0,5490	0,0298	0,3769
0,0453	0,0816	0,0816	0,0584	0,0482	0,0802	0,1037	0,1721	0,0935	0,0618	0,3769
0,4464	0,0816	0,4243	0,0584	0,4290	0,0423	0,1056	0,1999	0,0223	0,2060	0,0321

VECTOR PROPIO PARA INS		
0,1454	PBA	14,54%
0,2067	PBR	20,67%
0,1927	BCU	19,27%
0,1597	LAG	15,97%
0,1094	FER	10,94%
0,1862	FEV	18,62%

1,0000

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
0,2752	0,1762	0,0472	0,1634	0,1660	0,0795	0,2765	0,2826	0,3088	0,2019	0,2333
0,2752	0,3484	0,0472	0,3404	0,3401	0,0795	0,1669	0,2826	0,2592	0,2019	0,2333
0,2201	0,3484	0,0472	0,3404	0,3401	0,0795	0,4356	0,2999	0,2905	0,4308	0,2333
0,0233	0,0261	0,2245	0,0376	0,0248	0,3214	0,0212	0,0203	0,0419	0,0493	0,0333
0,0890	0,0505	0,3169	0,0805	0,0849	0,0795	0,0499	0,0581	0,0708	0,0289	0,0333
0,1173	0,0505	0,3169	0,0376	0,0442	0,3606	0,0499	0,0566	0,0288	0,0871	0,2333

VECTOR PROPIO PARA ODO		
0,2010	PBA	20,10%
0,2341	PBR	23,41%
0,2787	BCU	27,87%
0,0749	LAG	7,49%
0,0857	FER	8,57%
0,1257	FEV	12,57%

1,0000

E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
0,0722	0,1861	0,1600	0,1612	0,1600	0,1285	0,0403	0,0423	0,0881	0,1250	0,1594
0,0722	0,0682	0,0592	0,1612	0,1600	0,4723	0,0403	0,0423	0,1128	0,1250	0,2684
0,0722	0,1861	0,1600	0,2328	0,1600	0,2533	0,0987	0,0423	0,1128	0,1250	0,2684
0,4993	0,4231	0,4017	0,3378	0,4017	0,0292	0,5594	0,6225	0,5036	0,3750	0,0434
0,0608	0,0682	0,0592	0,0536	0,0592	0,0584	0,1387	0,2022	0,1030	0,1250	0,0434
0,2234	0,0682	0,1600	0,0536	0,0592	0,0584	0,1226	0,0483	0,0797	0,1250	0,2170

VECTOR PROPIO PARA NOI		
0,1203	PBA	12,03%
0,1438	PBR	14,38%
0,1556	BCU	15,56%
0,3815	LAG	38,15%
0,0883	FER	8,83%
0,1105	FEV	11,05%

1,0000

Del mismo modo que en apartado anterior, ordenamos los vectores propios obtenidos en una matriz de alternativas, Tabla 39.

Tabla 39.- Matriz general de tratamientos técnicos según la agregación AIP.

	FAC	O&M	RWT	LQN	LQL	EQN	EQL	INS	ODO	NOI
PBA	0,1550	0,1271	0,0819	0,1058	0,2052	0,1232	0,1649	0,1454	0,2010	0,1203
PBR	0,1671	0,1933	0,1153	0,2140	0,2608	0,2086	0,2975	0,2067	0,2341	0,1438
BCU	0,1614	0,2057	0,1781	0,2143	0,2490	0,2304	0,3180	0,1927	0,2787	0,1556
LAG	0,0882	0,1152	0,1766	0,0729	0,0473	0,0617	0,0311	0,1597	0,0749	0,3815
FER	0,1596	0,1457	0,1809	0,1513	0,0816	0,1124	0,0630	0,1094	0,0857	0,0883
FEV	0,2687	0,2130	0,2672	0,2417	0,1560	0,2638	0,1255	0,1862	0,1257	0,1105
CHECK	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000

La matriz del vector de sub criterios para este caso es, Tabla 40:

Tabla 40.- Matriz general de pesos de los sub criterios según el método AIP.

MATRIZ DE SUBCRITERIOS		POSICIÓN
FAC	0,0371	9
O&M	0,1562	2
RWT	0,1035	5
LQN	0,0779	6
LQL	0,1136	4
EQN	0,1536	3
EQL	0,2239	1
INS	0,0168	10
ODO	0,0706	7
NOI	0,0468	8

Como antes, multiplicando ambas matrices, obtenemos el vector de propuesta del tratamiento técnico escogido por los expertos, según la agregación de juicios mediante el método AIP, que se muestra en la Tabla 41.

Tabla 41.- Vector de propuesta del tratamiento técnico según el método AIP.

PROPUESTA DE ELECCIÓN (AIP)			POSICIÓN	DEFINICIÓN DE LA PROPUESTA
PBA	0,1437	14,37%	4	Biological + Physical - Chemical Treatment + Adsorption
PBR	0,2200	22,00%	2	Biological + Physical - Chemical Treatment + Reverse Osmosis
BCU	0,2383	23,83%	1	Biological + Chemical Oxidation (O ₃ +Uv) + Ultrafiltration + Adsorption
LAG	0,0929	9,29%	6	Lagoons
FER	0,1118	11,18%	5	Fermentative Treatment
FEV	0,1932	19,32%	3	Evaporation

5.4.3.- Comparación de los resultados obtenidos para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIJ y AIP

Podemos resumir las dos propuestas de elección obtenidas por la aplicación de los métodos de integración antes desarrollados en la siguiente Tabla de resultados, Tabla 42:

Tabla 42.- Propuesta de elección de tratamientos técnicos propuestos según los diferentes métodos empleados.

	AIJ		AIP	
	VALOR	POS	VALOR	POS
PBA	15,93%	3	14,37%	4
PBR	24,47%	2	22,00%	2
BCU	25,69%	1	23,83%	1
LAG	7,26%	6	9,29%	6
FER	10,96%	5	11,18%	5
FEV	15,69%	4	19,32%	3

De forma gráfica, la distribución de pesos y la posición relativa de cada uno de los tratamientos técnicos propuestos, según los diferentes métodos empleados es:

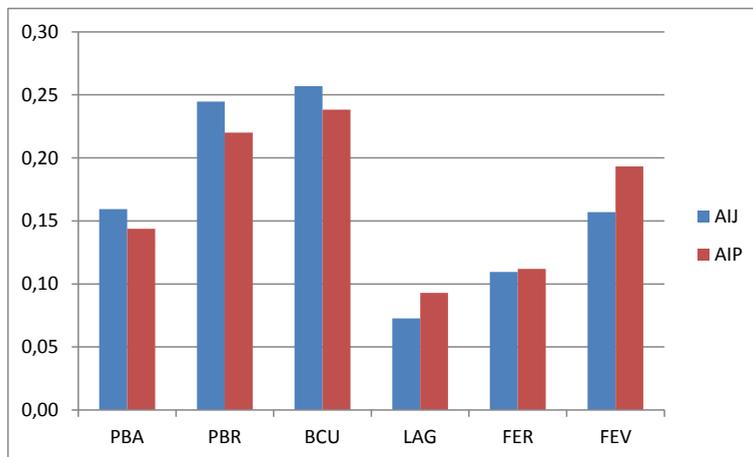


Figura 34.- Pesos de cada uno de los tratamientos técnicos propuestos, según los diferentes métodos empleados para agregación de juicios, AIJ vs AIP.

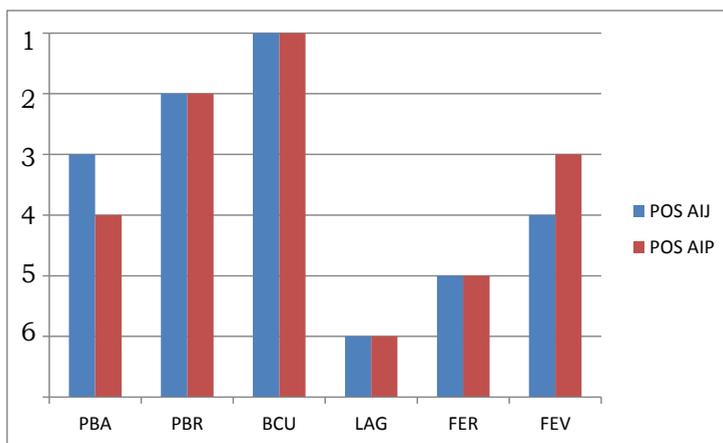


Figura 35.- Gráfico de barras con las diferencias entre las posiciones relativas de cada uno de los tratamientos técnicos propuestos, según los diferentes métodos empleados para agregación de juicios, AIJ vs AIP.

Se puede observar que hay un cierto consenso de preferencia con los métodos propuestos denominados BCU y PBR. También se produce el consenso con los clasificados en los dos últimos lugares, LAG y FER. Sólo aparecen diferencias de posición con los dos métodos situados en la parte central de la toma de decisiones, PBA y FER. Como ya se ha mencionado anteriormente, este análisis mediante el método AHP expone las preferencias del grupo de expertos, pero no propone una solución ideal del problema. Para ello es necesario analizar los resultados mediante el método VIKOR, que aportará la solución de compromiso del grupo en su conjunto.

5.5.- Solución de compromiso

De acuerdo con lo que explicó anteriormente, se calcula la mejor f_j^* y el peor f_j^- para todos los sub criterios, en cada uno de los resultados agregados según AIJ y AIP, para después compararlos.

5.5.1.- Aplicación del método VIKOR a los resultados obtenidos mediante la agregación AIJ

Aplicando los pasos anteriormente expuestos, vamos a calcular los mejores valores f^* y los peores f^- para todos los sub criterios y obtendremos los resultados que se muestran en la Tabla 43. La Tabla 44 presenta los valores S_i , R_i y Q_i para todos los tratamientos técnicos ofertados, obtenidos usando las ecuaciones antes mostradas.

Tabla 43.- Valores f^* y f - para todos los tratamientos técnicos. Método AIJ.

	FAC	O&M	RWT	LQN	LQL	EQN	EQL	INS	ODO	NOI
f*	0,2717	0,2123	0,2678	0,2326	0,2789	0,2588	0,3308	0,2450	0,2918	0,3467
f-	0,0634	0,1001	0,0917	0,0615	0,0464	0,0560	0,0332	0,0796	0,0536	0,0975

Tabla 44.- Valores de S_i , R_i y Q_i para todos los tratamientos técnicos. Método AIJ.

	Wc	BPA	BPR	BCU	LAG	FER	FEV
FAC	0,0347	0,0181	0,0143	0,0164	0,0347	0,0214	0,0000
O&M	0,1450	0,1048	0,0042	0,0191	0,1450	0,0804	0,0000
RWT	0,0987	0,0987	0,0823	0,0564	0,0564	0,0464	0,0000
LQN	0,0603	0,0404	0,0000	0,0078	0,0603	0,0297	0,0012
LQL	0,0972	0,0267	0,0000	0,0038	0,0972	0,0824	0,0714
EQN	0,1122	0,0702	0,0166	0,0000	0,1122	0,0791	0,0279
EQL	0,3027	0,1553	0,0200	0,0000	0,3027	0,2687	0,2551
INS	0,0513	0,0211	0,0000	0,0073	0,0513	0,0385	0,0276
ODO	0,0791	0,0246	0,0136	0,0000	0,0791	0,0695	0,0626
NOI	0,0188	0,0160	0,0159	0,0133	0,0000	0,0188	0,0176
	Si	0,5759	0,1669	0,1242	0,9388	0,7350	0,4634
	Ri	0,1553	0,0823	0,0564	0,3027	0,2687	0,2551
	Qi	0,4779	0,0786	0,0000	1,0000	0,8058	0,6114

La Tabla 45 muestra los mejores valores S^* y R^* , y los peores S^- y R^- para todos los tratamientos técnicos ofertados.

Tabla 45.- Mejores valores S^* y R^* , y los peores S^- y R^- para todos los tratamientos técnicos. Método AIJ.

S^*	0,1242	S^-	0,9388
R^*	0,0564	R^-	0,3027

Como se puede observar en los resultados de la Tabla 46, la alternativa BCU es la mejor valorada para el valor mínimo de Q_i .

Tabla 46.- Ranking de todos los tratamientos técnicos. Método AIJ.

Tratamientos técnicos	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV
Si	4	2	1	6	5	3
Ri	3	2	1	6	5	4
Q_i	3	2	1	6	5	4
Posición	1	2	3	4	5	6
Si	BCU	PBR	FEV	PBA	FER	LAG
Ri	BCU	PBR	PBA	FEV	FER	LAG
Q_i	BCU	PBR	PBA	FEV	FER	LAG

Ahora se chequean las dos condiciones antes expuestas.

Condición 1: Test sobre Ventaja aceptable.

En este caso, $QA(1) = 0,0000$, $QA(2) = 0,0768$, y de acuerdo con la fórmula (13), $QA(2) - QA(1) = 0,0768$. Como, $J = 6$, $DQ = 0,2000$, y $QA(2) - QA(1) \leq DQ$, la condición sobre la ventaja

aceptable no se satisface, por lo que los tratamientos técnicos BCU y PBR, están “en cercanía”.

Condición 2: Estabilidad aceptable en la toma de decisiones:

El test de estabilidad aceptable en la toma de decisiones se satisface, ya que la mejor alternativa para Q, BCU, es también la mejor situada para S y R (considerando la “regla de consenso, $\gamma \approx 0.5$ ”), y es la finalmente escogida y puntuada como la mejor opción de entre las expuestas para la depuración de los lixiviados, en la opción AIJ de agregación de juicios.

Podemos representar estos valores en el siguiente gráfico.

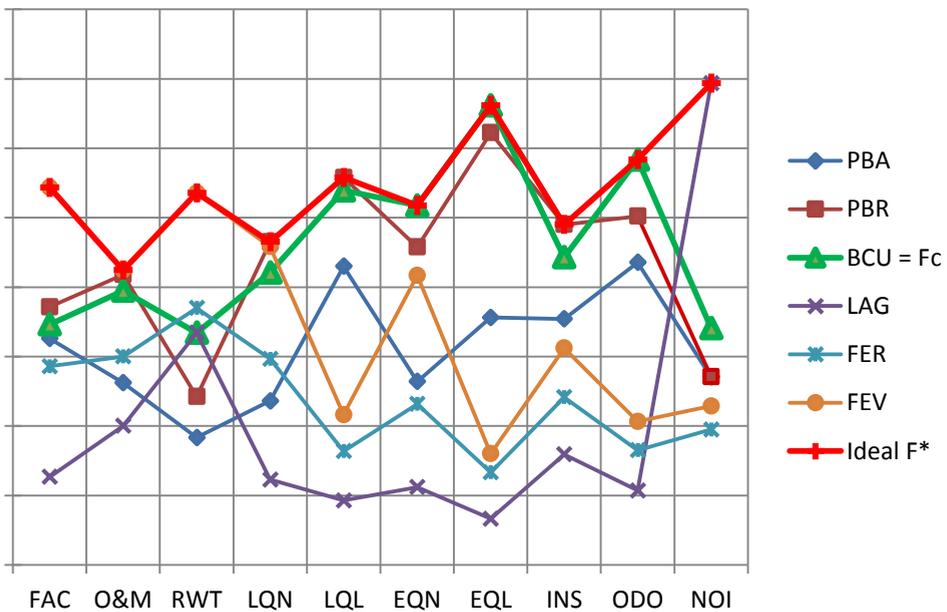


Figura 36.- Comparación de los tratamientos técnicos estudiados con la solución ideal F^* y la solución de compromiso F_c según el método VIKOR y agregación de juicios individuales (AIJ).

5.5.2.- Aplicación del método VIKOR a los resultados obtenidos mediante la agregación AIP

Aplicando los pasos anteriormente expuestos, vamos se procede ahora a calcular los mejores valores f^* y los peores f^- para todos los sub criterios. Se obtienen los resultados que se muestran en la Tabla 47. La Tabla 48 presenta los valores S_i , R_i y Q_i para todos los tratamientos técnicos ofertados, obtenidos usando las ecuaciones antes mostradas.

Tabla 47.- Valores f^* y f - para todos los tratamientos técnicos. Método AIP.

	FAC	O&M	RWT	LQN	LQL	EQN	EQL	INS	ODO	NOI
f^*	0,2687	0,2130	0,2672	0,2417	0,2608	0,2638	0,3180	0,2067	0,2787	0,3815
f-	0,0882	0,1152	0,0819	0,0729	0,0473	0,0617	0,0311	0,1094	0,0749	0,0883

Tabla 48.- Valores de S_i , R_i y Q_i para todos los tratamientos técnicos. Método AIP.

	Wc	BPA	BPR	BCU	LAG	FER	FEV
FAC	0,0347	0,0218	0,0195	0,0206	0,0347	0,0210	0,0000
O&M	0,1450	0,1273	0,0292	0,0108	0,1450	0,0997	0,0000
RWT	0,0987	0,0987	0,0809	0,0474	0,0482	0,0460	0,0000
LQN	0,0603	0,0486	0,0099	0,0098	0,0603	0,0323	0,0000
LQL	0,0972	0,0253	0,0000	0,0053	0,0972	0,0816	0,0477
EQN	0,1122	0,0781	0,0307	0,0185	0,1122	0,0840	0,0000
EQL	0,3027	0,1615	0,0216	0,0000	0,3027	0,2690	0,2030
INS	0,0513	0,0323	0,0000	0,0074	0,0247	0,0513	0,0108
ODO	0,0791	0,0302	0,0173	0,0000	0,0791	0,0749	0,0594
NOI	0,0188	0,0168	0,0153	0,0145	0,0000	0,0188	0,0174
S_i	0,6406	0,2243	0,1343	0,9041	0,7786	0,3383	
R_i	0,1615	0,0809	0,0474	0,3027	0,2690	0,2030	
Q_i	0,5522	0,1240	0,0000	1,0000	0,8526	0,4372	

La Tabla 49 muestra los mejores valores S^* y R^* , y los peores S^- y R^- para todos los tratamientos técnicos ofertados.

Tabla 49.- Mejores valores S^* y R^* , y los peores S^- y R^- para todos los tratamientos técnicos. Método AIP.

S^*	0,1343	S^-	0,9041
R^*	0,0474	R^-	0,3027

De acuerdo con los resultados de la Tabla 50, la alternativa BCU es la mejor valorada para el valor mínimo de Q_i . Los tratamientos se ordenan en la misma tabla.

Tabla 50.- Ranking de todos los tratamientos técnicos. Método AIP.

Tratamientos técnicos	PBA	PBR	BCU	LAG	FER	FEV
S_i	4	2	1	6	5	3
R_i	3	2	1	6	5	4
Q_i	4	2	1	6	5	3
Posición	1	2	3	4	5	6
S_i	BCU	PBR	FEV	PBA	FER	LAG
R_i	BCU	PBR	PBA	FEV	FER	LAG
Q_i	BCU	PBR	FEV	PBA	FER	LAG

Se chequean las dos condiciones antes expuestas.

Condición 1: Test sobre Ventaja aceptable.

En nuestro caso, $QA(1) = 0,0000$, $QA(2) = 0,1241$, y de acuerdo con la fórmula (13), $QA(2) - QA(1) = 0,1241$. Como, $J = 6$, $DQ = 0,2000$, y $QA(2) - QA(1) \leq DQ$, la condición sobre la ventaja

aceptable no se satisface, por lo que los tratamientos técnicos BCU y PBR, están “en cercanía”.

Condición 2: Estabilidad aceptable en la toma de decisiones:

El test de estabilidad aceptable en la toma de decisiones se satisface, ya que la mejor alternativa para Q, BCU, es también la mejor situada para S y R (considerando la “regla de consenso, $\gamma \approx 0.5$ ”), y es la finalmente escogida y puntuada como la mejor opción de entre las expuestas para la depuración de los lixiviados, en la opción AIP de agregación de juicios.

Podemos representar estos valores en el siguiente gráfico.

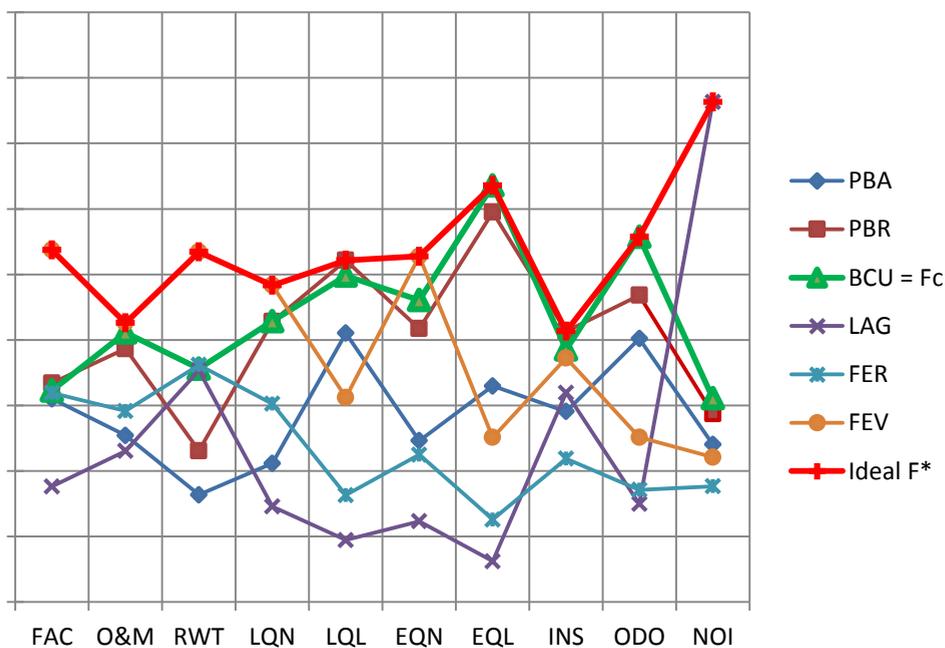


Figura 37.- Comparación de los tratamientos técnicos estudiados con la solución ideal F* y la solución de compromiso Fc según el método VIKOR y agregación de juicios AIP.

5.5.3.- Comparación de los resultados obtenidos por aplicación del método VIKOR para los tratamientos técnicos mediante la agregación de juicios según el método AIJ y AIP

A continuación, se resumen las dos propuestas de elección obtenidas por la aplicación de los métodos de integración antes desarrollados en el siguiente cuadro de resultados (Tabla 51):

Tabla 51.- Resumen de todos los tratamientos técnicos, según los diferentes métodos utilizados.

	AIJ	AIP
PBA	4	4
PBR	2	2
BCU	1	1
LAG	6	6
FER	5	5
FEV	3	3

U ordenado según la posición de cada uno (Tabla 52)

Tabla 52.- Propuesta de Consenso de todos los tratamientos técnicos, según los diferentes métodos utilizados.

	AIJ	AIP
BCU	1	1
PBR	2	2
FEV	3	3
PBA	4	4
FER	5	5
LAG	6	6

Lógicamente, estos resultados obtenidos mediante la aplicación del método VIKOR se basan en la opinión expresada por el grupo de expertos consultados, en el caso concreto que nos ocupa. La

intervención de otro grupo de expertos, frente a otro problema de depuración de lixiviados, arrojará conclusiones que, normalmente, no se corresponderán con las expuestas anteriormente.

5.6.- Análisis de sensibilidad

En el caso estudiado en esta tesis, existen seis alternativas (A_1 a A_6 , $M = 6$) y diez criterios de decisión (C_1 a C_{10} , $N = 10$).

5.6.1.- Determinación del criterio más importante (AIJ)

La Tabla 53 representa la matriz de decisión correspondiente, según se ha obtenido anteriormente en la aplicación del método AHP y agrupación de datos según AIJ, convenientemente normalizada y ordenada según los pesos de los criterios y la preferencia de las alternativas. De esta forma, el criterio que parece ser el más importante es el criterio EQL, con un peso $W = 0,3027$.

La preferencia final, P_i , de la alternativa A_i se da por la fórmula (13). Multiplicando las matrices correspondientes, se obtiene el vector del ranking de alternativas, que se presenta en la Tabla 54. Se verifica la relación $P_1 > P_i > P_6$. La alternativa preferida es BCU.

La matriz de $|\delta_{k i,j}|$ ($1 \leq i < j \leq 6$ y $1 \leq k \leq 10$), matriz de cambios en los pesos de los criterios en términos absolutos, que denota el cambio mínimo en el peso actual W_k del criterio C_k tal que el ranking de alternativas A_i y A_j se invierten, es la recogida en la Tabla 55, obtenida mediante la aplicación generalizada de la fórmula (19) y calculando los valores absolutos. Hay que resaltar que la notación "--" indica que el cambio no es posible, ya que no se cumpliría la relación (18b) generalizada.

De la misma manera, la Tabla 56 representa dichos cambios en términos relativos (es decir, los valores $\delta'_{k i,j}$ ($1 \leq i < j \leq 10$ y $1 \leq k \leq 6$), calculados utilizando la relación (20a) del teorema 1.

Tabla 53.- Matriz de decisión (AHP con AIJ).

		EQL	O&M	EQN	RWT	LQL	ODO	LQN	INS	FAC	NOI
	W_k	0,3027	0,1450	0,1122	0,0987	0,0972	0,0791	0,0603	0,0513	0,0347	0,0188
BCU	A_1	0,3308	0,1975	0,2588	0,1671	0,2697	0,2918	0,2105	0,2215	0,1731	0,1705
PBR	A_2	0,3111	0,2090	0,2288	0,1211	0,2789	0,2510	0,2326	0,2450	0,1857	0,1356
PBA	A_3	0,1781	0,1312	0,1320	0,0917	0,2150	0,2177	0,1180	0,1771	0,1630	0,1353
FEV	A_4	0,0800	0,2123	0,2084	0,2678	0,1081	0,1032	0,2291	0,1561	0,2717	0,1144
FER	A_5	0,0667	0,1500	0,1159	0,1850	0,0819	0,0826	0,1483	0,1207	0,1430	0,0975
LAG	A_6	0,0332	0,1001	0,0560	0,1672	0,0464	0,0536	0,0615	0,0796	0,0634	0,3467

Tabla 54.- Ranking de las alternativas (AIJ).

		P_i
A1	BCU	0,2569
A2	PBR	0,2447
A3	PBA	0,1593
A4	FEV	0,1569
A5	FER	0,1096
A6	LAG	0,0726

Tabla 55.- Valores absolutos de δ_{kij} , ($|\delta_{kij}|$), de cambios en los pesos de los criterios en términos absolutos (AIJ).

Par de alter.	EQL	O&M	EQN	RWT	LQL	ODO	LQN	INS	FAC	NOI
A ₁ -A ₂	--	1,06	--	--	1,33	--	0,55	0,52	0,97	--
A ₁ -A ₃	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₄	--	1,20	--	0,99	--	--	5,39	--	1,01	--
A ₁ -A ₅	--	--	--	8,24	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₆	--	--	--	2,8 E+03	--	--	--	--	--	1,05
A ₂ -A ₃	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₄	--	27,02	--	0,60	--	--	--	--	1,02	--
A ₂ -A ₅	--	--	--	2,11	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₆	--	--	--	3,73	--	--	--	--	--	0,81
A ₃ -A ₄	0,02	0,03	0,03	0,01	0,02	0,02	0,02	--	0,02	--
A ₃ -A ₅	--	2,63	--	0,53	--	--	1,64	--	--	--
A ₃ -A ₆	--	--	--	1,15	--	--	--	--	--	0,41
A ₄ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₄ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,36
A ₅ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,15

Tabla 56.- Valores absolutos de (δ' kij %), de cambios en los pesos de los criterios en términos relativos (AIJ).

Par de alter.	EQL	O&M	EQN	RWT	LQL	ODO	LQN	INS	FAC	NOI
A ₁ -A ₂	--	729,51	--	--	1,4 E+03	--	9,2 E+02	1,0 E+03	2,8 E+03	--
A ₁ -A ₃	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₄	--	8,3 E+02	--	1,0 E+03	--	--	8,9 E+03	--	2,9 E+03	--
A ₁ -A ₅	--	--	--	8,3 E+03	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₆	--	--	--	2,8 E+06	--	--	--	--	--	5,6 E+03
A ₂ -A ₃	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₄	--	1,9 E+04	--	6,1 E+02	--	--	--	--	2,9 E+03	--
A ₂ -A ₅	--	--	--	2,1 E+03	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₆	--	--	--	3,8 E+03	--	--	--	--	--	4,3 E+03
A ₃ -A ₄	8,19	20,68	28,34	13,99	23,39	26,84	36,27	--	64,50	--
A ₃ -A ₅	--	1,8 E+03	--	5,4 E+02	--	--	2,7 E+03	--	--	--
A ₃ -A ₆	--	--	--	1,2 E+03	--	--	--	--	--	2,2 E+03
A ₄ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₄ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1,9 E+03
A ₅ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	7,9 E+02

Los números en negrita en cualquiera de las tablas indican cambios mínimos críticos (como se explica a continuación). El Percent Top (PT) se puede encontrar mediante la búsqueda del valor relativo más pequeño de todas las filas que están relacionadas con la mejor alternativa A_1 , BCU, en la Tabla 56. El menor porcentaje (es decir, 729,51%) corresponde al criterio O&M, cuando se considera el par de alternativas A_1 y A_2 , BCU y PBR. Para el criterio O&M una reducción de su peso actual por 729,51% hará más preferida la alternativa PBR, y BCU no sería la mejor alternativa.

El Percent Any (PA) se puede encontrar mediante la búsqueda del valor relativo $\delta'_{k_i,j}$ más pequeño en toda la Tabla 56. El menor valor es $\delta'_{k_i,j} = 8,19\%$, que se corresponde con el criterio EQL.

En este punto debe tenerse en cuenta que si un tomador de decisiones desea definir el criterio más importante en términos absolutos, entonces las dos definiciones anteriores de Percent-Top (PT) y Percent-Any (PA) se corresponden con Absolute-Top (AT) y Absolute-Any (AA), respectivamente. De la Tabla 55 se puede verificar fácilmente que el criterio AT es INS y también que el criterio AA es RWT.

Cuando se utiliza la definición 4, a partir de la Tabla 56 se deduce que los grados de criticidad de los 10 criterios son los reflejados en la Tabla 57 y los coeficientes de sensibilidad de los diez criterios de decisión (según definición 5) son los recogidos en la Tabla 58.

Como conclusión, cabe mencionar que el criterio de decisión más sensible es EQL, seguido por RWT, O&M y LQL.

Tabla 57.- Grados de criticidad, D'_k , de los criterios (AIJ).

	EQL	O&M	EQN	RWT	LQL	ODO	LQN	INS	FAC	NOI
D'_k	8.19	20.68	28.34	13.99	23.39	26.84	36.27	1,011.05	64.50	788.65

Tabla 58.- Coeficientes de sensibilidad, $sens(C_k)$, de los criterios (AIJ).

	EQL	O&M	EQN	RWT	LQL	ODO	LQN	INS	FAC	NOI
$sens(C_k)$	0.1222	0.0484	0.0353	0.0715	0.0428	0.0373	0.0276	0.0010	0.0155	0.0013
Posición	1	3	6	2	4	5	7	10	8	9

5.6.2.- Determinación de la medida más crítica del rendimiento de a_{ij} (AIJ)

Para el estudio del segundo problema de sensibilidad, se utiliza la definición de $\tau'_{i,j,k}$ del Teorema 4, partiendo de las tablas 53 y 54. Los valores absolutos de $|\tau'_{i,j,k}|$ obtenidos se ordenan en la Tabla 59. Tal como antes, los valores en negrita corresponden a los grados de criticidad, Δ'_{ij} (es decir, la entrada más pequeña por columna en cada sección, tal como Figura en la definición 7). Los grados de criticidad se resumen en la Tabla 58.

Tabla 59.- Valores absolutos ($|\tau'_{ijk}|$) de los valores umbral τ'_{ijk} (%) en términos relativos (AIP).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Pares de alter.	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A ₁ -A ₂	11,95	38,93	38,97	68,66	41,05	47,50	78,49	85,21	--	--
A ₁ -A ₃	83,29	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₄	92,49	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₁	13,24	44,57	51,62	110,70	52,07	69,37	112,15	131,62	298,36	1,2 E+03
A ₂ -A ₃	78,87	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₄	88,02	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₁	217,85	1,3 E+03	2,6 E+03	1,2 E+04	9,2 E+03	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₂	185,96	917,73	1,7 E+03	5,7 E+03	2,2 E+03	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₄	4,95	11,65	14,95	22,35	12,67	15,40	29,65	26,09	36,48	86,12
A ₃ -A ₅	87,56	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabla 59 (Cont.).- Valores absolutos ($|\tau'_{ijk}|$) de los valores umbral τ'_{ijk} (%) en términos relativos (AIJ).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Pares de alter.	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A4-A1	448,30	1,1 E+03	2,7 E+03	--	7,2 E+03	--	--	--	--	--
A4-A2	384,92	729,11	1,6 E+03	--	3,1 E+03	2,8 E+04	--	--	--	--
A4-A3	9,20	8,76	11,53	11,50	21,39	27,47	20,72	31,20	31,42	126,61
A4-A5	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A4-A6	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A5-A1	938,47	2,1 E+04	--	--	--	--	--	--	--	--
A5-A2	938,47	2,1 E+04	--	--	--	--	--	--	--	--
A5-A3	260,06	358,10	667,05	674,70	1,0 E+03	1,5 E+03	3,8 E+03	9,2 E+03	--	--
A5-A4	273,33	295,30	541,68	428,51	1,1 E+03	1,7 E+03	1,8 E+03	6,7 E+03	--	--
A5-A6	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A6-A1	2,7 E+03	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A6-A2	2,4 E+03	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A6-A3	1,0 E+03	1,4 E+03	4,5 E+03	1,1 E+04	6,9 E+03	3,0 E+04	--	--	--	--
A6-A4	1,1 E+03	1,1 E+03	3,3 E+03	2,1 E+03	9,6 E+03	--	--	--	--	--
A6-A5	403,92	320,76	805,89	348,34	1,3 E+03	1,6 E+03	2,1 E+03	2,8 E+03	1,3 E+05	--

Los números en negrita de la Tabla 59 indican los valores mínimos en cada una de las secciones de alternativas. Con estos valores se puede componer la Tabla de grados de criticidad mínimos, Tabla 60. De ella se deduce que la alternativa más crítica es la alternativa A₃, PBA, de acuerdo con la definición 8, que se corresponde con el menor grado de criticidad de todos los representados en la Tabla, 4,95.

Finalmente, en la Tabla 61 se presentan los valores de los coeficientes de sensibilidad sens (a_{ij}) de las alternativas en base a cada criterio (como se da en la definición 9). Si en la Tabla 60 había una entrada no factible (denotada por el símbolo "--"), entonces el coeficiente de sensibilidad correspondiente en la Tabla 61 se define como igual a 0. Estos resultados se recogen de forma gráfica en la Figura 38.

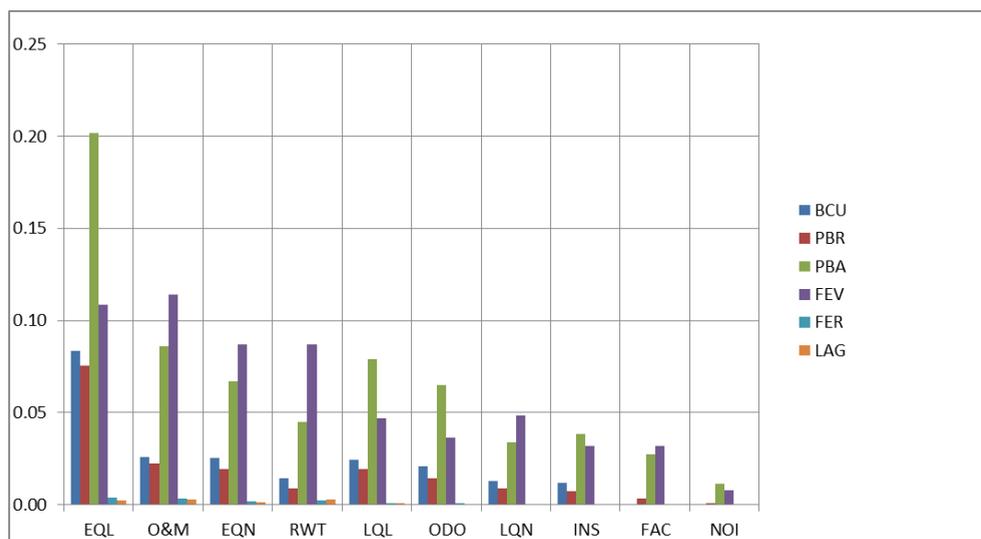


Figura 38.- Valores de los coeficientes de sensibilidad sens (a_{ij}) de las alternativas en base a cada criterio (AIJ).

Tabla 60.- Valores del grado de criticidad Δ'_{ijk} de las alternativas en base a cada criterio (AIJ).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A1	11,95	38,93	38,97	68,66	41,05	47,50	78,49	85,21	--	--
A2	13,24	44,57	51,62	110,70	52,07	69,37	112,15	131,62	298,36	1,2 E+03
A3	4,95	11,65	14,95	22,35	12,67	15,40	29,65	26,09	36,48	86,12
A4	9,20	8,76	11,53	11,50	21,39	27,47	20,72	31,20	31,42	126,61
A5	260,06	295,30	541,68	428,51	1,0 E+03	1,5 E+03	1,8 E+03	6,7 E+03	--	--
A6	403,92	320,76	805,89	348,34	1,3 E+03	1,6 E+03	2,1 E+03	2,8 E+03	1,3 E+05	--

Tabla 61.- Valores de los coeficientes de sensibilidad sens (aij) de las alternativas en base a cada criterio (AIJ).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A1	0,08	0,03	0,03	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00
A2	0,08	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00
A3	0,20	0,09	0,07	0,04	0,08	0,06	0,03	0,04	0,03	0,01
A4	0,11	0,11	0,09	0,09	0,05	0,04	0,05	0,03	0,03	0,01
A5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
A6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

5.6.3.- Determinación del criterio más importante (AIP)

La Tabla 62 representa la matriz de decisión correspondiente, según se ha obtenido anteriormente en la aplicación del método AHP y agrupación de datos según AIP, convenientemente normalizada y ordenada según los pesos de los criterios y la preferencia de las alternativas. De esta forma, el criterio que parece ser el más importante es el criterio EQL, con un peso $W = 0,2239$.

La preferencia final, P_i , de la alternativa A_i se da por la fórmula (13). Multiplicando las matrices correspondientes, se obtiene el vector del ranking de alternativas, que se presenta en la Tabla 63. Se verifica la relación $P_1 > P_i > P_6$. La alternativa preferida es BCU.

La matriz de $|\delta_{k i,j}|$ ($1 \leq i < j \leq 6$ y $1 \leq k \leq 10$), matriz de cambios en los pesos de los criterios en términos absolutos, que denota el cambio mínimo en el peso actual W_k del criterio C_k tal que el ranking de alternativas A_i y A_j se invierten, es la recogida en la Tabla 64, obtenida mediante la aplicación generalizada de la fórmula (19) y calculando los valores absolutos. Hay que resaltar que la notación "--" indica que el cambio no es posible, ya que no se cumpliría la relación (18b) generalizada.

De la misma manera, la Tabla 65 representa dichos cambios en términos relativos (es decir, los valores $\delta'_{k i,j}$ ($1 \leq i < j \leq 10$ y $1 \leq k \leq 6$), calculados utilizando la relación (20a) del teorema 1.

Tabla 62.- Matriz de decisión (AHP con AIP).

		EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
	W_k	0,2239	0,1562	0,1536	0,1035	0,1136	0,0706	0,0779	0,0168	0,0371	0,0468
BCU	A_1	0,3180	0,2057	0,2304	0,2490	0,1781	0,2143	0,2787	0,1556	0,1614	0,1927
PBR	A_2	0,2975	0,1933	0,2086	0,2608	0,1153	0,2140	0,2341	0,1438	0,1671	0,2067
PBA	A_3	0,1255	0,2130	0,2638	0,1560	0,2672	0,2417	0,1257	0,1105	0,2687	0,1862
FEV	A_4	0,1649	0,1271	0,1232	0,2052	0,0819	0,1058	0,2010	0,1203	0,1550	0,1454
FER	A_5	0,0630	0,1457	0,1124	0,0816	0,1809	0,1513	0,0857	0,0883	0,1596	0,1094
LAG	A_6	0,0311	0,1152	0,0617	0,0473	0,1766	0,0729	0,0749	0,3815	0,0882	0,1597

Tabla 63.- Ranking de las alternativas (AIP).

		P_i
A1	BCU	0,2383
A2	BPR	0,2200
A3	FEV	0,1932
A4	BPA	0,1437
A5	FER	0,1118
A6	LAG	0,0929

Tabla 64.- Valores absolutos de δ_{kij} , ($|\delta_{kij}|$), de cambios en los pesos de los criterios en términos absolutos (AIP).

Par de alter.	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
A ₁ -A ₂	--	--	--	1,56	--	--	--	--	3,27	1,31
A ₁ -A ₃	--	6,20	1,35	--	0,51	1,65	--	--	0,42	--
A ₁ -A ₄	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₅	--	--	--	--	46,13	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	0,64	--	--
A ₂ -A ₃	0,16	1,36	0,48	--	0,18	0,97	--	--	0,26	--
A ₂ -A ₄	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₅	--	--	--	--	1,65	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₆	--	--	--	--	2,07	--	--	0,53	--	--
A ₃ -A ₄	1,26	--	--	1,01	--	--	0,66	5,06	--	--
A ₃ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	0,37	--	--
A ₄ -A ₅	--	1,72	--	--	0,32	0,70	--	--	6,97	--
A ₄ -A ₆	--	--	--	--	0,54	--	--	0,19	--	3,54
A ₅ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	0,06	--	0,38

Tabla 65.- Valores absolutos de (δ' kij %), de cambios en los pesos de los criterios en términos relativos (AIP).

Par de alter.	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
A ₁ -A ₂	--	--	--	1,5 E+03	--	--	--	--	8,8 E+03	2,8 E+03
A ₁ -A ₃	--	4,0 E+03	880,68	--	446,08	2,3 E+03	--	--	1,1 E+03	--
A ₁ -A ₄	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₅	--	--	--	--	4,1 E+04	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	3,8 E+03	--	--
A ₂ -A ₃	69,54	871,78	315,59	--	155,22	1,4 E+03	--	--	710,20	--
A ₂ -A ₄	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₅	--	--	--	--	1,5 E+03	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₆	--	--	--	--	1,8 E+03	--	--	3,2 E+03	--	--
A ₃ -A ₄	561,37	--	--	971,83	--	--	844,15	3,0 E+04	--	--
A ₃ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	2,2 E+03	--	--
A ₄ -A ₅	--	1,1 E+03	--	--	283,55	992,14	--	--	1,9 E+04	--
A ₄ -A ₆	--	--	--	--	472,59	--	--	1,2 E+03	--	7,6 E+03
A ₅ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	385,40	--	805,61

Los números en negrita en cualquiera de las tablas indican cambios mínimos críticos (como se explica a continuación). El Percent Top (PT) se puede encontrar mediante la búsqueda del valor relativo más pequeño de todas las filas que están relacionadas con la mejor alternativa A_1 , BCU, en la Tabla 65. El menor porcentaje (es decir, 446,08%) corresponde al criterio RWT, cuando se considera el par de alternativas A_1 y A_3 , BCU y FEV. Para el criterio RWT una reducción de su peso actual por 446,08% hará más preferida la alternativa FEV, y BCU no sería la mejor alternativa.

El Percent Any (PA) se puede encontrar mediante la búsqueda del valor relativo $\delta'_{k_i,j}$ más pequeño en toda la Tabla 65. El menor valor es $\delta'_{k_i,j} = 69,54\%$, que se corresponde con el criterio EQL.

En este punto debe tenerse en cuenta que si un tomador de decisiones desea definir el criterio más importante en términos absolutos, entonces las dos definiciones anteriores de Percent-Top (PT) y Percent-Any (PA) se corresponden con Absolute-Top (AT) y Absolute-Any (AA), respectivamente. De la Tabla 64 se puede verificar fácilmente que el criterio AT es FAC y también que el criterio AA es NOI.

Cuando se utiliza la definición 4, a partir de la Tabla 65 se deduce que los grados de criticidad de los 10 criterios son los reflejados en la Tabla 66 y los coeficientes de sensibilidad de los diez criterios de decisión (según definición 5) son los recogidos en la Tabla 67.

Como conclusión, cabe mencionar que el criterio de decisión más sensible es EQL, seguido por RWT, EQN y NOI.

Tabla 66.- Grados de criticidad, D'_k , de los criterios (AIP).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
D'_k	69,54	871,78	315,59	971,83	155,22	992,14	844,15	385,40	710,20	805,61

Tabla 67.- Coeficientes de sensibilidad, sens (C_k), de los criterios (AIP).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
sens (C_k)	0,0144	0,0011	0,0032	0,0010	0,0064	0,0010	0,0012	0,0026	0,0014	0,0012
Posición	1	8	3	9	2	10	7	4	5	6

5.6.4.- Determinación de la medida más crítica del rendimiento de a_{ij} (AIP)

Para el estudio del segundo problema de sensibilidad, se utiliza la definición de $\tau'_{i,j,k}$ del Teorema 4, partiendo de las tablas 62 y 63. Los valores absolutos de $|\tau'_{i,j,k}|$ obtenidos se ordenan en la Tabla 68. Tal como antes, los valores en negrita corresponden a los grados de criticidad, Δ'_{ij} (es decir, la entrada más pequeña por columna en cada sección, tal como Figura en la definición 7). Los grados de criticidad se resumen en la Tabla 69.

Tabla 68.- Valores absolutos ($|\tau'_{ijk}|$) de los valores umbral τ'_{ijk} (%) en términos relativos (AIP).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Pares de alter.	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A ₁ -A ₂	24,26	51,65	47,20	59,83	82,47	96,21	70,92	--	--	--
A ₁ -A ₃	62,79	--	96,03	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₄	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₁ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₁	29,33	67,85	63,42	83,75	155,26	163,86	124,26	--	591,48	319,04
A ₂ -A ₃	42,41	74,44	67,97	85,96	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₄	94,77	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₂ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₁	161,93	192,63	165,42	425,03	289,21	792,08	802,50	--	--	1,2 E+04
A ₃ -A ₂	90,50	99,49	85,76	195,94	144,02	264,53	357,49	--	1,5 E+03	685,14
A ₃ -A ₄	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A ₃ -A ₆	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabla 68 (Cont.).- Valores absolutos ($|\tau'_{ijk}|$) de los valores umbral τ'_{ijk} (%) en términos relativos (AIP).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Pares de alter.	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A4-A1	350,65	1,0 E+03	1,0 E+03	3,4 E+03	3,9 E+03	--	--	--	--	--
A4-A2	260,76	664,47	684,51	1,1 E+03	2,3 E+03	3,6 E+04	9,0 E+03	--	--	--
A4-A3	181,20	324,07	319,64	492,92	709,83	1,5 E+03	1,1 E+03	--	--	--
A4-A5	83,01	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A4-A6	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
A5-A1	1,3 E+03	2,2 E+03	2,5 E+03	--	--	--	--	--	--	--
A5-A2	1,3 E+03	2,2 E+03	2,5 E+03	2,7 E+04	--	--	--	--	--	--
A5-A3	825,55	654,59	758,36	3,3 E+03	1,1 E+03	--	--	--	--	--
A5-A4	235,74	180,30	230,02	463,05	250,26	593,85	677,15	--	4,0 E+03	1,8 E+03
A5-A6	--	76,44	--	--	79,44	--	--	--	--	--
A6-A1	3,3 E+03	5,1 E+03	6,9 E+03	--	--	--	--	--	--	--
A6-A2	2,6 E+03	2,7 E+03	4,2 E+03	--	--	--	--	--	--	--
A6-A3	2,2 E+03	1,2 E+03	1,9 E+03	1,5 E+04	2,4 E+03	--	--	--	--	--
A6-A4	806,53	411,93	735,56	1,6 E+03	554,37	3,2 E+03	1,8 E+03	--	--	--
A6-A5	288,05	116,03	216,16	455,51	113,01	455,83	424,23	--	1,0 E+03	466,73

La interpretación de la Tabla 68 es similar a la de la Tabla 59. Al igual que antes, los números en negrita indican los valores mínimos en cada una de las secciones de alternativas. Con estos valores se puede componer la tabla de grados de criticidad mínimos, Tabla 70. De ella se deduce que la alternativa más crítica es la alternativa A₁, BCU, de acuerdo con la definición 8, que se corresponde con el menor grado de criticidad de todos los representados en la tabla, 24,26.

Finalmente, en la Tabla 71 se presentan los valores de los coeficientes de sensibilidad sens (a_{ij}) de las alternativas en base a cada criterio (como se da en la definición 9). Como antes, si en la Tabla 70 había una entrada no factible (denotada por el símbolo "--"), entonces el coeficiente de sensibilidad correspondiente en la Tabla 71 se define como igual a 0. Estos resultados se recogen en forma de gráfico en la Figura 39.

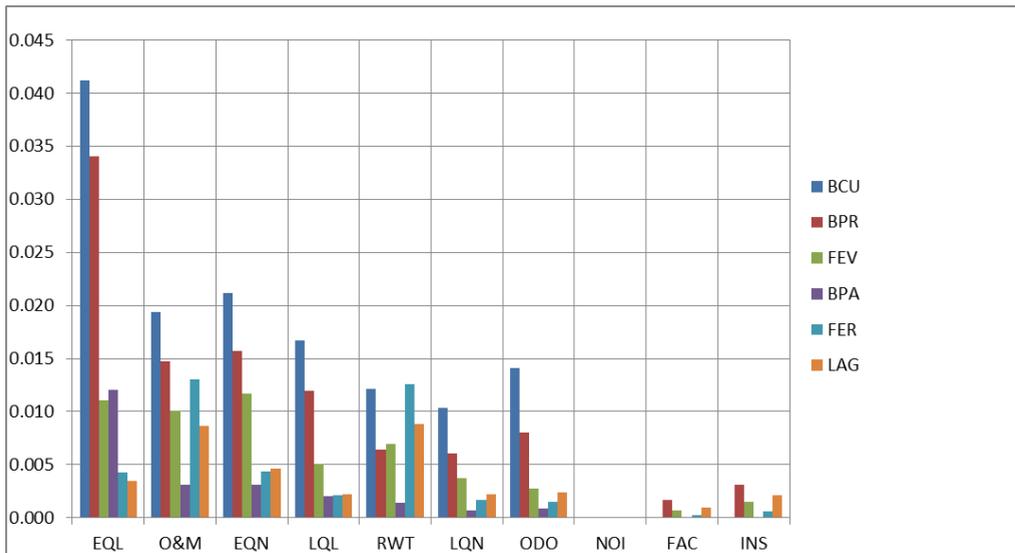


Figura 39.- Valores de los coeficientes de sensibilidad sens (a_{ij}) de las alternativas en base a cada criterio (AIP).

Tabla 70.- Valores del grado de criticidad Δ'_{ijk} de las alternativas en base a cada criterio (AIP).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A1	24,26	51,65	47,20	59,83	82,47	96,21	70,92	--	--	--
A2	29,33	67,85	63,42	83,75	155,26	163,86	124,26	--	591,48	3,2 E+02
A3	90,50	99,49	85,76	195,94	144,02	264,53	357,49	--	1,5 E+03	685,14
A4	83,01	324,07	319,64	492,92	709,83	1,5 E+03	1,1 E+03	--	--	--
A5	235,74	76,44	230,02	463,05	7,9 E+01	5,9 E+02	6,8 E+02	--	4,0 E+03	1,8 E+03
A6	288,05	116,03	216,16	455,51	1,1 E+02	4,6 E+02	4,2 E+02	--	1,0 E+03	466,73

Tabla 71.- Valores de los coeficientes de sensibilidad sens (a_{ij}) de las alternativas en base a cada criterio (AIP).

	EQL	O&M	EQN	LQL	RWT	LQN	ODO	NOI	FAC	INS
Alternativas	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
A1	0,04	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
A2	0,03	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
A3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
A4	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
A5	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
A6	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

CAPÍTULO 6.- CONCLUSIONES

El lixiviado es un líquido complejo y peligroso. En su composición, aparecen metales pesados, sólidos en suspensión, sales solubles y otros contaminantes. Es necesario purificarlo para evitar la contaminación del subsuelo y de los acuíferos cercanos a los rellenos sanitarios. El diseño de este tratamiento de depuración es una decisión complicada debido a los diferentes factores que influyen en la elección. Por otra parte, es necesario combinar diferentes técnicas elegidas de entre las que se han desarrollado con el tiempo, teniendo en cuenta la experiencia de quien debe implementarlas. Esta tesis doctoral proporciona un procedimiento basado en el Proceso Analítico Jerárquico, apoyado por los métodos Delphi y VIKOR, para seleccionar la técnica óptima propuesta para la depuración de los lixiviados. Los resultados se complementan con un análisis de sensibilidad, a partir de los resultados obtenidos mediante el método AHP.

El uso del método Delphi permite la interacción entre los diferentes participantes en la ponderación de los criterios, sub criterios y alternativas. Con este método es más fácil llegar a un consenso, salvando las particularidades de cada experto. A diferencia del método AHP, que proporciona los pesos para cada una de las alternativas propuestas, el método VIKOR proporciona una solución estable y de compromiso entre los expertos consultados.

En todos los casos estudiados de agregación de los juicios emitidos por los expertos consultados (Métodos AIJ y AIP), la solución de compromiso estable alcanzada con el sistema experto propuesto es una combinación de un tratamiento biológico, una oxidación química, una ultrafiltración y un proceso de adsorción mediante carbón activado, denominada BCU, y representada por f_c en las Figuras 36 y 37. También se puede observar que hay otra solución con consenso en la segunda posición, tratamiento biológico y fisico-químico en combinación con solución de membranas u ósmosis inversa, denominada PBR. En todos los casos, la solución de consenso f_c tiene una estabilidad aceptable en la toma de decisiones

y es la mejor clasificada para el valor del parámetro Q del método VIKOR, pero no presenta una ventaja aceptable con respecto a la que ocupa el segundo lugar en la lista de Q. El primer tratamiento propuesto, BCU, está en cercanía con el segundo, PBR, en los términos propuestos por el método aplicado. También es el mejor calificado por S (regla de la mayoría) y R (arrepentimiento individual mínimo). Como se puede observar en las Figuras 36 y 37, la solución propuesta está cerca de la alternativa ideal en la mayoría de los criterios considerados. También podemos observar que la segunda solución está muy cerca de la solución ideal. BCU se prefiere en algunos aspectos y PBR en otros, con pequeñas diferencias entre ellos, pero en el criterio EQL (calidad del efluente), que es el factor más pesado en la opinión de expertos, en todos los métodos empleados (véanse las tablas 31 y 34), se prefiere el BCU. Además del criterio EQL, el criterio de coste de operación y mantenimiento (O&M) y el criterio de coste del tratamiento de los residuos resultantes (RWT) tienen un importante peso en general, como se muestra en las tablas 31 y 34, lo que refleja que los criterios económicos y ambientales son decisivos en la elección de la solución. Además, la solución de lagunas tiene un consenso total de rechazo entre los expertos consultados en nuestro caso.

Respecto al análisis de sensibilidad, cabe destacar que su aplicación a los métodos AIJ y AIP del AHP da como resultado que el criterio más sensible en ambos casos es EQL, que era el más valorado en el AHP. De la aplicación del método AHP se obtiene que, en ambos casos, la alternativa más valorada es BCU. Parece que es una elección sólida, ya que los porcentajes de cambio que tienen que darse en los criterios más influyentes para que deje de ser la opción más valorada son relativamente altos (729,51% en O&M y 446,08% en RWT, respectivamente). En el análisis de sensibilidad aplicado al método AIJ, la alternativa más sensible es PBA (una combinación de un tratamiento biológico, un tratamiento fisicoquímico y un proceso de adsorción mediante carbón activado) y, sin embargo, en su aplicación al método AIP, la alternativa más sensible es, precisamente, la mejor valorada, BCU, ambas bajo el criterio mejor valorado, EQL.

Se puede concluir que el sistema experto propuesto se ha mostrado como una técnica fiable en la toma de decisiones para la selección del sistema óptimo de depuración de lixiviados en plantas de residuos.

ANEXOS

ANEXO 1.- REFERENCIAS

- Abba, A. H., Noor, Z. Z., Yusuf, R. O., Din, M. F., Abu Hassan, M. A. (2013) Assessing environmental impacts of municipal solid waste of Johor by analytical hierarchy process. *Resources. Conservation and Recycling* 73: 188-196.
- Abbas A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., Al-Rekabi, W. S. (2009) Review on landfill leachate treatments. *AJAS (ISSN: 1546-9239)* 6 (4): 672-684.
- Abood, A. R., Bao, J., Abudi, Z., Zheng, D., Gao, C. (2013) Pretreatment of nonbiodegradable landfill leachate by air stripping coupled with agitation as ammonia stripping & coagulation-flocculation processes. *Clean Technologies and Environmental Policy* 15 (6): 1069 -1076.
- Aguarón, J., Escobar, M. T., Moreno-Jiménez, J. M. (2003) Consistency stability intervals for a judgment in AHP decision support systems. *European Journal of Operational Research* 145 (2): 382–393.
- Ahn, W. Y., Kang, M. S., Yim, S. K., Choi, K. H. (2002) Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. *Desalination* 149 (1-3): 109-114.
- Alkorta, I., Garbisu, C. (2001) Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresource Technology* 79 (3): 273 – 276.
- Alpert, M. I. (1971) Identification of determinant attributes: A comparison of methods. *Marketing Research* 8 (5): 184-191.
- Amokrane, A., Comel, C., Veron, J. (1987) Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research* 31 (11): 2775–2782.

- Anderson, T. W., Jr., Cox III, E. P., Fulcher, D. G. (1976) Bank selection decisions and market segmentation. *Marketing* 40 (1): 40-45.
- Angenent, L. T., Sung, S. Raskin, L. (2002) Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste. *Water Resource* 36 (18): 4647-4654.
- Armocost, R. L., & Hosseini, J. C. (1994) Identification of determinant attributes using the analytic hierarchy process. *Journal of the Academy of Marketing Science* 22 (4): 383-392.
- Assmuth, T., Kalevi, K. (1992) Concentrations and toxicological significance of trace organic compounds in municipal solid waste landfill gas. *Chemosphere* 24 (9): 1207-1221.
- Bae, B., Jung, E., Kim Y., Shin, H. (1999) Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation. *Water Resource* 33 (11): 2669-2673.
- Babendreier, J.E., Castleton, K.J. (2005) Investigating uncertainty and sensitivity in integrated, multimedia environmental models: tools for FRAMES-3MRA. *Environmental Modelling & Software* 20 (8): 1043-1055.
- Barron, H., Schmidt, C. P. (1988) Sensitivity analysis of additive multi-attribute value models. *Operations Research* 36 (1): 122-127.
- Behling, E., Diaz, A., Colina, G., Herrera, M., Gutierrez, E., Chacin, E., Fernandez, N., Forster, C.F. (1997) Domestic wastewater treatment using a UASB reactor. *Bioresource Technology* 61 (3): 239-245.

- Berger, K. (2000) Validation of the hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model for simulating the water balance of cover systems. *Environmental Geology* 39 (11): 1261 -1274.
- Bernasconi, M., Choirat, C., Seri, R. (2014) Empirical properties of group preference aggregation methods employed in AHP: Theory & evidence. *European Journal of Operational Research* 232 (3): 584-592.
- Barlaz, M. A. (1990) Methane production from municipal refuse - a review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical reviews in environmental control* 19 (6):557 -584.
- Bilal. M., Ali Shah, J., Ashfaq, T., Gardazi, S., Tahir, A., Pervez, A., Haroon, H., Mahmood, Q. (2013) Waste biomass adsorbents for copper removal from industrial wastewater—A review. *Journal of Hazardous Materials* 263 (2): 322-333.
- Birchler, D. R., Milke, M. W., Marks, A. L., Luth, R. G. (1994) Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environmental Engineering-ASCE* 120 (5): 1109-1131.
- Boopathy, R., Karthikeyan, S., Mandal, A. B., Sekaran, G. (2013) Characterization & recovery of sodium chloride from salt-laden solid waste generated from leather industry. *Clean Technologies and Environmental Policy* 15 (1): 117 -124.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I. (2000) Long-term processes in waste deposits. *Science of the Total Environment* 250 (1-3): 101-121.
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretsson, I. (1999) Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *Science of the Total Environment* 228 (2-3): 135–152.
- Brechet, T., Tulkens, H. (2009) Beyond BAT: Selecting optimal combinations of available techniques, with an example from the

- limestone industry. *Journal of Environmental Management* 90 (5): 1790–1801.
- Bryson, N. (1996) Group decision-making and the analytic hierarchy process: exploring the consensus-relevant information content. *Computers & Operations Research* 23 (1): 27–35.
- Buisson, H., Cote, P., Praderie M. y Paillard, H. (1998) The use of immersed membranes for upgrading wastewater treatment plants. *Water Science and Technology* 37 (9): 89-95.
- Calvo, F., Zamorano, M., Moreno, B. (2002) Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid, pp. 965-975.
- Cantó-Perelló, J., Curiel-Esparza, J., Calvo, V. (2013) Criticality & threat analysis on utility tunnels for planning security policies of utilities in urban underground space. *Expert Systems with Applications* 40 (11): 4707-4714.
- Chang, J. E. (1989) Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter. *Water Science and Technology* 21 (4-5): 133-143.
- Chen, P. H. (1996) Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall and treatment. *Environment International* 22 (2): 225-237.
- Chen, Y., Liu, C., Nie, J., Wu, S., Wang, D. (2014) Removal of COD & decolorizing from landfill leachate by Fenton's reagent advanced oxidation. *Clean Technologies and Environmental Policy* 16 (1): 189-193.
- Cheremisinoff, P., Ellerbusch, F. (1978) *Carbon Adsorption Handbook*, Ann Arbor Science. USA.

- Cheung, K. C., Chu, L. M., Wong, M.H. (1997). Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, Air and Soil Pollution* 94 (1-2): 209-221.
- Chiclana, F., Mata, F., Martínez, L., Herrera-Viedma, E., Alonso, S. (2008) Integration of a consistency control module within a consensus decision making model. *International Journal of Uncertainty, Fuzziness and Knowledge-Based Systems* 16 (1): 35-53.
- Chiemchaisri, C., Wong, Y. K., Urase, T. y Yamamoto, K. (1992) Organic stabilization and nitrogen removal in membrane separation bioreactor for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 25 (10): 231-240.
- Chiochetta, C. G., Goetten, L. C., Almeida, S. M., Quaranta, G., Cotelle, S., Radetski, C. M. (2014) Leachates from solid wastes: chemical & eco(geno)toxicological differences between leachates obtained from fresh & stabilized industrial organic sludge. *Environmental Science and Pollution Research* 21 (2): 1090-1098.
- Chiumenti, A., da Borso, F., Chiumenti, R., Teri, F., Segantin, P. (2013) Treatment of digestate from a co-digestion biogas plant by means of vacuum evaporation: Tests for process optimization & environmental sustainability. *Waste Management* 33 (6): 1339-1344.
- Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R. (1992) Landfilling of waste: leachate. Elsevier Applied Science, London and New York
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H., Heron, G. (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16 (7-8): 659 – 718.

- Cicek, N., Winnen, H. M., Suidan, T., Wrenn, B. E., Urbain, V., Manem, J. (1998) Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds. *Water Research* 32 (5): 1553-1563.
- Cicek, N., Dionysiou, D., Suidan, M. T., Ginestet P. y Audic J. M. (1999a) Performance deterioration and structural changes of a ceramic membrane bioreactor due to inorganic abrasion. *Journal of Membrane Science* 163 (1): 19-28.
- Cicek, N., Franco, J. P., Suidan M. T., Urbain, V., Manem, J. (1999b) Characterization and comparison of a membrane bioreactor and a conventional activated-sludge system in the treatment of wastewater containing high-molecular-weight compounds. *Water Environment Research* 71 (1): 64-70.
- Cicek, N., Macomber, J., Davel, J., Suidan, M. T., Audic, J., Genestet, P. (2001) Effect of solids retention time on the performance and biological characteristics of a membrane bioreactor. *Water Science and Technology* 43 (11): 43-50.
- Conil, P. (2001). La tecnología anaerobia UASB en el tratamiento de las aguas residuales domesticas: 10 años de desarrollo y maduración en América Latina.
- Corbitt, R. (2003) Manual de referencia de la ingeniería ambiental. Mc Graw Hill. New York.
- Cossu, R., Stegmann, R., Andreottola, G., Cannas, P. (1989) Biological treatment, landfilling: process, technology and environmental impact. Edit. Academic Press
- Cossu, R., Serra, R., Muntoni, A. (1992). Physico-chemical treatment of leachate. landfill of waste: Leachate. Ed. Christensen, Cossu, and Stegmann. Elsevier Science Publishers Ltd. England: ISBN: 1-85-166733-4: 265-304.

- Cote, P., Buisson, H., Pound, C., Arakaki, G. (1997) Immersed membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater. *Desalination* 113 (2-3): 189-196.
- Coulter, J. B., Soneda, S., Ettinger, M. B. (1957) Anaerobic contact process for sewage disposal. *Sewage and Industrial Wastes* 29 (4): 468-477.
- Council Directive 1999/31/EC, April 26th 1999, on the landfill of waste. European Union Council, Official Journal L 182, 16/07/1999 P. 0001 – 0019.
- Crawford, G, Williams, C, (1985) A note on the analysis of subjective judgment matrices. *Journal of Mathematical Psychology* 29 (4): 387–405.
- Curiel- Esparza, J., Cantó-Perelló, J. (2012) Understanding the major drivers for implementation of municipal sustainable policies in underground space. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 19 (6): 506–514.
- Curiel-Esparza, J., Cantó-Perelló, J. (2013) Selecting utilities placement techniques in urban underground engineering. *Archives of Civil and Mechanical Engineering* 13 (2): 276-285.
- Curiel-Esparza, J., Cantó-Perelló, J., Calvo, M. A. (2004) Establishing sustainable strategies in urban underground engineering. *Science and Engineering Ethics* 10 (3): 523-530.
- Dalkey, N., Helmer, O. (1963) An experimental application of the Delphi method to the use of experts. *Management Science* 9 (3): 458-467.
- Dalkey, N., Brown, B., Cochran, S. (1969) The Dephi Method III: Use of self-ratings to improve group estimates. The Rand Corporation (Santa Mónica, California) RM-6115-PR.

- Dass, P., Tamke, G. R., Stoffel, C. M. (1977) Leachate production at sanitary landfill sites. *Journal of the Environmental Engineering Division-ASCE* 103 (6): 981-988.
- de Cortazar, A. L. G., Lantaron, J. H., Fernandez, O. M. (2002) Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (part 1: hydrology). *Waste management & research* 20 (2):198-210.
- Dewil, R., Appels, L., Baeyens J. (2006) Energy use of biogas hampered by the presence of siloxanes. *Energy Conversion and Management* 47 (13-14): 1711-1722.
- Dong, Y. C., Xu, Y. F., Yu, S. (2009) Linguistic multiperson decision making based on the use of multiple preference relations. *Fuzzy Sets and Systems* 160 (5): 603-623.
- Dong, Y., Zhang, G., Hong, W. C., Xu, Y. (2010) Consensus models for AHP group decision making under row geometric mean prioritization method. *Decision Support Systems* 49 (3): 281-289.
- Duckstein, L., Opricovic, S. (1980) Multiobjective optimization in river basin development. *Water Resources Research* 16 (1): 14-20.
- Dzombak, D.A., Langnese, K.M., Spengel, D.B., Luthy, R.G. (1990) Comparison of activated sludge and RBC treatment of leachate from a solid waste landfill. *Proceeding of 1990 WPCF National Specialty Conference on water quality Management of Landfills, Chicago, July 15 -18: 4-39 to 4-58.*
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., Leckie, J. O. (1996) Transport of gas and heat in sanitary landfills I. Model Formulation. *Waste Management and Research* 14 (6): 483 - 504.

- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., Leckie, J. O. (1997) Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills. *Environmental Technology* 18 (7): 669-686.
- El Fadel, M. (2002) Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management* 22 (3):269 -282.
- EPA (2015) Terminology Services. Vocabulary Catalog List Detail - Environmental Issues Terms & Acronyms. Guide to Environmental Issues: Glossary of Terms & Acronyms. Disponible en:
http://ofmpub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Environmental%20Issues%20Glossary
- Ersahin, M. E., Ozgun, H., van Lier, J. B. (2013) Effect of support material properties on dynamic membrane filtration performance. *Separation Science and Technology* 48 (15): 2263-2269.
- Escobar, M. T., Moreno-Jiménez, J. M. (2007) Aggregation of individual preference structures in AHP group decision making. *Group Decision and Negotiation* 16 (4): 287-301.
- Espinace, R. A. J., Palma, G., Szanto, N. (1997) Asentamiento en un vertedero controlado a escala con recirculación de líquidos lixiviados. 4º Congreso Chileno de Ingeniería Geotécnica, 21 al 24 de Octubre de 1997.
- Faucheux, S., Hue, C. (2001) From irreversibility to participation: towards a participatory foresight for the governance of collective environmental risks. *Journal of Hazardous Materials* 86 (1-3): 223-243.
- Farhan, M. H., Chinhong, P. H., Keenan, J. D., Shieh, W. K. (1997) Performance of anaerobic reactors during pseudo-steady-state

- operation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 69 (1): 45-57.
- Fernández, F., Díez, V. (1998) Reactores anaerobios de lecho fluidizado: diseño y operación. 4º Seminario D. A. A. R., Valladolid: 170-189.
- Fleenor W. E., King I.P. (1995) Identifying limitations on use of the HELP model. ASCE. *Geotechnical Special Publication* 53: 121-138.
- Fodor, Z., Klemes, J. J. (2012) Waste as alternative fuel – minimizing emissions and effluents by advanced design. *Process Safety and Environmental Protection* 90 (3): 263-284.
- Fu, F., Wang, Q. (2010) Removal of heavy metals ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management* 92 (3): 407 – 418.
- Gantes, P., Falco, L., Coviella, C., Sánchez, A. (2014) Plant secondary succession age-related changes in landfills. *Urban Ecosystems* 17 (4): 1209-1218.
- Garcia, H., Rico, J. L., Garcia, P. A. (1996) Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35°C. *Bioresource Technology* 58 (3): 273-277.
- García, J., Corzo, A. (2008) Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya.
- Ghyoot, W., Verstraete, W. (2000) Reduced sludge production in two stage membrane assisted bioreactor. *Water Research* 34 (1): 205-215.

- Giraldo, E. (1997) Manejo integrado de residuos sólidos urbanos. Minambiente/BID. Universidad de los Andes. Bogotá (Colombia).
- Giraldo, E. (2001) Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Avances recientes. Universidad de los Andes. Bogotá (Colombia).
- González, R., Cárdenas L. K., Rodríguez, R. (2000) Basureros activos. Simulación de la lixiviación - El caso de Mérida, México. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre, Brasil.
- González, A. J., Espinosa, A. (2001) La acumulación de basuras como material geotécnico, Universidad de los Andes, Revista de Ingeniería 14: 56-70.
- González, J. (2010) Humedales artificiales para depuración. Disponible en:
http://www.cienciasmarinas.uvigo.es/bibliografia_ambiental/otros/Manual%20de%20fitodepuracion/Capitulos%206.pdf
- Gracht, H. A. (2012) Consensus measurement in Delphi studies, review & implications for future quality assurance. Technological Forecasting and Social Change 79 (8): 1525–1536.
- Grisey, E., Laffray, X., Contoz, O., Cavalli, E., Mudry, J., Aleya, L. (2012) The Bioaccumulation Performance of Reeds & Cattails in a Constructed treatment wetland for removal of heavy metals in landfill leachate treatment (Etueffont, France). Water, Air, & Soil Pollution 223 (4): 1723–1741.
- Guoliang, Z., Lei, Q., Qin, M., Zheng, F., Dexin, W. (2013) Aerobic SBR/reverse osmosis system enhanced by Fenton oxidation for advanced treatment of old municipal landfill leachate. Bioresource Technology 142: 261-268.
- Gupta, S. K., Singh G. (2007) Assessment of the efficiency & economic viability of various methods of treatment of sanitary

- landfill leachate. *Environmental Monitoring and Assessment* 135 (1-3): 107-117.
- Haarstad, K., Mæhlum, T. (1999) Important aspects of long-term production and treatment of municipal solid waste leachate. *Waste Management & Research* 17 (6): 470-477.
- Helmer, O., Rescher, N. (1959) On the epistemology of inexact act sciences. *Management Science* 6 (1): 25-52.
- Henry, J. G. Prasad, D. Young, H. (1987) Removal of Organics from Leachates by Anaerobic Filter. *Water Research* 21 (11): 1395-1399.
- Herrera, F., Herrera-Viedma, E., Verdegay, J. L. (1996) A model of consensus in group decision making under linguistic assessments. *Fuzzy Sets and Systems* 78 (1): 73-87.
- Herrera, F., Martínez, L. (2000) A2-tuple fuzzy linguistic representation model for computing with words. *IEEE Transactions on Fuzzy Systems* 8 (6): 746-752.
- Herrera-Viedma E., Herrera, F., Chiclana, F. (2002) A consensus model for multiperson decision making with different preference structures. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics Part A: Systems and Humans* 32 (3): 394-402.
- Herrera-Viedma, E., Alonso, S., Chiclana, F., Herrera F. (2007) A consensus model for group decision making with incomplete fuzzy preference relations. *IEEE Transactions on Fuzzy Systems* 15 (5): 863-877.
- Heyer K. U., Stegmann R. (2005) Landfill Systems, Sanitary Landfilling of solid wastes, and long-term problems with leachate, in *environmental biotechnology: concepts and applications* (eds H.-J. Jördening and J. Winter), Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, FRG. DOI: 10.1002/3527604286.ch15.

- Ho, C. K., Arnold, B. W., Cochran, J. R., Taira, R. Y., Pelton, M. A. (2004). A probabilistic model and software tool for evaluating the long-term performance of landfill covers. *Environmental Modelling & Software* 19 (1): 63–88.
- Hoilijoki, T. H., Kettunen, R. H., Rintala, J. A. (2000) Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Water Resource* 34 (5): 1435-1446.
- Holst, T. C., Truc, A., Pujol, R. (1997) Anaerobic fluidized beds: ten years of industrial experience. *Water Science and Technology* 36 (6-7): 415-422.
- Hsu, C. C., Sandord, B. A. (2007) The Delphi technique: making sense of consensus. *PARE (ISSN 1531-7714)* 12 (10): 1–7.
- Huang Y. S., Liao, J. T., Lin, Z. L. (2009) A study on aggregation of group decisions. *Systems Research and Behavioral Science* 26 (4): 445–454.
- Hulshoff, L. W., de Zeeuw, W. J., Velzeboer, C. T. M., Lettinga, G. (1983) Granulation in UASB-reactors. *Water Science and Technology* 15 (8-9): 291-304.
- Hulshoff, L., Lettinga, G. (1986) New technologies for anaerobic treatment. *Water Science and Technology* 18 (12): 41-53.
- Insel, G., Dagdar, M., Dogruel, S., Dizge, N., Cokgor, E. U., Keskinler, B. (2013) Biodegradation characteristics & size fractionation of landfill leachate for integrated membrane treatment. *Journal of Hazardous Materials* 260: 825-832.
- Iza, J., Colleran, E., Paris, J. M., Wu, M. (1991) International workshop on anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewater: summary paper. *Water Science and Technology* 24 (8): 1-16.

- Jefferson, B., Laine, A. T., Judd, S. J., Stephenson, T. (2000) Membrane bioreactors and their role in wastewater reuse. *Water Science and Technology* 41 (1): 197-204.
- Jurgen, H. (1989) *Physicochemical Treatment*. ITW Ingenieurberatung GMBH, Erich – Norrenberg Strasse 5. D-5860 Iserlohn, West Germany.
- Jorstad, L. B., Jankowski, J., Acworth, R. I. (2004) Analysis of the distribution of inorganic constituents in a landfill leachate-contaminated aquifer Astrolabe Park, Sydney, Australia. *Environmental Geology* 46 (2): 263-272.
- Jördening, H. J. (1992) *Anaerobic biofilms in fluidized bed reactors*. Lecture notes. Biofilms: Sci. & Technol. Advanced Study Institute Alvor, Portugal.
- Kamal, M., Al-Subhi Al-H. (2001) Application of the AHP in project management. *International Journal of Project Management* 19 (1): 19-27.
- Kato, M. T., Field, J. A., Kleerebezem, R., Lettinga, G. (1994) Treatment of low strength soluble wastewater in UASB reactors *Journal of Fermentation and Bioengineering* 77 (6): 679-686.
- Kennedy, K. J., Lentz, E. M. (2000) Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Resource* 34 (14): 3640-3656.
- Kettunen, R. H., Rintala J. A. (1998) Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Resource* 32 (3): 537-546.
- Kiely, G. (1999) *Ingeniería ambiental. Fundamentos. Entornos. Tecnologías y sistemas de gestión*. McGraw-Hill, Madrid.

- Khire, M. V., Benson, C. H., Bosscher, P. J. (1997) Water balance modeling of earthen final covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. ASCE. 123: 744–754.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H. (2002) Present & long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32 (4): 297–336.
- Knox, K., 1985. Leachate treatment with nitrification of ammonia. *Water Resource* 19 (7): 895-904.
- Kostlan, E. (1991) Statistical complexity of dominant eigenvector calculation. *Journal of Complexity* 7 (4): 371-379. Disponible en: <http://www.developmentserver.com/randompolynomials/scdec/paper.pdf>
- Kurniawan, T. A., Lo, W., Chan, G. (2005) Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* 129 (1-3): 80 – 100.
- Kurniawan, T. (2006) Physico – chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal* 118 (1-2): 83 – 98.
- Kwasniewska, J. NaŁęcz-Jawecki, G. Skrzypczak, A. PŁaza, G.A. Matejczyk M. (2012) An assessment of the genotoxic effects of landfill leachates using bacterial and plant tests. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 75: 55-62.
- Laines, J. R., Goñi, J. A., Adams, R. H., Camacho, W. (2008) Mezclas con potencial coagulante para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América* 33 (1): 22-28.

- Laitinen, N., Luonsi, A., Vilen, J. (2006) Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor. *Desalination* 191 (1-3): 86-91.
- LaGrega M., Buckingham P., Evans J. (1994) Hazardous waste management. ASIN: B008V0FNHG. McGraw-Hill, USA.
- Landeta, J., Barrutia J. (2011) People consultation to construct the future: A Delphi application. *International Journal of Forecasting* 27 (1):134–151.
- Lara, J., (1999) Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Trabajo final, máster en ingeniería y gestión ambiental. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.
- Lechner, P. (1989) Vertederos Sanitarios: Tecnología e impacto medioambiental, Capítulo 7. 1.- Normas Austriacas para Vertederos Sanitarios. Academic Press, Londres.
- Lee, G. K. L., Chan, E. H. W. (2008) The analytic hierarchy process (AHP) approach for assessment of urban renewal proposals. *Social Indicators Research* 89 (1): 155–168.
- Lee, G.B. (2007) Solid waste management: issues and challenges in Asia, APO. ISBN 92-833-7058-9. Edited by the Environmental Management Centre, Mumbai, India, Published by the Asia Productivity Organization Japan.
- Lee, W. S. (2013) Merger & acquisition evaluation & decision making model. *Service Industries Journal* 33 (15-16):1473-1494.
- Lettinga, G., van Nelsen, A. F. M., Hobma, S. W., de Zeeuw, W., Klapwijk, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering* 22 (4): 699-734.

- Lettinga, G., Vinken, J. N. (1980) Feasibility of the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process for the treatment of low-strength wastes. 35th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings: 625-634.
- Lettinga, G., Hulshoff, L. W. (1991) UASB-process design for various types of wastewaters. *Water Science and Technology* 24 (8): 87-107.
- Lettinga, G. (1996) Sustainable integrated biological wastewater treatment *Water Science and Technology* 33 (3): 85-98.
- Li, X. Z., Zhao, Q. L. (2001) Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere* 44 (1): 37-43.
- Li, G., Wang, W., Du, Q. (2010) Applicability of nanofiltration for the advanced treatment of landfill leachate. *Journal of Applied Polymer Science* 116 (4): 2343-2347.
- Lin, C. Y., Chang, F. Y., Chang, C. H. (2000) Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresource Technology* 73 (2): 175-178.
- Linstone, H., Turoff, M. (1975) *The Delphi method: Techniques and applications*. ISBN 0201042940. Addison-Wesley Educational Publishers Inc.
- Lobo, A., Herrero, J., Montero, O., Fantelli, M. y Tejero, I. (2002) Modeling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 2: Biodegradation). *Waste Management and Research* 20 (6): 514 – 528.
- Lobo A. (2003) *Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos*. Universidad de Cantabria, 58 p.

- Lobo, A., Tejero, I. (2007) MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills- Environmental Modelling & Software 22 (1): 59-72.
- Lopes, J., Peralta, P. (2005) Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. Journal of Hazardous Materials 123 (1-3): 181-186.
- Maehlum, T. (1995) Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. Water Science and Technology 32 (3): 129-135.
- Marañón, E. (2004) Optimización de procesos avanzados de oxidación para la eliminación de compuestos refractarios en lixiviado de vertedero. Tesis doctoral.
- Marañón, E., Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Fernández-Méndez, A., Fernández-Sánchez, A. (2008) Coagulation-Flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification-denitrification plant. Journal of Hazardous Materials 156 (1-3): 538-544.
- Marks, A. L., Luthy, R. G., y Diwekar, U. M. (2006) Semi-continuous evaporation model for leachate treatment process evaluation. Environmental Progress 13 (4): 278 – 289.
- Martin, J. H., Winteregg, C. (1989) The validity of alternative measures of attribute importance: The role of product purchase familiarity. In J.M. Hawes and J. Thanopoulos (Eds.). Developments in marketing science. 12: 607-611. Akron, OH: Academy of Marketing Science.
- Masuda, T. (1990) Hierarchical sensitivity analysis of the priorities used in Analytic Hierarchy Process. Systems Science 21 (2): 415-427.

- Mela, K., Tiainen, T., Heinisuo, M. (2012) Comparative study of multiple criteria decision making methods for building design. *Advanced Engineering Informatics* 26 (4): 716–726.
- Méndez R. I., Medina, E., Quintal C., Castillo, E. R., Sauri M. R. (2002) Tratamiento de lixiviados con carbón activado. *Ingeniería* 6 (3): 19-27.
- Mertoglu, K. R., Inanc B. (2006) Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate. *Bioresource Technology* 97 (4): 641-647.
- Myers, J. H., Alpert, M. I. (1968) Determinant buying attributes: Meaning and measurement. *Marketing* 32 (10): 13-20.
- Niemira, M. P., Saaty T. L. (2004) An Analytic Network Process model for financial-crisis forecasting. *International Journal of Forecasting* 20 (4): 573–587.
- Noll K., Vassilios G., Sunho W. (1992) Adsorption technology: for air and water pollution control. ISBN 0873713400. Lewis Publishers. USA.
- Ntampou, X., Zouboulis, A. I., Samaras, P. (2006) Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation / flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. *Chemosphere* 62 (5): 722-730.
- Opricović, S. (1990) Programski paket VIKOR za visekriterijumsko kompromisno rangiranje, SYM-OP-IS
- Opricovic, S. (1998) Multicriteria Optimization in Civil Engineering. Faculty of Civil Engineering, Belgrade, -302 p.

- Opricovic, S., Tzeng, G. H. (2004) The Compromise solution by MCDM methods: A comparative analysis of VIKOR and TOPSIS. *European Journal of Operational Research* 156 (2): 445-455.
- Orta, M. T. (2000) Método de balance de agua para la estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Porto Alegre. Brasil.
- Orta, M. T., Reynaldo, C. R., Neftali, R. V., Sánchez J. (2003) Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills. *Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association*, ISWA 21 (2):127-136.
- Orupold, K., Tenno, T., Henrysson, T. (2000) Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate. *Water Resource* 34 (18): 4389-4396.
- Othman, M. R., Wozny, G., Repke, J. (2011) Selection of sustainable chemical process design using ANP: A biodiesel case study. *Proceedings of the International Symposium on the Analytic Hierarchy Process*, Italy.
- Ozdemir, M. S., Saaty, T. L. (2006) The unknown in decision making, what to do about it. *European Journal of Operational Research* 174 (1): 349-359.
- Park, S., Choi, K. S., Joe, K. S., Kim, W. H., Kim, H. S. (2001) Variations of landfill leachate's properties in conjunction with the treatment process. *Environmental technology* 22 (6): 639-645.
- Palvas, M., Tous, M., Bebar, L., Stehlik, P. (2010) Waste to energy – An evaluation of environmental impact. *Applied Thermal Engineering* 30 (16): 2326-2332.

- Pérez, M., Romero, L. I., Sales, D. (1998) Comparative performance of high rate anaerobic thermophilic technologies treating industrial wastewater. *Water Research* 32 (3): 559-564.
- Peters, T.A. (1993) L'osmose inverse et le disc-tube module dans le traitement des lixiviats. *La tribune de l'eau* 46 (566): 67-70.
- Peters, T.A. (1998) Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination* 119 (1-3): 289-293.
- Peyton, R. L., Schroeder, P. R. (1988) Field verification of HELP model for landfills. *Journal of Environmental Engineering-ASCE* 114 (2): 247-269.
- Peyton, R. L., Schroeder, P. R. (1993) Water balance for landfills. Cap. 10 de *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. ISBN 978-1-4613-6340-8. Chapman & Hall. London.
- Piatkiewicz, W., Biemacka, E., Suchecka, T. (2001) A polish study: treating landfill leachate with membranes. *Filtration & Separation* 38 (6): 22-26.
- Pretorius, W. A (1971) Anaerobic digestion of raw sewage. *Water Research* 5 (9): 681-687.
- Qasim R. S., Chiang W. (1994) *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. ISBN 1566761298. CRC Press Lancaster, Pennsylvania.
- Quian, X., Koerner, R. M., Gray, D. H. (2002) *Geotechnical aspects of landfill design and construction*, ISBN 0130125067. Prentice Hall, New Jersey: 1-25.
- Rautenbach, R., Mellis, R. (1994) Waste water treatment by a combination of bioreactor and nanofiltration. *Desalination* 95 (2): 171-188.

- Reinhart, D., Al-Yousfi, A. B. (1996) The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research* 14 (4): 337–346.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: review & opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150 (3): 468–493.
- Ritzkowski, M., Stegmann, R. (2012) Landfill aeration worldwide: Concepts, indications & findings. *Waste Management* 32 (7): 1411-1419.
- Rodriguez, J., Castrillon, L., Sastre, H., Maranon, E. (2000) Biomethanization of Municipal Solid Waste in a Pilot Plant. *Water Resource* 9: 447-454.
- Romero, C., Ramos, P., Costa, C., Marquez, M. C. (2013) Raw & digested municipal waste compost leachate as potential fertilizer: comparison with a commercial fertilizer. *Journal of Cleaner Production* 59: 73-78.
- Rosenberger, S., Kruger, U., Witzig, R., Manz, W., Szewzyk, U., Kraume, M. (2002) Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water. *Water Research* 36 (2): 413-420.
- Roubelat, F. (2011) The Delphi method as a ritual: inquiring the Delphi Oracle. *Technological Forecasting and Social Change* 78 (9): 1491–1499.
- Rowe, G., Wright, G. (2011) The Delphi technique: Past, present, and future prospects — Introduction to the special issue. *Technological Forecasting & Social Change* 78 (9): 1487–1490.
- Rozzi, A. (1988) Estado del arte sobre la depuración anaerobia en Europa. 4º Seminario D. A. A. R., Valladolid, 11-20.

- Saaty T. L. (1980) The analytic hierarchy process. ISBN 0070543712. McGraw Hill Higher Education. New York.
- Saaty, T. L. (2001) Decision making with dependence & feedback: the analytic network process. ISBN 0962031798. 2nd ed. RWS Publications, Pittsburgh, USA.
- Saaty, T. L. (2005) Theory and Applications of the Analytic Network Process. ISBN-1888603062. RWS Publications, 4922 Ellsworth Avenue, Pittsburgh, PA 15213.
- Saaty, T. L., Ozdemir, M. (2005) The Encyclicon, RWS Publications, 4922 Ellsworth Avenue, Pittsburgh, PA 15213.
- Saaty, T. L. (2008) Relative measurement and its generalization in decision making why pairwise comparisons are central in mathematics for the measurement of intangible factors. The Analytic Hierarchy/Network Process. Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Serie A. Matemáticas 102 (2): 251–318.
- Saaty, T. L. (2008) Decision making with the analytic hierarchy process. International Journal of Services Sciences 1 (1): 83–98.
- Saaty, T. L. (2012) Decision making for leaders. The analytic hierarchy process for decisions in a complex world. Third edition, fifth printing. ISBN 0-9620317-X. RWS Publications, Pittsburgh, USA.
- San Cristobal, J. (2012) Contractor selection using multicriteria decision-making methods. Journal of Construction Engineering and Management-ASCE 138 (6): 751–758.
- Sang, Y., Sun, T., Chen, J., Liang, C. (2008) Flocculation process optimization of a novel coagulant for landfill leachate pretreatment. 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering: 3343 – 3346.

- Sayadi, M. K., Heydari, M., Shahanaghi, K. (2009) Extension of VIKOR method for decision making problem with interval numbers. *Applied Mathematical Modelling* 33 (5): 2257-2262.
- Seghezzeo, L., Zeeman, G. van Liel, J. B., Hamelers, H. V. M., Lettinga, G. (1998) A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology* 65 (3): 175-190.
- Schiopu, A.M., Gavrilescu, M. (2010) Options for the Treatment and Management of Municipal Landfill Leachate: Common and Specific Issues. *Clean – Soil, Air, Water* 38 (12): 1101–1110.
- Schroeder, P. R., Dozier, T. S., Zappi, P. A., McEnroe, B. M., Sjostrom, J. W., Peyton, R. L. (1994) The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. 2 Volumes: User's Guide for Version 3. Engineering Documentation for Version 3. EPA/600/R-94/168 a, b. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Silva, A. C., Dezotti, M., Sant'Anna, G. L. (2004) Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere* 55 (2): 207-214.
- Simpson, D. E. (1971) Investigations on a pilot-plant contact digester for the treatment of a dilute urban waste. *Water Research* 5 (8): 523-532.
- Sinclair, S.A., & Stalling, E.C. (1990) How to identify differences between market segments with attribute analysis. *Industrial Marketing Management* 19 (2): 31-40.
- Slack, R. J., Gronow, J. R., Voulvoulis, N. (2005) Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Science of the Total Environment* 337 (1-3): 119-137.

- Spagni, S., Marsili-Libelli, Lavagnolo, M. C. (2008) Optimization of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor. *Water Science & Technology* 58 (2): 337-343.
- Srdjevic, B. (2007) Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision-making in water management. *Decision Support Systems* 42 (4): 2261–2273.
- Statnikov, R. B., Bordetsky, A., Statnikov, A. (2005) Multi-criteria analysis of real-life engineering optimization problems: statement & solution. *Nonlinear Analysis: Theory, Methods & Applications* 63: 685-696.
- Statom, R. A., Thyne, G. D., McCray, J. E. (2004) Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA. *Environmental Geology* 45 (7): 891-1042.
- Stehlik, P. (2010) Contribution to advances in waste-to-energy technologies. *Journal of Cleaner Production* 17 (10): 919–931.
- Stephenson, T. (2000) *Membrane bioreactors for wastewater treatment*. IWA Publishing.
- Stegmann, R., Heyer, K. U., Cossu, R. (2005) Leachate treatment. *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management & Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 3 - 7 October 2005. 2005 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Stief, K. (1989) *Sanitary landfilling: process, Technology and environmental impact*. Chapter 7.3: Multi-barrier Concept in West Germany. ISBN 0-12-174255-5. Academic Press Ltd. London.
- Sung, M., Chang, D., Lee, H. Y. (1997) Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill. *Water Science and Technology* 36 (12): 333-340.

- Syamsuddin, J. (2010) The use of AHP in security policy decision making: an open office calc application. *Journal of Software* 5 (10): 1162-1169.
- Syzdek, A.C., Ahlert, R.C. (1984) Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes. *Journal of Hazardous Materials* 9 (2): 209–220.
- Tabet, K., Moulin, P., Vilomet, J.D., Amberto, A., Charbit, F. (2002) Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant. *Separation Science and Technology*. 37 (5): 1041–1063.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1997) *Gestión integral de residuos sólidos*, vol. I, Madrid: Ed. Mc Graw Hill.
- Thapa, R. B., Murayama, Y. (2010) Drivers of urban growth in the Kathmandu valley, Nepal: examining the efficacy of the analytic hierarchy process. *Applied Geography* 30 (1): 70–83.
- Tian, J., Chen, M. (2014) Sustainable design for automotive products: Dismantling and recycling of end-of-life vehicles. *Waste Management* 34 (2): 458-467.
- Trebouet, D., Schlumpf, J.P., Jaouen, P., Quemeneur, F. (2001) Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration process. *Water Resource* 35 (12): 2935–2942.
- Triantaphyllou, E., Mann S. H. (1995) Using the Analytic Hierarchy Process for decision making in engineering applications: Some challenges. *International Journal of Industrial Engineering: Applications & Practice* 2 (1): 35-44.
- Triantaphyllou, E., Sánchez, A. (1997) A sensitivity analysis approach for some deterministic multi-criteria decision making methods. *Decision Sciences* 28 (1): 151-194.

- Triantaphyllou, E. (2002) Multi-Criteria Decision Making Methods: A comparative study. *Applied Optimization* 44: 5-21.
- Toufexi, E., Tsarpali, V., Efthimiou, I., Vidali, M. S., Vlastos, D., Dailianis, S. (2013) Environmental and human risk assessment of landfill leachate: An integrated approach with the use of cytotoxic and genotoxic stress indices in mussel and human cells. *Journal of Hazardous Materials* 260: 593 -601.
- Uguccioni, M., Zeiss C. (1997) Improvement of leachate prediction trough municipal solid waste layers. *Journal of the American Water Resources Association* 33 (6): 1265-1278.
- Urbain, V., Benoit, R., Manem, J. (1996) Membrane bioreactor: A new treatment tool. *Journal - American Water Works Association* 88 (5): 75-86.
- Urbain, V., Mobarry, B., De Silva, V., Stahl, D. A., Rittmann B. E., Manem, J. (1998) Integration of performance, molecular biology and modeling to describe the activated sludge process. *Water Science and Technology* 37 (4-5): 223-229.
- Valencia, V., Agudelo, J., Restrepo, I., Cajigas A. (2007) Evaluación del tratamiento físico-químico de lixiviados parcialmente estabilizados. Seminario Gestión Integral de Residuos Sólidos, LATINOSAN. Cali, Colombia.
- Vallejo, G. B., Quintal, C. A. (2006) Influencia del cambio en el potencial de hidrógeno (pH) en la disminución de contaminantes y metales pesados del lixiviado de un relleno sanitario. XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Punta del Este – Uruguay, 26 al 30 de noviembre de 2006.
- van Praagh, M., Heerenklage J., Smidt, E., Modin, H., Stegmann, R., Persson, K. M. (2009) Potential emissions from two mechanically-biologically pretreated (MBT) wastes. *Waste Management* 29 (2): 859-868.

- Vargas, R., (2005) Eliminación de metales pesados de aguas subterráneas mediante sistemas de lechos sumergidos: estudio microbiológico de las biopelículas. Tesis doctoral, Universidad de Granada, instituto del agua. Editorial de la Universidad de Granada. ISBN: 84-338-3363-4.
- Vedaraman, N., Shamshath B. S., Srinivasan, S. V. (2013) Response surface methodology for decolourisation of leather dye using ozonation in a packed bed reactor. *Clean Technologies and Environmental Policy* 15 (4): 607 -616.
- Wang Q., Matsufuji Y., Dong L., Huang Q., Hirano F., Tanaka, A. (2006) Research on leachate recirculation from different types of landfills. *Waste Management* 26 (8): 815–824.
- Waritch M. A., Sharma, R. (1998) Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. *Water Quality Research Journal of Canada* 33 (3): 417–437
- Wendel, R.E. (1992) Sensitivity analysis revisited and extended. *Decision Sciences* 23: 1127-1142.
- Winslow, C. E. A., Phelps, E. B. (1911) Investigations on the purification of Boston sewage. *The Journal of infectious diseases* 8 (3): 259 -288.
- Winston, L.W. (1991) *Operations research*. Second edition, Boston, MA: PWS-Kent Publishing Co.
- Wintheiser, P. (1998) Leachate recirculation: A review of operating experience at municipal solid waste landfills throughout the United States. Autoría conjunta del libro: SOLID WASTE ASSOC N AMER. Conferencia: SWANA's 3rd Annual Landfill Symposium. Palm Beach Gardens, Florida. Patrocinador: Solid Waste Assoc N Amer. MSW Management. Proceedings from Swana's 3rd Annual Landfill Symposium: 59-62.

- Xing, W., Lu, W., Zhao, Y. (2013) Environmental impact assessment of leachate recirculation in landfill of municipal solid waste by comparing with evaporation & discharge (EASEWASTE). *Waste Management* 33 (2): 382-389.
- Yang, W., Zhang, K. N., Chen, Y. G., Zhou, X. Z., Jin, F. X. (2013) Prediction on contaminant migration in aquifer of fractured granite substrata of landfill. *Journal of Central South University* [2095-2899] 20 (11): 3193-3201.
- Yang, Z., Zhou S. (2008) The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system. *Chemosphere* 72 (11): 1751-1756.
- Yu, P. L. (1973) A class of solutions for Group Decision Problems. *Management Science* 19 (8) 936-946.
- Yuen, S. (2001) Bioreactor landfills: Do they work?. *Geoenvironment 2001: 2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics*, Newcastle, Australia, 28-30 November 2001.
- Zaloum R., Abbott, M. (1997) Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates. *Water Science and Technology* 35 (1): 207-214.
- Zavadskas, E. K., Turskis, Z., Tamosaitiene, J. (2011) Selection of construction enterprises management strategy based on SWOT & multi-criteria analysis. *Archives of Civil and Mechanical Engineering* 11 (4) 1063-1082.
- Zeleny, M. (1973) *Compromise Programming*, in Cochrane J. L. and M. Zeleny (Eds). *Multiple Criteria Decision Making*, University of South Carolina Press, Columbia.
- Zhao, R., Gupta, A., Novak, J. T., Douglas Goldsmith, C., Driskill, N. (2013) Characterization & treatment of organic constituents in landfill leachates that influence the UV disinfection in the

publicly owned treatment works (POTWs). *Journal of Hazardous Materials* 258–259: 1-9.

ANEXO 2.- LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

A partir del contenido de esta tesis, se pueden abrir varios campos de investigación.

1.- Dado que el método es universal y objetivo, se puede aplicar en diferentes localizaciones, no sólo en España, sino también en otras latitudes, sistematizando la toma de decisiones en la implantación de nuevas instalaciones.

2.- También sería posible abrir una línea de investigación que obtuviera datos reales de implantación de diferentes instalaciones ya construidas y en explotación, tanto en España como en otros países, con el fin de estudiar qué criterios, intangibles o no, se han empleado en su diseño.

3.- Dado que los métodos de depuración de aguas evolucionan constantemente, se podrían estudiar otras alternativas, basadas en nuevas tecnologías emergentes, no muy conocidas e implantadas en la actualidad, pero que, a nivel de plantas piloto, pueden ofrecer datos cuantitativos que podrían ser incorporados en forma de criterios tangibles.

4.- Se podría abrir una línea de investigación para estudiar cómo puede extenderse el método a la modernización de plantas en funcionamiento, obsoletas o no.

5.- Por último, dada la relación directa de los métodos de depuración de lixiviados con los de depuración de aguas residuales urbanas, se puede investigar sobre la aplicación del método en esos otros sistemas.

ANEXO 3.- PUBLICACIÓN

Durante la realización de esta tesis doctoral, se ha redactado un artículo que fue aceptado el 20 de agosto de 2014 con número DOI 10.1007/s10098-014-0834-4 para su publicación en una revista de distribución internacional, CLEAN TECHNOLOGIES AND ENVIRONMENTAL POLICY, con ISSN 1618-954X. Según los datos obtenidos de la editorial el 27 de noviembre de 2014, las características de la revista son:

Full Journal Title:	Clean Technologies and Environmental Policy	Eigenfactor® Metrics
ISO Abbrev. Title:	Clean Technol. Environ. Policy	Eigenfactor® Score 0,00197
JCR Abbrev. Title:	CLEAN TECHNOL ENVIR	Article Influence® Score 0,391
ISSN:	1618-954X	Issues / Year 4
Language:	ENGLISH	Journal Country / Territory: UNITED STATES
Publisher:	SPRINGER	233 SPRING ST, NEW YORK, NY 10013
Journal Rank in Categories:	For 2013, the journal Clean Technologies and Environmental Policy has an Impact Factor of 1,671	

El título de la publicación es “Hybrid method for selection of the optimal process of leachate treatment in waste treatment and valorization plants or landfills”. Se adjuntan tres páginas de la misma, como referencia.

Hybrid method for selection of the optimal process of leachate treatment in waste treatment and valorization plants or landfills

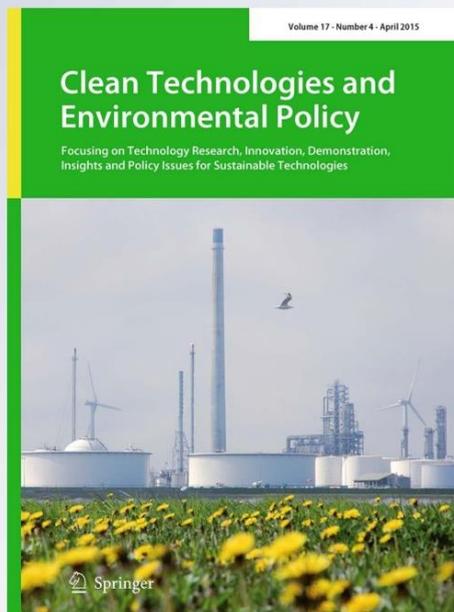
Manuel Martin-Utrillas, Manuel Reyes-Medina, Jorge Curiel-Esparza & Julian Canto-Perello

Clean Technologies and Environmental Policy

Focusing on Technology Research, Innovation, Demonstration, Insights and Policy Issues for Sustainable Technologies

ISSN 1618-954X
Volume 17
Number 4

Clean Techn Environ Policy (2015)
17:873-885
DOI 10.1007/s10098-014-0834-4



 Springer

*Author's personal copy*Clean Techn Environ Policy (2015) 17:873–885
DOI 10.1007/s10098-014-0834-4

ORIGINAL PAPER

Hybrid method for selection of the optimal process of leachate treatment in waste treatment and valorization plants or landfills

Manuel Martin-Utrillas · Manuel Reyes-Medina ·
Jorge Curiel-Esparza · Julian Canto-PerelloReceived: 14 April 2014 / Accepted: 8 August 2014 / Published online: 17 August 2014
© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2014

Abstract Leachate from waste landfill or treatment plants is a very complex and highly contaminated liquid effluent. In its composition, it is found dissolved organic matter, inorganic salts, heavy metals, and other xenobiotic organic compounds, so it can be toxic, carcinogenic, and capable of inducing a potential risk to biota and humans. European law does not allow such leachate to leave the premises without being depolluted. There are many procedures that enable debugging, always combining different techniques. Choosing the best method to use in each case is a complex decision, as it depends on many tangible and intangible factors that must be weighed to achieve a balance between technical, cost, and environmental sustainability. It is presenting a hybrid method for choosing the optimal combination of techniques to apply in each case, by combining a multicriteria hierarchical analysis based on expert data obtained by the Delphi method with an analysis by the method of VIKOR to reach a consensus solution.

Keywords Leachate treatment · Waste treatment · Valorization plants · Analytical hierarchy process · Delphi method · VIKOR technique

Introduction

European Union Council Directive 1999/31/EC establishes the obligation of controlling the water, managing leachate, minimizing the rainwater that penetrates into the landfills, and keeping the superficial or underground waters from penetrating into the waste and collecting whatever might percolate for its correct treatment for further use or spill. Waste treatment and valorization plants, whether urban or industrial, deposit waste from their processes in landfills or controlled deposits. In all cases, leachate is created due to the self-decomposition of the waste deposited there, together with water supplied by rain and water runoff. This water percolates inside the landfill and accumulates at the bottom, diluting and dragging in its way numerous components, like volatile and organic compounds, nitrogen compounds, heavy metals and any other constituent that may be contained in the residue or the land where the landfill is located. Not all landfills are equal; they do not contain the same type of waste as they are located in different climatic and geological areas and, therefore, are subject to different external actions, which characterize the leachate that inevitably occurs in all of them. In short, the landfill leachate is a complex and highly contaminated wastewater (Kjeldsen et al. 2002), with dissolved organic matter, inorganic salts, heavy metals, and xenobiotic organic compounds which could be toxic and carcinogenic and able to induce potential risk for biota and humans. The lack of quality is the result of biological, chemical, and physical processes in the landfills, along with the specific

M. Martin-Utrillas · J. Curiel-Esparza (✉)
Physical Technologies Center, Universitat Politècnica de
Valencia, 46022 Valencia, Spain
e-mail: jcuriel@fis.upv.es

M. Martin-Utrillas
e-mail: mgmartin@fis.upv.es

M. Reyes-Medina
Department of Applied Physics, Universitat Politècnica de
Valencia, 46022 Valencia, Spain
e-mail: mareme@doctor.upv.es

J. Canto-Perello
Department of Construction Engineering and Civil Engineering
Projects, Universitat Politècnica de Valencia, 46022 Valencia,
Spain
e-mail: jcantope@est.upv.es

 Springer

- van Praagh M, Heerenklage J, Smidt E, Modin H, Stegmann R, Persson KM (2009) Potential emissions from two mechanically–biologically pretreated (MBT) wastes. *Waste Manag* 29(2):859–868
- Vedaraman N, Shamshath BS, Srinivasan SV (2013) Response surface methodology for decolourisation of leather dye using ozonation in a packed bed reactor. *Clean Technol Environ Policy* 15(4):607–616
- Wang Q, Matsufuji Y, Dong L, Huang Q, Hirano F, Tanaka A (2006) Research on leachate recirculation from different types of landfills. *Waste Manag* 26:815–824
- Xing W, Lu W, Zhao Y (2013) Environmental impact assessment of leachate recirculation in landfill of municipal solid waste by comparing with evaporation and discharge (EASEWASTE). *Waste Manag* 33(2):382–389
- Yang W, Zhang KN, Chen YG, Zhou XZ, Jin FX (2013) Prediction on contaminant migration in aquifer of fractured granite substrata of landfill. *J Cent South Univ* 20(11):3193–3201
- Zavadskas EK, Turskis Z, Tamosaitiene J (2011) Selection of construction enterprises management strategy based on SWOT and multi-criteria analysis. *ACME* 11(4):1063–1082