



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN URBANISMO

INSTITUTO DE INGENIERÍA

**METODOLOGÍA PARA EVALUAR EL DESEMPEÑO DE LA
INFRAESTRUCTURA HÍDRICA EN EL CONTEXTO DE LA
SUSTENTABILIDAD URBANA**

DOCTOR EN URBANISMO

PRESENTA

M. EN C. ALEJANDRO DE JESÚS PADILLA RIVERA

TUTORES PRINCIPALES

DR. JUAN MANUEL MORGAN SAGASTUME, INSTITUTO DE INGENIERÍA

DRA. LEONOR PATRICIA GÜERECA HERNÁNDEZ, INSTITUTO DE INGENIERÍA

DR. MANUEL PERLÓ COHEN, INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOCIALES

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

DR. DAVID MORILLÓN GÁLVEZ, INSTITUTO DE INGENIERÍA

DR. CARLOS ANTONIO CABALLERO VALDÉS, ITESM-CIUDAD DE MÉXICO

México, Distrito Federal, Noviembre de 2015.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS	6
ÍNDICE DE FIGURAS	8
Capítulo 1	9
1. Introducción	9
1.1 Antecedentes	9
1.2 Justificación	10
1.3 Objetivos	12
1.3.1.1 Objetivo general	12
1.3.1.2 Objetivos específicos	12
1.4 Preguntas de investigación	13
1.5 Hipótesis	13
1.6 Definición de sustentabilidad	14
1.7 Estructura del documento	15
Capítulo 2	18
2. Estado del arte	18
2.1. Sustentabilidad y desarrollo sustentable	18
2.1.1. Origen y evolución	18
2.1.2. Definición	19
2.1.3. La sustentabilidad y la ciudad	21
2.2. Herramientas para evaluar la sustentabilidad	22
2.2.1. Panorama global	22
2.3. Índices de sustentabilidad	25
2.4. Algunas metodologías específicas	26
2.5. Análisis de ciclo de vida	30
2.5.1. La incertidumbre y la subjetividad en el ACV	34
2.6. Lógica difusa	35
2.7. Medición de la sustentabilidad con lógica difusa	41
2.8. Medición de la sustentabilidad en PTAR	42
Capítulo 3	45
3. Selección de caso de estudio	45
3.1 Geografía, aspectos socioeconómicos e infraestructura hidráulica de la ZMVM	45
3.2 Dinámica del desarrollo urbano	46
3.3 Información básica municipal	48
3.3.1 Pobreza y rezago social municipal en la ZMVM	51

3.3.2	Cobertura de alcantarillado	51
3.3.3	La Población Económicamente Activa (PEA)	51
3.3.4	Índice de marginación	51
3.4	Infraestructura Hidráulica en la ZMVM	57
3.4.1	Presas	57
3.4.2	Plantas potabilizadoras	57
3.4.3	Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR)	58
3.4.4	Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (PTARI)	60
3.4.5	Drenaje y Alcantarillado	61
3.5	Selección de casos de estudio	62
3.6	Consideraciones para la selección de los casos de estudio.	65
Capítulo 4		66
4	Análisis de Ciclo de Vida Social (ACVS)	66
4.1	Introducción	66
4.2	Impactos sociales desde el enfoque de ciclo de vida	67
4.3	Objetivo y alcance.	68
4.4	Unidad funcional	69
4.5	Límites del sistema	69
4.6	Categorías y subcategorías	69
4.6.1	Subcategorías	70
4.7	Análisis del inventario de ciclo de vida	71
4.8	Evaluación de impactos	72
4.9	Interpretación	73
4.10	Propuesta metodológica	74
4.10.1	Definición de objetivo y alcance	74
4.10.2	Desarrollo de criterios de evaluación	74
4.10.3	Recopilación de datos	75
4.10.4	Criterios de puntuación de indicadores seleccionados	77
4.10.5	Interpretación	77
4.11	Discusión de resultados	83
4.11.1	Metodología desarrollada	83
4.11.2	Interpretación de resultados al caso de estudio	84
4.11.3	Trabajadores	88
4.11.4	Comunidad local y sociedad	92
4.11.5	Consumidores	95
4.11.6	Cadena de valor	97
4.12	Conclusiones	98
Capítulo 5		101
5.	Dimensión Económica	101
5.1.	Introducción	101
5.2.	Costos asociados a las PTAR	103
5.2.1.	Costos de inversión	103
5.2.2.	Costos de operación y mantenimiento	105

5.3.	Costos asociados al caso de estudio	108
5.4.	Costos de inversión	110
5.5	Costos de operación	114
Capítulo 6		116
6.	Evaluación de la dimensión Ambiental	116
6.1.	Introducción	116
6.2.	Análisis de Ciclo de Vida	117
6.2.1.	Definición de objetivo y alcance	118
6.2.2	Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (ICV)	124
6.2.3	Evaluación de impacto	132
6.3	Consideraciones finales y conclusiones	138
Capítulo 7		140
6	Desarrollo de una metodología para evaluar el nivel de la sustentabilidad (MELS) mediante lógica difusa	140
7.1	Introducción	140
7.2	Panorama general	141
7.3	Propuesta metodológica	142
7.4	Definición de criterios y dimensiones de la sustentabilidad	143
7.4.1	La sustentabilidad y sus dimensiones	143
7.5	Evaluación de casos de estudio	146
7.6	Normalización interna	146
7.8	Consideración para dimensiones de la sustentabilidad	149
7.7	Valor global de sustentabilidad (VGS)	149
7.8	Análisis de sensibilidad	150
7.9	Fortalezas del modelo difuso para el análisis de decisiones	150
Capítulo 8		152
8.	Aplicación de MELS en los casos de estudio seleccionados	152
8.1.	Introducción	152
8.2.	Indicadores utilizados	152
8.3	Normalización interna	153
8.4	Ajuste del indicador normalizado	156
8.5	Tratamiento difuso	157
8.6	Factores de ponderación para el valor global de sustentabilidad	161
8.7	Factores de ponderación para los índices parciales	161
8.8	Obtención del vector de decisión para índices parciales	161
8.9	Obtención del vector de decisión para el valor global de sustentabilidad	165

8.10	Resultados y discusión	165
8.10.1	Obtención de índices parciales	165
8.10.2	Valor global de sustentabilidad	169
8.10.4	Consideraciones finales de MELS	174
Capítulo 9		176
9.	Conclusiones y futuras líneas de investigación	176
9.1.	Propuesta metodológica difusa para la integración de indicadores ambientales, sociales y económicos y medición de la sustentabilidad	178
9.2.	Metodología de evaluación de aspectos sociales	179
9.3.	ACV de las PTAR seleccionadas	180
9.4.	Integración y normalización difusa de los resultados ambientales, sociales y económicos de las PTAR seleccionadas	182
9.5.	Futuras líneas de investigación y trabajos complementarios	183
REFERENCIAS		186

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Indicadores utilizados para evaluar sustentabilidad. (Alberdi, 1996)	24
Tabla 2 Metodologías e iniciativas para evaluar sustentabilidad.....	26
Tabla 3 Información básica municipal de la ZMVM (parte I)	49
Tabla 4 Estratificación del índice de marginación municipal 2005.....	52
Tabla 5 Información básica municipal de la ZMVM (parte II).....	52
Tabla 6 Numero de Presas en la ZMVM.....	57
Tabla 7 Plantas potabilizadoras en la ZMVM	58
Tabla 8 PTAR en la ZMVM.....	58
Tabla 9 PTAR industriales en la ZMVM	61
Tabla 10 Principales características del drenaje y alcantarillado en la ZMVM	62
Tabla 11 Variables de los municipios seleccionados	63
Tabla 12 Grupos de interés y Subcategorías desarrolladas en las directrices de ACVS	71
Tabla 13 Grupos de interés, indicadores, medidas y puntos de referencia.....	80
Tabla 14 Comparación de grupos de interés e indicadores utilizados en la evaluación de aspectos sociales	85
Tabla 15 Desglose de capital fijo y de trabajo. Fuente Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 15th Edition, Washington, DC. Technical Practice Committee, Operation of Wastewater Treatment Plants, MOP/11, Washington, DC, 1976.	103
Tabla 16 Costos relacionados a la inversión de una PTAR. Fuente. Moscoso 2011	104
Tabla 17 Rango de valores típicos para los costos operativos de una PTAR. Fuente. EPA, 2006.....	108
Tabla 18 Descripción de los procesos y caudal utilizados en cada PTAR seleccionada....	109
Tabla 19 Parámetros utilizados para calcular los costos de inversión	110
Tabla 20 Costo total estimado de inversión en dólares americanos*	112
Tabla 21 Costos operativos en dólares americanos por mes.....	112
Tabla 22 Tabla comparativa de costos de inversión	113
Tabla 23 Tabla comparativa de costos de operación	114
Tabla 24 Categorías de impacto en estudios de ACV en sistemas de tratamiento de agua residual.....	123
Tabla 25 Categorías de impacto usadas en el estudio	124
Tabla 26 Características del influente y parámetros generales de la PTAR	125
Tabla 27 Características y parámetros generales de las PTARs.....	126
Tabla 28 Remoción considerada de metales pesados en las PTARs (%)	127
Tabla 29 Productos de solubilidad para sulfuros metálicos	128
Tabla 30 Factores de emisión por la producción de la electricidad (g/kW.h). Fuente BUWAL 250 (1998).....	130
Tabla 31 Distribución de consumo de electricidad en las PTAR (kWh) por 1 m ³ de agua tratada de acuerdo a la Unidad Funcional. Elaboración propia.	131
Tabla 32 Valores máximos para los set difusos de sustentabilidad global.....	149
Tabla 33 Indicadores utilizados para MELS	154
Tabla 34 Indicadores normalizados.....	156
Tabla 35 Nivel de pertenencia obtenido por cada uno de los indicadores.....	158
Tabla 36 Vector de decisión para las dimensiones de las sustentabilidad.....	163

Tabla 37 Vector de decisión para el cálculo de valor global de sustentabilidad	165
Tabla 38 Valores obtenidos para cada una de las PTAR (defuzzificación) para las tres dimensiones de sustentabilidad.....	166
Tabla 39 Valores obtenidos para cada una de las PTAR (defuzzificación) para el valor global de sustentabilidad	170
Tabla 40 Importancia relativa o nuevos pesos para los indicadores.....	171
Tabla 41 Valor global de sustentabilidad con variación de pesos (10%, 15 y 25%)	173

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Elementos del impacto ambiental del ciclo de vida. Fuente ISO 14042 (ISO, 2006).....	32
Figura 2 Representación gráfica de la función de pertenencia del conjunto "números mayores que 5". La función toma valor 1 para aquellos elementos del universo que pertenecen al conjunto, y 0 para el resto.....	36
Figura 3 Gráfica de las funciones de pertenencia para la lógica difusa y la lógica clásica.	37
Figura 4 Algunas de las funciones características más habituales: (a) triangular, (b) trapezoidal, (c) gaussiana y (d) sigmoideal. Fuente Pérez (2005).....	39
Figura 5 Las operaciones básicas entre conjuntos difusos pueden permitir una asociación robusta matemáticamente, entre los resultados del análisis del ciclo de vida y la construcción objetiva de conclusiones y recomendaciones de tal forma que se facilite el proceso de toma de decisiones.	40
Figura 6 Mapa de la zona urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Incluye un municipio del estado de Hidalgo (en amarillo), 59 del estado de México (en verde) y las 16 delegaciones del Distrito Federal (en blanco).....	47
Figura 7 Densidad de población por municipio, 2008 Fuente: Estadísticas del Agua de la Región Hidrológica- Administrativa XIII, Aguas del Valle de México. Edición 2009.....	56
Figura 8 Distribución de tecnologías en la ZMVM.....	59
Figura 9 Localización de las PTAR en la ZMVM	60
Figura 10 Sistema de Evaluación de categorías a unidad de medida. Adaptado de Benoit et al, 2007.....	70
Figura 11 Actores, grupos de interés y factores que influencia la operación de una PTAR. Adaptado de Wilderer and Schreff 2000; WHO 2000; Gray and Booker 2003; Sarikaya et al. 2003 and UNEP, 2009.	79
Figura 12 Resultado de los indicadores de los grupos de interés evaluados	100
Figura 13 Diagrama general de bloques de las PTAR analizadas.....	120
Figura 14 Comparación del perfil ambiental normalizado de acuerdo a la PTAR que presenta menor impacto ambiental	133
Figura 15 Comparación de PTAR por categoría de impacto.....	134
Figura 16 Esquema general para calcular la sustentabilidad global.....	142
Figura 17 Metodología para evaluar sustentabilidad, MELS	143
Figura 18 Dimensiones de la sustentabilidad.....	144
Figura 19 Escala semántica usada para difuminar los indicadores parciales normalizados. ($I_N(x)$).....	148

CAPÍTULO 1

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

En la actualidad existe una creciente necesidad de desarrollar métodos para evaluar el desempeño de proyectos, y guiar las acciones y políticas para la toma de decisiones que contribuyan de manera responsable a la sustentabilidad. La complejidad de perspectivas que integra el concepto de sustentabilidad impone un reto importante, pues dificulta llegar a acuerdos sobre la forma y las herramientas de evaluación. Los indicadores han sido un elemento central en los esfuerzos por llevar a la práctica el concepto de sustentabilidad; sin embargo, ¿qué indicadores utilizar? y ¿cómo aplicarlos a diversas situaciones? conlleva a un paso con gran incertidumbre y subjetividad. En términos generales, los métodos de evaluación existentes, encaminados a evaluar la sustentabilidad apuntan a tres grandes grupos: métodos generales de evaluación ambiental, los métodos de análisis del ciclo de vida y los métodos de evaluación de indicadores de sustentabilidad.

Un primer grupo basados en la evaluación ambiental se remonta a la era pre-Brutland (70s) donde la sustentabilidad se enfocaba principalmente en los aspectos relacionados con el cuidado del medio ambiente, tales como el consumo de recursos, la contaminación y el impacto en la biodiversidad. Con estos métodos, los impactos ambientales tienden a ser identificados por usar herramientas tales como, checklists, método del marco lógico, análisis costo-beneficio y análisis multi-criterio. Estos métodos evalúan principalmente, el consumo de recursos, la contaminación, flujo de materiales y energía.

Un segundo grupo en el cual se incluyen herramientas basadas en el enfoque del Análisis del Ciclo de Vida (ACV), los cuales se remontan a la Agenda 21 (1992) donde propone la integración del medio ambiente y otros aspectos del desarrollo urbano, tales como las cuestiones sociales, económicas e institucionales(CNUMAD,1992). Esto dio lugar a un cambio de enfoque en el desarrollo de métodos de evaluación del medio ambiente en donde, el ACV como su principal promotor, aborda la sustentabilidad desde una visión más integral y holística, abordando impactos desde la extracción de materias primas, transporte, uso y disposición final, además, con el Análisis de Ciclo de Vida Social (ACVS) se incluyen

preocupaciones de equidad y bienestar social y la necesidad de involucrar y de participación de las partes interesadas. Para la dimensión económica de la sustentabilidad existe Análisis del Costo del Ciclo de Vida (ACCV). Estas herramientas permiten reducir la subjetividad e incertidumbre que por sí solos los indicadores e índices pueden generar, debido a su robustez y validez científica, sin embargo fracasan a la hora de integrar los tres aspectos en una sola evaluación.

Finalmente, un tercer grupo está constituido por metodologías de evaluación basadas en la determinación y generación de índices de sustentabilidad, en los cuales se agrega o sintetiza la información de los indicadores enfocados principalmente en aspectos ambientales, económicos, y, en menor medida, sociales e institucionales, en un solo valor numérico (Taylor *et al.*, 1993; Harrington *et al.*, 1994; Prescott-Allen, 2001; Sutton, 2003; Esty *et al.*, 2005). Sin embargo, estos enfoques, al igual que la lista de indicadores, carecen de una base teórica sólida y no ofrecen un marco analítico objetivo para la derivación de indicadores. Su construcción requiere decisiones arbitrarias en cuanto a la selección, la ponderación y la agregación de los indicadores (Morse y Fraser, 2005), y ofrecen una retroalimentación pobre al simplificar el análisis en un solo valor numérico, por lo que aportan pocos elementos para la planificación y la toma de decisiones.

1.2 Justificación

A partir del informe de Brutland, el mundo es concebido como un sistema global cuyas partes están interrelacionadas considerándose el concepto de desarrollo sustentable como un proceso multidimensional que afecta al sistema económico, ecológico y social pasando a ser una variable a tener en cuenta en las decisiones de la política a nivel mundial.

Sin embargo, en los últimos años, una de las cuestiones más preocupantes ha sido el conocer si realmente se siguen pautas de sustentabilidad, es decir, si se tienen indicadores que nos alerten sobre la evolución positiva o negativa de este proceso. Aunque, la ambigüedad del propio concepto dificulta esta tarea, se han elaborado herramientas para generar indicadores que muestran aspectos de las tres dimensiones mencionadas anteriormente.

Aunque existen diversos trabajos relacionados con la evaluación de la sustentabilidad (CSD, 2001; Spangenberg *et al.*, 2002; Zhan, 2002; Lundin, 2003; Azapagic, 2004; Pohl, 2006;

Begic *et al.*, 2007; Ness *et al.*, 2007; Singh *et al.*, 2007), sin embargo, parece que el problema de la incertidumbre persiste, pues no se aborda en la mayoría de los estudios (tal y como se puede observar en la sección de antecedentes).

De acuerdo a la descripción de trabajos planteada en los antecedentes, se detecta que en la mayoría de los casos, el alcance de los estudios de sustentabilidad no considera la integración de los tres elementos que la conforman (ambiental, social y económico) y cuando aun así toman en cuenta los tres elementos solo se evalúan las etapas de uso, descartando etapas de fabricación y operación y de disposición final de residuos. Esta situación genera una alta incertidumbre y subjetividad a la hora de la toma de decisiones ambientalmente responsables.

Basado en lo anterior el adoptar la lógica difusa y el uso de un enfoque de ciclo de vida debe ser un prerequisite para cualquier evaluación sólida de la sustentabilidad, esto permitirá evitar que se transfieran impactos a la sociedad, a la economía, al ambiente o en las distintas etapas del sistema analizado. La lógica difusa debido a sus características permite construir un valor de calificación global de sustentabilidad dependiente de la combinación e integración de indicadores de sustentabilidad. Mientras que los métodos basados en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) han mostrado un gran potencial para generar indicadores sólidos de sustentabilidad, ya que a pesar de que tradicionalmente el ACV se ha enfocado a los impactos por contaminación ambiental (ACV ambiental), se pueden ahora, evaluar impactos socio-económicos, con un análisis de ciclo de vida económico y con el análisis de ciclo de vida social. El uso de estos enfoques, lógica difusa más ACV, permite cuantificar un indicador agregado como una unidad de medida ambiental, social o económica.

De esta manera el ACV se convierte en una herramienta, la cual permite identificar los puntos más críticos del ciclo de vida de un producto/proceso para conseguir mejoras ambientales y sociales, además de poder comparar los impactos de productos/servicios que tengan una función o desempeño equivalente, permitiendo a los tomadores de decisiones seleccionar productos/servicios menos dañinos al ambiente y socialmente más aceptables, estableciendo un criterio general para que los productores puedan fabricar productos/ servicios que favorezcan a la sustentabilidad.

Sin embargo para que el ACV sea una herramienta efectiva en el proceso de toma de decisiones dentro del marco de la sustentabilidad, es necesario fortalecer los elementos de la

normalización y la valoración a través de mecanismos que consideren la incertidumbre y la subjetividad de la forma más estructurada posible, por lo que el uso de la lógica difusa maneja esta incertidumbre mediante el uso de grados de pertenencia, lo cual permite manejar información vaga o de difícil especificación para generar un valor que califique el desempeño ambiental, social y económico dentro del marco de la sustentabilidad.

Por lo tanto una herramienta basada en la lógica difusa y el ACV la cual pueda ser utilizada para la medición de la sustentabilidad debe de tener .y reducir la incertidumbre generando así una alternativa a la hora de seleccionar, diseñar y operar distintos tipos de infraestructura urbana.

Esta propuesta plantea la pregunta de cómo medir, agregar y comparar la infraestructura urbana, en particular las PTAR, desde un enfoque de ciclo de vida del producto, y, de esta forma contribuir de manera sustancial a la toma de decisiones de una manera imparcial y dentro de un marco de sustentabilidad.

1.3 Objetivos

1.3.1.1 Objetivo general

Desarrollar una metodología para evaluar el desempeño de la infraestructura hídrica en el contexto de la sustentabilidad, bajo un enfoque de ciclo de vida urbano-ambiental y social, considerando además aspectos económicos, y aplicarlo al tratamiento de aguas para apoyar el proceso de toma de decisiones ambientalmente responsables en este rubro.

1.3.1.2 Objetivos específicos

- Desarrollar una metodología para evaluar los impactos sociales asociados a las PTAR utilizando un enfoque de ciclo de vida
- Determinar y evaluar los principales impactos sociales asociados a la infraestructura hídrica con un enfoque de ciclo de vida

- Determinar y evaluar los impactos ambientales de PTAR mediante el Análisis de Ciclo de Vida.
- Determinar los costos (inversión y operación) asociados a los servicios de infraestructura hídrica.
- Desarrollar una metodología que permita evaluar el desempeño de la infraestructura hídrica en el marco de la sustentabilidad utilizando lógica difusa.
- Aplicar la metodología desarrollada a las PTAR seleccionadas.

1.4 Preguntas de investigación

¿Cómo se puede evaluar el desempeño de la infraestructura urbana en el marco de la sustentabilidad, de tal forma que se facilite la toma de decisiones ambientalmente responsables?

Al considerar que los servicios de saneamiento, en particular el tratamiento de las aguas residuales son elementos importantes en cuanto a la infraestructura hídrica, al aplicar la metodología propuesta; ¿Qué tipo de acciones tecnológicas son las más convenientes desde el punto de vista de la sustentabilidad urbana?

1.5 Hipótesis

Hipótesis I

La herramienta de análisis de ciclo de vida permite la construcción de una metodología de evaluación de la infraestructura urbana, a partir de la generación de indicadores que integren de manera holística los aspectos sociales, económicos y ambientales desde la extracción de las materias primas hasta la disposición final. Bajo este esquema, el enfoque de ciclo de vida, permite hacer una evaluación holística de los efectos ambientales y socioeconómicos dentro del contexto de la sustentabilidad urbana.

Hipótesis II

Una tecnología combinada (anaerobia-aerobia), representa una opción tecnológica viable desde el punto de vista de la sustentabilidad, ya que permite la integración de factores como el uso del suelo, la tecnología, la vivienda, la participación ciudadana, el desarrollo comunitario y económico y la planeación ambiental. Además, el aprovechamiento de los efluentes de estas plantas de tratamiento de aguas residuales, no solo representan una fuente potencial de agua tratada, si no que genera beneficios económicos, sociales y ambientales, convirtiéndose en la tecnología más conveniente dentro de la planeación urbana.

1.6 Definición de sustentabilidad

Considerando el carácter multidisciplinario de la sustentabilidad, esta puede enfocarse en diversos fines de interés, como el sistema ecológico, una especie en particular o todas las especies (biodiversidad), el sistema económico, una cultura, un negocio o una industria determinada; pero invariablemente se relacionara con el sistema socioeconómico global en el contexto de la vida ecológica. Esta interrelación entre sistemas y subsistemas a través de escalas y rangos espaciales y temporales, genera la inquietud acerca de cuánto tiempo un sistema o característica deberá ser sustentable.

Cuando se intenta propender a la sustentabilidad debería prefigurarse el periodo al que se refiere este propósito; que necesariamente sería a mediano o largo plazo. Hay quienes piensas que sería para siempre, pero nada es para siempre. La sustentabilidad no puede significar una vida infinita, o de ser así, nada sería sustentable (Folch, 1997).

Por lo tanto, la sustentabilidad no puede ser tomada como una panacea, sino como un *“instrumento para intentar hacer viable un proceso, producto o servicio. Factible desde el punto de vista económico, capaz de reducir los impactos ambientales y que al mismo tiempo generar beneficios sociales para la comunidad”*(Elaboración propia). Todo esto en un lugar concreto y en un plazo acotado, asumido en términos realistas, que proponga la explotación racional de los recursos que ofrece la biosfera para integrarlos en la forma más armoniosa posible con el entorno, mejorando *la salud a largo plazo de los sistemas ecológicos y la calidad de vida de los ciudadanos*, con el fin de apoyar a los tomadores de decisiones y determinar qué acciones deben o no deben ser consideradas en un intento de hacer que la sociedad se encamine hacia la sustentabilidad.

1.7 Estructura del documento

En el **Capítulo 1** se presentan los antecedentes y justificación que dieron origen al desarrollo de esta tesis, además se presenta el objetivo principal y objetivos específicos. Posteriormente se presentan las preguntas de investigación, hipótesis y una definición de sustentabilidad, la cual es la pauta que se sigue durante toda la investigación.

Para tener las herramientas necesarias y cumplir con cada uno de los objetivos planteados se realiza un revisión exhaustiva del estado del arte, **Capítulo 2**, en donde se presenta un breve recopilatorio del origen y evolución del desarrollo sustentable, así como sus principales definiciones. Después se presenta la herramienta del ACV tanto ambiental como social y sus limitaciones con relación a la incertidumbre y subjetividad. En referencia a las cuestiones sociales, se hace un estudio a profundidad del ACV social con el objetivo de proponer una metodología capaz de abordar y evaluar los aspectos sociales asociados a la infraestructura hídrica. Además, se reconoce a la lógica difusa como una herramienta capaz de tratar dichas limitaciones y se resumen los trabajos publicados que relacionan el ACV y lógica difusa y la medición de la sustentabilidad con lógica difusa. También se proporciona una introducción a la infraestructura hídrica y se resumen los principales trabajos que abordan medición de la sustentabilidad en PTAR. Toda la información presentada justifica los objetivos que se plantean para esta tesis y que son definidos en el capítulo 1.

En el **capítulo 3** se realizó un análisis comparativo entre distintos municipios y delegaciones del Estado de México y Distrito Federal. La comparativa se llevó a cabo para determinar las regiones geográficas de estudio y las PTAR que sirven como unidad de análisis. Este estudio incluyó los aspectos geográficos y socioeconómicos de la región referente a la población, superficie, tasas de crecimiento, densidad de población, grado de marginación, índice de desarrollo humano, PIB, PEA, coberturas de agua potable y alcantarillado, que a su vez fuesen representativas de la Zona Metropolitana del Valle de México. La información permitió decidir que Plantas de Tratamiento de Agua Residual se utilizaron para llevar a cabo el ACV ambiental, el ACV social y la evaluación económica y, posteriormente aplicar la metodología propuesta de evaluación de sustentabilidad.

Tomando en cuenta que uno de los objetivos de esta tesis es el desarrollo de una metodología para evaluar aspectos sociales, en el **capítulo 4** se realiza una propuesta metodológica que

evalúa impactos sociales asociados a la operación de PTAR. Se evalúan veintiséis indicadores divididos en cuatro grupos de interés. Posteriormente se utilizan puntos de referencia para establecer y evaluar su desempeño. La metodología propuesta se aplica a las PTAR seleccionadas previamente en el capítulo 3.

El **capítulo 5** presenta el ACV de cinco PTAR, se da cumplimiento a cada una de las etapas del ACV y se obtienen los impactos potenciales de cada PTAR evaluada para las categorías de acidificación, eutrofización, cambio climático, disminución de ozono estratosférico, formación de oxidantes fotoquímicos, disminución de recursos abióticos, toxicidad humana.

Los costos de inversión y operación son estimados en el **capítulo 6**, donde se identifican se el costo de inversión total que considera la suma del capital fijo más el capital de trabajo. Los costos del consumo de energía para el bombeo y distribución del agua, mantenimiento de instalaciones, costes de personal, productos químicos, costo por manejo y transporte de lodo, y análisis de laboratorio son calculados.

A partir de la generación de los indicadores sociales (capítulo 4), indicadores ambientales (capítulo 5) e indicadores económicos (capítulo 6) se realiza una metodología de integración y normalización basada en la lógica difusa (**capítulo 7**). Este proceso aprovecha la fortaleza teórica del enfoque de ciclo de vida y usa la lógica difusa para tratar la imprecisión que está presente en los datos y la subjetividad de los pesos, mediante el uso del modelo general de toma de decisiones multiatributo difusa. El modelo propuesto tiene un doble propósito, proporcionar un marco flexible que defina la sustentabilidad como una función de un número determinado de variables y, al mismo tiempo que dé la maquinaria matemática para calcular los valores numéricos de la sustentabilidad.

En el **capítulo 8** se aplica la metodología de integración y normalización propuesta en el capítulo 7 a los PTAR establecidas en el capítulo 3, además, se incluye dos PTAR alternativas. A través de la aplicación de esta metodología se obtienen índices parciales de desempeño para la dimensión ambiental, social y económica, también se obtienen los valores globales de sustentabilidad de las PTAR analizadas permitiendo de esta forma su jerarquización entre ellas.

En último capítulo de este documento, el **capítulo 9**, se concluye que el método de

integración y normalización propuesto fortalece la medición de la sustentabilidad en la infraestructura hídrica porque considera la incertidumbre presente en los datos. El orden de preferencias obtenido entre las PTAR analizados coincide con las características de cada una de las alternativas y permite situar los resultados en el contexto de la sustentabilidad urbana, lo cual no se logra cuando se utilizan métodos de sustentabilidad genéricos que se basan en el contexto particular de ciertos indicadores ambientales.

CAPÍTULO 2

2. Estado del arte

Con el propósito de contar con la información general relativa a las técnicas y herramientas para evaluar la sustentabilidad y su aplicación a la infraestructura hídrica en particular al tratamiento de las aguas residuales, se presenta a continuación una reseña de las técnicas de evaluación, así como del Análisis de Ciclo de Vida con sus enfoques ambiental y social, al mismo tiempo se describe brevemente los sistemas de tratamiento de agua residual y por último los estudios recientes que se acercan al tema de evaluación de la sustentabilidad mediante lógica difusa, la lógica difusa y el ACV y medición de la sustentabilidad en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

2.1. Sustentabilidad y desarrollo sustentable

2.1.1. Origen y evolución

Aunque en la década de los años 70s se esbozó la definición de desarrollo sustentable, fue la comisión Brundtland en 1987 (Nuestro Futuro Común, informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo) la que precisó este concepto al definirlo como “el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer las suyas propias”. Tratando básicamente de una relación bien equilibrada entre economía y ecología con atención en los efectos sociales y culturales del crecimiento económico.

Otro momento crucial en la historia del concepto que nos ocupa fue la cumbre de Río 1992, con sus resultados: la Declaración de Río y la Agenda 21. La Declaración enumera y describe los 27 principios del desarrollo sustentable, mientras que la Agenda 21 incorpora como eje central tres dimensiones de igual importancia; la económica, la social y la ambiental y se define como la capacidad de las generaciones presentes para atender y satisfacer sus necesidades legando a las generaciones futuras un ambiente sano y limpio, con recursos naturales suficientes para enfrentar y cubrir sus necesidades de desarrollo y bienestar. De esto se infiere que la equidad inter-generacional se basa en el principio de desarrollo sustentable, pero también que las nociones de eficiencia, conservación y permanencia a largo

plazo del hábitat y los ecosistemas deben de ser parte sustantiva del mismo principio de sustentabilidad.

Sin embargo, el significado de sustentabilidad y desarrollo sustentable, pueden definirse a través de múltiples variantes, aunque matizadas y provenientes del mismo tronco común conformado por la interrelación de los principios económicos, social y ambiental. La apertura de este abanico semántico también incluye aspectos y principios, como ética, educación, cultura, y en ocasiones, se añaden salud, justicia, paz y seguridad. Un informe hecho para el Departamento del Medio Ambiente del Reino Unido contiene 13 páginas de definiciones (Pearce, 1993), sin llegar a concretar una definición universal. Para efectos de esta propuesta doctoral se utiliza la definición propia generada en el capítulo 1.

2.1.2. Definición

Son innumerables las definiciones sobre sustentabilidad y desarrollo sustentable, y no es objeto de este trabajo reseñarlas todas. Müller (1996) afirma que hay definiciones “para todos” y que la definición del Informe de Brundtland es tan amplia que todos la aceptan porque se basa en grandes generalidades prácticamente incuestionables. Se ha convertido en un “cliché” utilizada y definida con una gran inconsistencia (Masera et al., 2000). Marzall (1999) enumera más de 70 definiciones; mientras que Camino y Müller, citados por la misma autora enumeran 50 definiciones. Dado este panorama es que Marzall (1999) señala que es preferible referirse al desarrollo sustentable como noción y no como concepto, pues no existe una definición precisa.

Sin embargo, y a pesar de las importantes diferencias, hay algunos elementos centrales presentes en casi todas las definiciones: se distinguen tres grandes dimensiones incluidas en el concepto: la social, la ambiental y la económica; se postula la equidad intergeneracional o solidaridad diacrónica (preservar la “nave Tierra” para las futuras generaciones); y, se postula la equidad intergeneracional o solidaridad sincrónica (satisfacer las necesidades humanas de las generaciones del presente).

Prácticamente todos los autores indican la necesidad de satisfacer objetivos en al menos tres dimensiones (Müller 1996, Marzall 1999, Masera et al. 2000, Foladori y Tommasino 2000, Pierri 2001, von Wirén-Lehr 2001, van der Werf y Petit 2002). Algunos autores agregan otras

dimensiones, como la cultural, la política y la ética (Caporal y Costabeber, 2002), aunque éstas suelen contemplarse en una concepción amplia de la dimensión social (Foladori, 2005b).

La dimensión ecológica refiere a la capacidad de un ecosistema de mantener sus características fundamentales para su reproducción en el largo plazo (Müller, 1996), lo que implica la capacidad de preservar tanto los recursos abióticos, minerales y clima, como los recursos bióticos, en particular la diversidad de especies y genes. Algunos autores denominan a ésta característica de los ecosistemas como resiliencia, entendida como la capacidad de un sistema de reponerse ante cambios bruscos del medio externo (Hansen, 1996). Según Foladori (2005b) es la dimensión que presenta menos desacuerdos en su definición, aunque presenta dificultades importantes en su medición.

La dimensión económica encuentra una mayor diversidad de definiciones, a pesar de ser precursora de las otras dos en la medida de que la noción de desarrollo fue precursora a la de sustentabilidad, y refería fundamentalmente al crecimiento económico como factor esencial para el mismo. Para algunos autores (Müller, 1996) implica alcanzar un nivel de rentabilidad “atractivo”; otros autores entienden que el objetivo es el crecimiento cero (Daly, citado por Foladori, 2005b); mientras que otros más pragmáticos plantean la necesidad de regular el crecimiento económico.

La dimensión social es definida como la capacidad de lograr que beneficios y costos se distribuyan equitativamente entre grupos y generaciones, de forma tal que satisfaga las necesidades humanas (Müller, 1996). Es la que presenta más diferencias en su definición, tanto que para algunos autores el gran problema conceptual del desarrollo sustentable es diferenciar la sustentabilidad ecológica de la social (Lélé, citado por Foladori, 2005b). Es también la dimensión más postergada, porque directamente no se la considera o se lo hace de forma secundaria (Marzall 1999, Masera et al. 2000, Foladori y Tommasino 2000).

Hasta los 90 la concepción de sustentabilidad social impulsada por organismos internacionales (ONU, Banco Mundial) apuntaba a la pobreza y al incremento poblacional, pero como “puente” a los problemas ecológicos (Foladori y Tommasino, 2000). Sin embargo, y luego de importantes críticas a esta noción (Foladori y Tommasino 2000, Stiglitz, Anand y Sen, citados por Foladori 2005b), se jerarquiza conceptualmente la mejora de la calidad de

vida de las personas como fin en sí mismo y no como un medio para solucionar los problemas ambientales. Según Foladori (2005b) para estos autores la participación social es el medio para la mejora de la calidad de vida porque es indicadora de: libertades democráticas, equidad en las decisiones y potencia esfuerzos productivos.

2.1.3. La sustentabilidad y la ciudad

Por su propia naturaleza, la sustentabilidad es un concepto interdisciplinario. En general la definición desarrollada por la Comisión Bruntland de las Naciones Unidas en 1987, comienza a definir la naturaleza integral del concepto (UNEP, 1987). Primero, es integral en cuanto a que es una estrategia que existe para producir los procesos económicos, sociales, políticos, ideológicos, ecológicos y ambientales que la constituyen. Estos procesos son interdependientes y están interrelacionados. Juntos deben garantizar que las futuras generaciones no sean privadas de las necesidades vitales de un modo que no exceda la “capacidad de carga” de los ecosistemas actuales. La capacidad de carga se refiere a la capacidad finita de los recursos de la tierra y del ambiente para sustentar la vida, en particular la vida animal.

La sustentabilidad de ciudades y regiones no significa sólo el aprovechamiento de la riqueza natural y su disponibilidad para satisfacer las necesidades humanas presentes (solidaridad intergeneracional) o futuras (solidaridad intergeneracional), implica también la noción de bienestar social (Lezama y Domínguez, 2006). En la ciudad, el desarrollo relacionado con la sustentabilidad implica lograr una riqueza de capital natural en condiciones de equidad, a la vez que se cuenta con un reconocimiento institucional y social sobre el patrimonio natural, su importancia y valor (Lezama y Domínguez, 2006).

Una ciudad encaminada a la sustentabilidad implica diferentes relaciones de articulación y suficiencia con su región, conlleva la generación y reproducción de recursos para su población, promover el crecimiento y disminuir las desigualdades en las condiciones de vida, debe buscar una relación congruente y armónica entre la reproducción de las condiciones generales para el desarrollo, crecimiento social y el aprovechamiento de los recursos en el ámbito natural y rural, pero además generar una cultura de reutilización y trato correcto de residuos sólidos y líquidos resultante del proceso de urbanización.

Por su parte, Haughton y Hunter (1994) proponen tres principios para la “sustentabilidad urbana”, vinculados a la sociedad y su estructura organizacional, en la medida que se constituyen como objeto de acción de la política ambiental:

- Equidad inter-generacional. Cualquier actividad humana debe considerar la capacidad de futuras generaciones para satisfacer sus necesidades y aspiraciones, referido a un principio futurístico.
- Justicia social. Esto se refiere a las generaciones actuales, donde la pobreza es vista como la primera causa de degradación por el tipo de atención que se da, así como a las condiciones en las que se desarrolla. La sustentabilidad requiere un control sobre la distribución de recursos, en atención a las necesidades básicas y aspiraciones comunes.
- Principio de Responsabilidades Transfronterizas, se requiere estudiar el ambiente en un contexto global, en la necesidad de controlar la contaminación y la transferencia, los impactos de la actividad humana no deben involucrar un desplazamiento geográfico de los problemas ambientales. Los costos ambientales de actividades urbanas, no deben desplazarse a través de límites metropolitanos producto del crecimiento urbano (Haughton y Hunter, 1994).

En síntesis, la sustentabilidad urbana implica no sólo cuestiones naturales, sino un conjunto de relaciones con elementos económicos y sociales de desarrollo, así como de límites territoriales asociados a la producción, distribución y consumo que permitan entender los efectos y patrones de utilización de recursos naturales, energía, contaminación de las ciudades.

2.2. Herramientas para evaluar la sustentabilidad

2.2.1. Panorama global

El interés en el desarrollo de indicadores para evaluar los diferentes aspectos del desarrollo sustentable ha crecido en la última década. Como ejemplo de ello, El Instituto Internacional para el Desarrollo Sustentable (IISD, por sus siglas en inglés) tiene un compendio de

“iniciativas de indicadores de sustentabilidad”, la que incluye más de 600 a nivel global, nacional, regional y local.

Los indicadores tienen gran relevancia en el proceso de planeación, no son números abstractos; son variables que simplifican información relevante y hace comprensibles ciertas áreas de interés. Los indicadores son símbolos y pueden ser vistos en la forma de una medida, un número, un hecho, una opinión o una percepción sobre qué hacer respecto de una condición o situación específica, y mide los cambios en esa condición o situación a lo largo del tiempo. Sin embargo, especialmente, el propósito de los indicadores es evaluar las condiciones y tendencias con relación a los objetivos y metas trazadas e indicar si éstos (los objetivos) se cumplen o tienen posibilidad de materializarse. Los buenos indicadores permiten a aquellos responsables de tomar las decisiones anticipar las tendencias futuras, midan los impactos de las políticas, identifiquen temas y problemas prioritarios, y puedan comparar los lugares y situaciones en un momento determinado y a lo largo del tiempo (Auclair, 2002). Hernández (2009) postula que los indicadores precisan tres condiciones básicas: comunicabilidad, accesibilidad y publicidad.

Por otra parte Kuik y Gilbert (1999) realizan un intento de sistematizar las distintas aportaciones en materia de indicadores de sustentabilidad. Para ello distinguen tres grupos:

- Indicadores agregados. Se expresa el indicador en una métrica común, normalmente en términos monetarios (PNB corregido, Ahorro genuino o auténtico, IBES, etc.) o energéticos (exergía, emergía, etc.).
- Indicadores socioeconómicos e indicadores ambientales. Se utilizan indicadores diferenciados para los subsistemas socioeconómico y ambiental, aunque íntimamente ligados por relaciones causales. Se trata del enfoque Presión-Estado-Respuesta de la OCDE, también seguido por Naciones Unidas, así como el sistema de indicadores de presión de la Unión Europea (EUROSTAT, 2000) entre otros.
- Indicadores “libres”. En esta categoría se incluyen aquellos otros indicadores que se refieren a cualquier aspecto de la relación medio ambiente-desarrollo con utilidad para la toma de decisiones. El ejemplo más conocido es el sistema de indicadores de

Seattle Sostenible (Sustainable Seattle, 1995), con numerosos indicadores relativos a estilos de vida sustentable.

En referencia a la esfera urbana, Alberdi (1996) reconoce que, si se persigue el objetivo de medir la sustentabilidad, se ha de completar el análisis clásico de indicadores medioambientales y de calidad ambiental con unos indicadores más sofisticados. Éstos han de reflejar la capacidad del sistema urbano para absorber el estrés ambiental generado por las actividades humanas. Alberdi propone cuatro áreas para los indicadores de sustentabilidad:

- Indicadores de fuente. Referidos al agotamiento de los recursos usados por la actividad humana en referencia a sus estados naturales y procesos biológicos necesarios para sostenerlos (p.e.: consumo urbano de agua en relación al consumo del ecosistema natural).
- Indicadores de sumidero. Definidos para evaluar la capacidad del medio ambiente para absorber las emisiones y los residuos (p.e.: inmisiones de ozono).
- Indicadores de sistema de soporte ecológico. Destinados a controlar las variaciones en los sistemas naturales soporte de la vida. En el medio urbano pueden referirse a pérdida de biodiversidad en la escala local.
- Indicadores de impacto humano y bienestar. De gran uso, estos indicadores se refieren a la medida de los problemas locales en materia de salud pública, desempleo, desigualdad, vivienda, etc.

Las aportaciones realizadas se pueden agrupar básicamente en tres grupos: indicadores de sustentabilidad física, de sustentabilidad integral e índices de sustentabilidad, como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1 Indicadores utilizados para evaluar sustentabilidad. (Alberdi, 1996)

Nombre	Enfoque
Indicadores de sustentabilidad física	Son indicadores de viabilidad ecológica, miden la distancia entre el desarrollo actual u objetivo y la situación de referencia o condiciones de desarrollo ideales.

Indicadores de sustentabilidad integral	Son indicadores no referidos estrictamente a la calidad ambiental o al estado del medio ambiente, sino que tratan de reflejar actividades sociales que relacionan las actividades humanas con el ecosistema
Índices de sustentabilidad	Medida única que sintetiza la información considerada en materia de sustentabilidad. Persigue la medición del grado de avance hacia el desarrollo sustentable.

Singh *et al* (2009), proporcionó un panorama de las iniciativas, indicadores e índices de sustentabilidad más recientes y relevantes que ya son usados como practicas recurrentes para la toma de decisiones. Entre estos se encuentran, índices de desarrollo, índices basados en el mercado económico, indicies basados en los ecosistemas, etc. Singh, concluye que aún existe un creciente número de iniciativas para medir la sustentabilidad, pero que solo pocos de ellas tienen un enfoque holístico que considera los aspectos ambientales, económicos y sociales. Además (Singh) menciona que los impactos sociales, económicos y ambientales de cualquier producto/proceso se extienden a lo largo de todas las etapas de su ciclo de vida, por lo que “el enfoque de ciclo de vida debe ser un requisito para toda evaluación de sustentabilidad, motivo por el cual esté marco teórico se enfoca en el Análisis de Ciclo de Vida, índices de sustentabilidad y lógica difusa como herramientas generadora e integradora de indicadores para evaluar la sustentabilidad.

2.3. Índices de sustentabilidad

De cara a la toma de decisiones, resulta muy útil manejar una única medida que sintetice la información considerada en materia de desarrollo. La construcción de índices o indicadores sintéticos de sustentabilidad persigue la medición del grado de avance hacia el objetivo del desarrollo sustentable en términos genéricos, de ahí que la pérdida de información derivada del uso de un numerario común para agregar los indicadores, no siempre sea relevante. Sin embargo, se plantean problemas ya conocidos derivados de la heterogeneidad de los mismos, así como la simplificación excesiva, lo cual dificulta el poder recoger todas las interrelaciones entre los subsistemas (Gallopín, 1997).

Derivado de los problemas de inconmensurabilidad (imposibilidad de comparación de dos teorías cuando no hay un lenguaje teórico común) y pérdida de información que aparecen al expresar los indicadores en una escala común monetaria o energética, resulta una alternativa

interesante el uso de técnicas multicriterio para la ponderación y agregación de información multidimensional (Munda et al., 1994). Sin embargo, estos métodos están llenos de subjetividad en la ponderación de los distintos aspectos de la sustentabilidad y suelen dar como resultado diferentes opciones (Kuik y Gilbert, 1999). Para evitar este hecho, es necesario que estén relacionadas las reglas de agregación de los indicadores simples con las reglas que definen las interrelaciones entre el conjunto de indicadores seleccionados, constituyendo un auténtico modelo de la realidad. En este sentido, Gallopín (1997) apuesta por la selección de indicadores que representen variables o propiedades del sistema completo, es decir, indicadores holísticos.

Esta idea se complementa con el hecho generalizado de la falta de datos y la poca calidad de los mismos, tal y como atestiguan todos los anexos metodológicos de los trabajos realizados en materia de indicadores de sustentabilidad. Este problema condiciona sin duda el uso posterior de esta información en modelos de toma de decisiones, por lo que es necesario trabajar con enfoques probabilísticos centrados en el análisis de las políticas generales y las interrelaciones entre sistemas ecológicos y humanos, más que en la predicción de indicadores específicos. En este sentido Rutherford (1997) afirma que “se ha de conceder un mayor énfasis al uso de información incompleta o cualitativa, incluyendo modelos de lógica difusa, modelos de redes neuronales y otras técnicas no estadísticas parecidas”.

2.4. Algunas metodologías específicas

En la práctica, se trata de unos indicadores claramente orientados a la toma de decisiones y a las respuestas sociales derivadas de aquellas, más que a la descripción exhaustiva de la relación entre los ecosistemas naturales y artificiales o humanos, o el análisis a largo plazo de dicha relación. Es quizás por esta razón, su utilidad social y política, que no exista una metodología única en materia de indicadores de desarrollo sustentable, pues realmente ésta depende del concepto y modelización de la sustentabilidad que se realice previamente. A continuación se exponen otros marcos conceptuales relevantes a escala internacional que destacan por su utilidad práctica.

Tabla 2 Metodologías e iniciativas para evaluar sustentabilidad

Nombre	Enfoque	Autor
--------	---------	-------

Modelo AMOEBA	Modelo general de descripción y gestión de ecosistemas en base a indicadores, seleccionando una serie de variables- objeto sobre las que se determina cuantitativamente tanto el valor actual como el valor de referencia que ha de tomar para asegurar la sustentabilidad del ecosistema. Se representan dichas variables en forma de radar o ameba en el que se dibuja una silueta en base a las distancias entre los valores de referencia y los actuales. Esta disparidad se utiliza para medir el grado de sustentabilidad actual, estableciendo los impactos que sobre el ecosistema tienen los distintos escenarios a la hora de la toma de decisiones.	Brink (1991)
Mapas de evolución de la sustentabilidad	Constituyen una herramienta gráfica para mostrar información para evaluar los avances hacia la sustentabilidad derivados de cierta decisión. De igual forma que el modelo AMOEBA, se seleccionan las dimensiones importantes del problema que son representadas en ejes.	Clayton y Radcliffe (1996)
Índice de sustentabilidad Europeo	Desarrollada por el Instituto Internacional para el Medio Ambiente Urbano (IIEU). Se estructura según un modelo ABC, utilizado para estructurar el sistema de indicadores, persiguiendo homogeneidad, y una tipología de indicadores (tres dimensiones), mediante los cuales se crea un índice final (ISE), el cual mide el progreso hacia la sustentabilidad urbana	IIUE (1994)
Barómetro de la sustentabilidad	Índice para medir y comunicar a la sociedad el bienestar y progreso hacia la sustentabilidad. Utilizan una escala positiva en donde los indicadores seleccionados son definitorios de la situación de referencia que persigue. La escala tiene dos ejes, uno para el bienestar humano y otro para el bienestar del ecosistema. Su intersección referencia el bienestar global y el progreso hacia la sustentabilidad. El barómetro está dividido en cinco áreas, que permite el refinamiento de la escala y de las situaciones intermedias definidas por el usuario.	Prescott-Allen (1997)
Modelo Bandera	Este modelo relaciona la toma de decisiones con el uso de umbrales críticos para cada uno de los indicadores de sustentabilidad seleccionados. Tras estandarizar la escala de todos los indicadores, se definen umbrales críticos en términos de	Bergh y Hofkes (1998)

	<p>intervalos, lo que permite cierta flexibilidad a la hora de aplicar los criterios de sustentabilidad. A cada uno de los segmentos se le asocia un significado concreto: bandera verde, no hay razón para preocuparse, bandera amarilla: hay una alerta. Bandera roja: intervenir la tendencia y bandera negra: detener inmediatamente las acciones</p>	
<p>Sistema de Indicadores Urbanos</p>	<p>Propone 49 indicadores esenciales divididos en desarrollo socioeconómico, medio ambiente, infraestructura, gobierno local, transporte y vivienda. Tienen la intención de servir de base para establecer a nivel mundial una red de observatorios urbanos que permitan la implementación de los programas Habitat y Agenda 21. Estos indicadores son utilizados por las ciudades que participan en el foro ambiental urbano, red de ciudades y comunidades que trabajan aspectos relativos al medio ambiente urbano.</p>	<p>UNCHS/Habitat (1997)</p>
<p>Indicadores comunes europeos</p>	<p>Es una integración de los indicadores utilizados ya por algunas ciudades o propuestos anteriormente por determinadas agencias. La base para la integración de este sistema de indicadores la proporcionan los ámbitos o principios de la sustentabilidad. Igualdad e inclusión social, gobierno local, relaciones locales, economía local, protección medioambiental, herencia cultural. El conjunto final de indicadores está formado por diez medidas.</p>	<p>CE (2000)</p>
<p>Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA)</p>	<p>En el informe “Medio Ambiente en Europa” (EEA/AEMA, 1995) se proponen, dentro del apartado urbano, 55 indicadores ambientales agrupados en 16 atributos urbanos y centrados en 3 temas: Diseño urbano, flujos urbanos y calidad ambiental urbana.</p>	<p>AEMA (1995)</p>
<p>Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE)</p>	<p>La aportación de la OCDE ha sido la de clarificar la distinción entre indicadores descriptivos (de Presión y Estado) y de ejecución (de Respuesta). Básicamente los primeros son derivados de las medidas de las condiciones existentes y los de ejecución ayudan a identificar la correspondencia, o ausencia de esta, entre condiciones ambientales y una meta o política. La lista de indicadores ambientales se completa adoptando la clasificación PER a un total de 72 indicadores que constituyen el conjunto de indicadores medioambientales</p>	<p>OCDE (1995)</p>

Organización Mundial de la Salud (OMS)	La OMS propone 57 indicadores de ciudades sustentables que incluye cinco apartados: salud, servicios sanitarios, medio ambiente, socioeconómico e información general.	
Indicadores de referencia de la auditoría urbana	La Auditoría Urbana se plantea como objetivo la obtención de información comparable sobre el estado socioeconómico y ambiental de las ciudades europeas. Para ello se proponen 33 indicadores sobre cinco ámbitos: aspectos socioeconómicos, participación, educación y formación, medio ambiente, y cultura y ocio.	CE (2000)
Indicadores de Seattle Sustentable	Uno de las iniciativas que ha tenido una mayor repercusión mundial al ser precursor de todo un proceso en la toma de decisiones de indicadores fue el Foro Cívico y de Voluntarios de "Seattle Sostenible", fundado en 1991, con el deseo de aumentar la vitalidad cultural, económica, ambiental y social de la ciudad. Lo primero fue desarrollar un set de indicadores ad hoc para la Comunidad de Seattle mediante un proceso participativo y con expertos. Como resultado se seleccionaron 40 indicadores, divididos en medio ambiente, población y recursos, economía, cultura y sociedad. Posteriormente se elaboró una estrategia de actuación que está en funcionamiento y revisión permanente	(Sustainable Seattle, 1995).
Indicadores de Desarrollo Sustentable en México	El Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) y el Instituto Nacional de Ecología (INE)/Semarnat proponen un conjunto de indicadores diseñados y agrupados de acuerdo con: criterios temáticos que cubren lo expuesto en cada uno de los 40 capítulos de la Agenda 21, distribuidos en cuatro categorías –social, económica, ambiental e institucional– por su naturaleza dentro del esquema PER, distribuidos así: presión 43, estado 54 y respuesta 37, que totalizan 134 indicadores, cuyos objetivos son, por un lado, proporcionar a los expertos y al público en general un conjunto de indicadores que contribuyan tanto al conocimiento de la problemática de sustentabilidad como a apoyar el diseño de las estrategias y políticas de desarrollo sustentable en nuestro país, y por otro, sentar las bases metodológicas que	INEGI (2000)

	<p>permitan continuar el trabajo de elaboración y actualización de dichos indicadores.</p>	
--	--	--

2.5. Análisis de ciclo de vida

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV), de acuerdo a la Norma ISO 14040 (ISO, 1997), se define como una técnica para determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados con un producto: compilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio”.

El Análisis de Ciclo de Vida es un proceso en el que se reconocen los siguientes pasos:

- Definición del objetivo y alcance
- Análisis del inventario del ciclo de vida
- Evaluación del impacto del ciclo de vida
- Interpretación del ciclo de vida

En la figura 1 se ilustran las conexiones entre estos cuatro pasos y se puede reconocer que se trata de un proceso iterativo, el cual permite incrementar el nivel de detalle en sucesivas iteraciones.

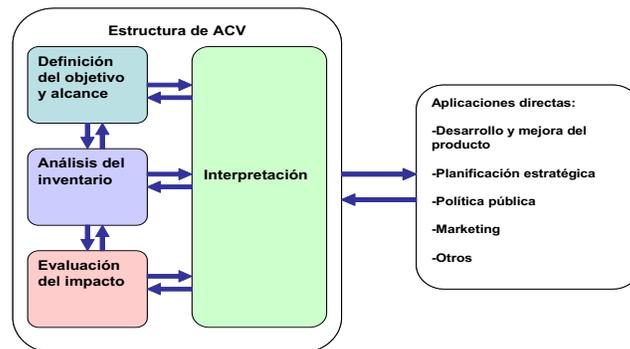


Figura 1 Estructura del ACV (ISO14040-44 2006)

El primer paso, definición de objetivo y alcance, debe expresar claramente el propósito y la extensión del estudio, además debe describir claramente el o los sistemas estudiados y la

unidad funcional, que es la base de comparación, en la que se cuantifican las entradas y salidas funcionales de un sistema del producto.

Los estudios de ACV no comparan los productos entre sí, sino el servicio que brindan dichos productos. Por ejemplo, si se va a hacer un ACV comparativo entre pinturas de agua la unidad funcional, podría ser la cantidad de pintura que se requiere para pintar una pared de 1m² con ciertas características, y bajo esta consideración se puede establecer 1 litro de pintura de la marca A y 1.5 litros de pintura de la marca B, como la unidad funcional.

Debido a su naturaleza global un ACV completo puede resultar extensísimo. Por esta razón se deberán establecer unos límites que deben de estar perfectamente identificados. Los límites del sistema determinarán qué procesos unitarios deberán incluirse dentro del ACV. Varios factores determinan los límites del sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y las limitaciones económicas y el destinatario previsto.

Posteriormente, el análisis de inventario del ciclo de vida (ICV), comprende la obtención de datos y los procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas y salidas relevantes de un sistema del producto, tomando como referencia la unidad funcional. Esas entradas y salidas pueden incluir el uso de recursos y las emisiones al aire, agua y suelo asociadas con el sistema a lo largo del ciclo de vida, es decir, desde la extracción de las materias primas hasta la disposición final. Las interpretaciones pueden sacarse de esos datos, dependiendo de los objetivos y alcance del ACV. Esos datos también constituyen las entradas para la evaluación de impacto de ciclo de vida (ISO, 2006).

El paso de la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (AICV), va dirigido a evaluar la importancia de los potenciales impactos ambientales utilizando los resultados del análisis de inventario. En general, este proceso implica la asociación de datos del inventario con impactos ambientales específicos tratando de valorar dichos impactos. El nivel de detalle, la elección de impactos evaluados y las metodología usadas dependen del objetivo y alcance del estudio (ISO, 2006).

Considerando que en la práctica, el ICV es una larga lista de emisiones y recursos utilizados; el propósito de la evaluación del impacto del ciclo de vida, es determinar la importancia

relativa de cada elemento del inventario y agregar las intervenciones en un conjunto más pequeño de indicadores, o de ser posible, en un solo indicador global. Este paso permite identificar aquellos procesos que contribuyen de manera significativa al impacto global, o comparar productos o servicios.

El AICV consiste de dos elementos obligatorios: clasificación y caracterización, con los cuales se obtiene el Perfil del AICV y tres elementos opcionales: normalización, agrupación y pesaje (Figura 2).

ISO 14042 (ISO, 2006), define los elementos obligatorios del AICV de la siguiente forma:

- **Clasificación.**- Es la asignación de los datos del inventario a las diferentes categorías de impacto, tales como calentamiento global, disminución de la capa de ozono, etc.
- **Caracterización.**- Se refiere al cálculo del indicador de impacto para cada una de las categorías de impacto seleccionadas, usando factores de caracterización, los cuales son estimados usando modelos de caracterización.

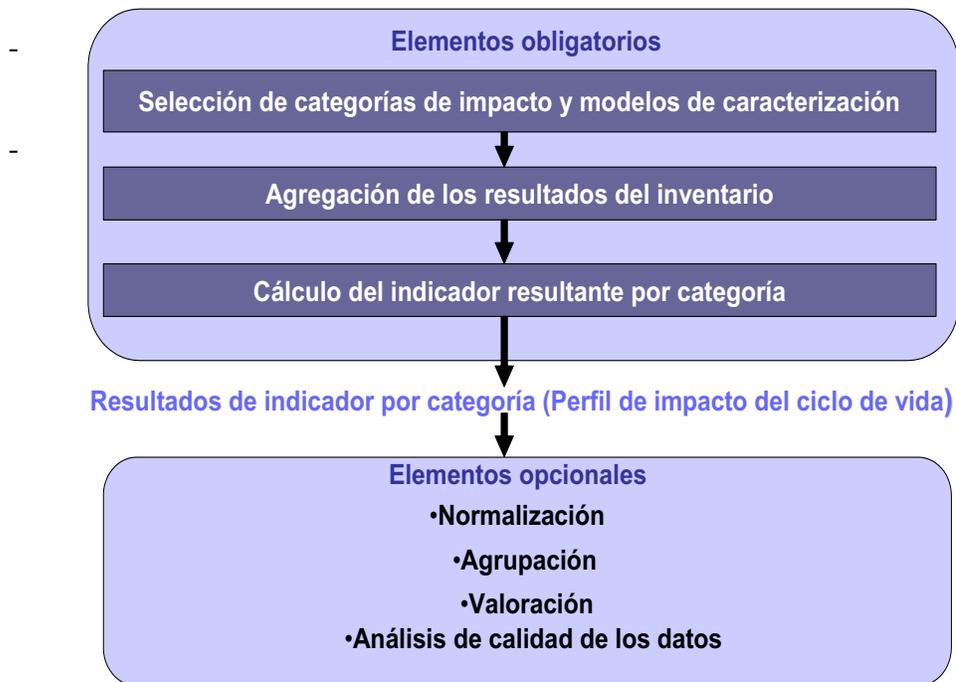


Figura 1 Elementos del impacto ambiental del ciclo de vida. Fuente ISO 14042 (ISO, 2006)

De acuerdo a Finnveden (1996), dichos modelos de caracterización pueden estar basados en efectos intermedios (midpoints) o efectos finales (endpoints).

Los elementos opcionales del AICV también son definidos por la norma ISO 14042 (ISO, 2000), que establece lo siguiente:

- Normalización.- Es el cálculo de la magnitud del indicador de impacto. Para ello se usa información de referencia, como las emisiones en un área determinada, previamente caracterizadas por el mismo método de caracterización.
- Agrupación.- Es el proceso de clasificar las categorías de impacto por grupos de impacto similar o por categorías en una jerarquía determinada, por ejemplo, alta, media o baja prioridad.
- Pesaje o valoración.- Consiste en establecer unos factores que otorgan una importancia relativa a las distintas categorías de impacto para después sumarlas y obtener un resultado ponderado en forma de un único índice ambiental global del sistema.
- Análisis de la calidad de los datos.- Este elemento ayuda a entender la fiabilidad de los resultados del AICV. Se considera obligatorio en análisis comparativos.

Finalmente, la interpretación que es la fase de un ACV donde se evalúan los resultados y se plantean conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones, de forma consistente con el objetivo y alcance del estudio (ISO, 1997).

La interpretación puede estar basada en los resultados de los siguientes elementos opcionales del LCIA (Finnveden et al., 2002):

- Normalización sin la posterior agrupación o pesaje, y los resultados son analizados en la interpretación.
- La normalización se lleva a cabo antes de un ejercicio de agrupación.
- Normalización antes del pesaje.
- El pesaje es realizado sin ninguna normalización previa.

2.5.1. La incertidumbre y la subjetividad en el ACV

A pesar de que el Análisis del Ciclo de Vida es una herramienta que se está desarrollando rápidamente, aún requiere de mucho trabajo para alcanzar el consenso y superar las limitaciones que ahora presenta, las cuales se relacionan principalmente con la incertidumbre y la subjetividad, debido a que:

Existen incertidumbres en:

- los datos
- la metodología para el análisis del inventario y la evaluación del impacto,
- la descripción del sistema en estudio, y
- en los datos usados como referencia para la normalización.

El pesaje involucra elementos ideológicos y valores éticos que no pueden determinarse objetivamente (Güereca, 2006).

A continuación se describen las situaciones que dan lugar a la presencia de incertidumbre.

a) En los datos.- Porque hay mucha variación entre las diferentes bases de datos, lo cual puede deberse a errores, a diferentes procedimientos de reparto o a diferentes niveles de tecnología, existentes en el mismo momento en el mismo país (Finnveden, 2000).

b) En la descripción del sistema.-Porque los resultados dependen de los aspectos claves que rodean al sistema (tipo combustible incinerado para producir calor), lo cual es fuente de incertidumbre (Finnveden, 2000).

c) En los datos usados como referencia para la normalización.- Ya que no siempre existen inventarios de emisiones ni metas establecidas para las áreas y períodos de referencia (Güereca et al. 2005).

En cualquier caso, las incertidumbres se pueden reducir pero nunca eliminar (Güereca, 2006).

Por otra parte, se reconoce que el pesaje involucra elementos ideológicos y valores éticos que no pueden determinarse objetivamente, debido a lo siguiente:

El elemento de la caracterización nos da un indicador de impacto potencial para cada categoría y por cada sistema estudiado de tal forma que se pueden realizar comparaciones entre sistemas confrontando cada una de las categorías, con el inconveniente de que algún sistema presentará menores impactos para determinadas categorías y otro sistema será menos impactante en otras. Con lo cual, las comparaciones se vuelven complejas y la toma de decisiones sigue siendo confusa y demasiado subjetiva.

Para solventar esto el elemento de la valoración o pesaje en el AICV, busca facilitar la comparación entre sistemas generando indicadores, a través del uso de factores numéricos basados en elecciones de valor (Pennington et al 2004). Este paso es muy controversial porque implica consideraciones subjetivas que se ven influidas por las percepciones o puntos de vista (Finnveden, 1996, Hofstetter, 1998 y Turker, 1998), lo cual propicia que los resultados que dependen del pesaje siempre pueden ser cambiados por quien realiza el estudio.

A pesar de las limitaciones expuestas anteriormente, el Análisis del Ciclo de Vida constituye un marco objetivo y científicamente robusto, para el apoyo en la toma de decisiones ambientales (Güereca, 2006).

2.6. Lógica difusa

Considerando la incertidumbre y la subjetividad implícitas en el ACV, parece que una descripción con la ayuda de los números difusos podría ser más realista que una descripción con números nítidos. Por ésta razón, en ésta sección se exponen los principios generales que rigen la lógica difusa.

El término difuso o borroso aplicado a la lógica, procede de la expresión “Fuzzy sets” (conjuntos difusos), acuñada por Lofti A. Zadeh en 1965, cuando la teoría de los conjuntos borrosos fue presentada por primera vez. Pero la idea que se esconde detrás de ésta teoría no es nueva, en la tabla 1.2, se presenta la cronología del desarrollo de la lógica difusa.

La principal motivación de la teoría de conjuntos borrosos (Zadeh, 1965), es la construcción de un marco formal que permita el tratamiento y la manipulación de la incertidumbre presente en numerosos ámbitos del conocimiento humano. Todos conocemos que la teoría clásica de

conjuntos establece que los distintos elementos de un universo pueden pertenecer a un conjunto o no. Así, por ejemplo, si consideramos el universo de los números naturales positivos:

$$U=\{1, 2, 3, 4, 5, \dots\}$$

Podríamos decir que 3 pertenece al conjunto de los números impares, mientras que 8 no. Igualmente, 9 pertenece al conjunto de los números mayores que 5, mientras que 3 no. La pertenencia a un conjunto de diferentes elementos suele representarse gráficamente mediante la denominada función de pertenencia, como la que se muestra en la Figura 3. En la función de pertenencia toman valor 1 aquellos elementos que pertenecen al conjunto, mientras que toman valor 0 aquellos que no pertenecen.

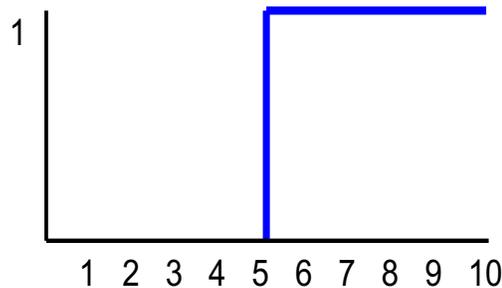


Figura 2 Representación gráfica de la función de pertenencia del conjunto "números mayores que 5". La función toma valor 1 para aquellos elementos del universo que pertenecen al conjunto, y 0 para el resto.

Los conjuntos borrosos proporcionan una manera de definir conjuntos para los que la pertenencia sea una cuestión de grado, o no esté completamente definida. Establecen una frontera gradual entre la no pertenencia y la pertenencia, y por tanto conforman una herramienta para el modelado de la imprecisión o la incertidumbre.

Para ilustrar el concepto de conjunto difuso Zadeh (1965) presento el ejemplo del conjunto "hombres altos". Según la teoría de la lógica clásica el conjunto "hombres altos" es un conjunto al que pertenecerían los hombres con una estatura mayor a un cierto valor, que podemos establecer en 1.80 metros, por ejemplo, y todos los hombres con una altura inferior a este valor quedarían fuera del conjunto. Así tendríamos que un hombre que mide 1.81 metros de estatura pertenecería al conjunto "hombres altos", en cambio un hombre que mida 1.79 metros de altura ya no pertenecería a ese conjunto. Sin embargo, no parece muy lógico

decir que un hombre es alto y otro no cuando su altura difiere en dos centímetros. El enfoque de la lógica difusa considera que el conjunto “hombres altos” es un conjunto que no tiene una frontera clara para pertenecer o no pertenecer a él, mediante una función que define la transición de “alto” a “no alto” se asigna a cada valor de altura un grado de pertenencia al conjunto, entre 0 y 1. Así por ejemplo, un hombre que mida 1.79 podría pertenecer al conjunto difuso “hombres altos” con un grado 0.8 de pertenencia, uno que mida 1.81 con un grado 0.85, y uno que mida 1.50 m con un grado 0.1. Visto desde ésta perspectiva se puede considerar que la lógica clásica es un caso límite de la lógica difusa en el que se asigna un grado de pertenencia 1 a los hombres con una altura mayor o igual a 1.80 y un grado de pertenencia 0 a los que tienen una altura menor (Figura 4)

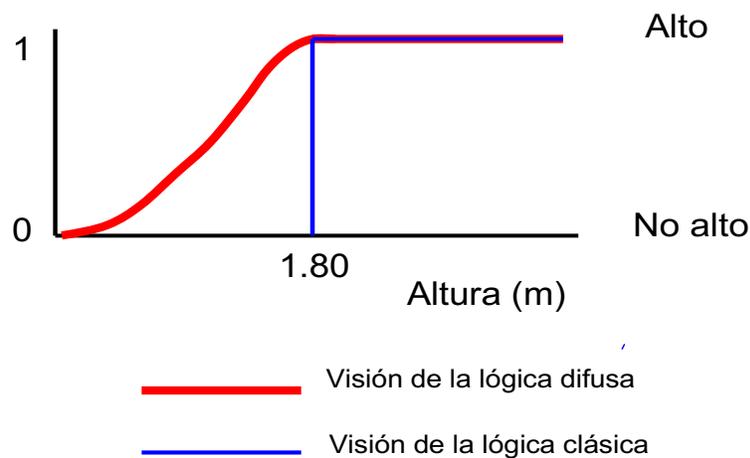


Figura 3 Gráfica de las funciones de pertenencia para la lógica difusa y la lógica clásica.

De acuerdo a Mendel (1995), los conjuntos difusos pueden ser considerados como una generalización de los conjuntos clásicos: la teoría clásica de conjuntos sólo contempla la pertenencia o no pertenencia de un elemento a un conjunto, sin embargo la teoría de conjuntos difusos contempla la pertenencia parcial de un elemento a un conjunto, es decir, cada elemento presenta un grado de pertenencia a un conjunto difuso que puede tomar cualquier valor entre 0 y 1. Este grado de pertenencia se define mediante la función característica asociada al conjunto difuso: para cada valor que pueda tomar un elemento o variable de entrada x la función característica $\mu_A(x)$ proporciona el grado de pertenencia de este valor de x al conjunto difuso A .

Formalmente, un conjunto clásico A, en un universo de discurso U, se puede definir de varias formas: enumerando los elementos que pertenecen al conjunto, especificando las propiedades que deben cumplir los elementos que pertenecen ese conjunto o, en términos de la función de pertenencia $\mu_A(x)$:

$$\mu_A(x) = \begin{cases} 1 & \text{si } x \in A \\ 0 & \text{si } x \notin A \end{cases} \quad \text{Ecuación 1}$$

Considerando la Ecuación 1, se puede decir que el conjunto A es matemáticamente equivalente a su función de pertenencia $\mu_A(x)$, ya que al conocer $\mu_A(x)$ se conoce A. Un conjunto difuso en el universo del discurso U se caracteriza por una función de pertenencia $\mu_A(x)$ que toma valores en el intervalo [0,1], y puede representarse como un conjunto de pares ordenados de un elemento x y su valor de pertenencia al conjunto:

$$A = \{(x, \mu_A(x)) | x \in U\} \quad \text{Ecuación 2}$$

Muchos conceptos de teoría clásica de conjuntos se pueden hacer extensivos a los conjuntos difusos, otros son exclusivos e inherentes a la teoría de conjuntos difusos. A continuación se presentan los conceptos más utilizados (Pérez, 2005):

El soporte de un conjunto difuso A en el universo de discurso U es un conjunto “crisp” (nítido) que contiene todos los elementos de U que tienen un valor de pertenencia distinto de cero en A, esto es,

$$sop(x) = \{x \in U | \mu_A(x) > 0\} \quad \text{Ecuación 2}$$

Si el soporte de un conjunto difuso no contiene ningún elemento tendremos un conjunto difuso vacío. Si el soporte de un conjunto difuso es un solo punto tendremos lo que se conoce como “singleton” difuso.

El punto de cruce de un conjunto difuso es el punto de U cuyo valor de pertenencia al conjunto es igual a 0.5.

Dos conjuntos difusos A y B son iguales si y sólo si sus funciones características $\mu_A(x)$ y $\mu_B(x)$ son iguales.

El conjunto difuso B contiene al conjunto difuso A, esto es $A \subset B$, si y sólo si $\mu_A(x) \leq \mu_B(x)$ para todo $x \in U$.

La función de pertenencia proporciona una medida del grado de similitud de un elemento de U con el conjunto difuso. La forma de la función característica utilizada depende del criterio aplicado en la resolución de cada problema y la única condición que debe cumplir es que tome valores entre 0 y 1, con continuidad. Las funciones características más comúnmente utilizadas por su simplicidad matemática y su manejabilidad son: triangular, trapezoidal, gaussiana y sigmoideal (Figura 1.7) (Yen y Langari, 1999).

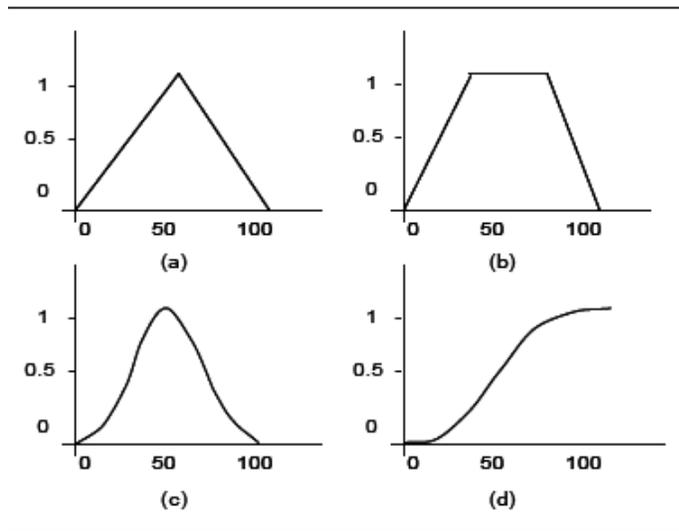


Figura 4 Algunas de las funciones características más habituales: (a) triangular, (b) trapezoidal, (c) gaussiana y (d) sigmoideal. Fuente Pérez (2005)

El número de funciones de pertenencia asociadas a una misma variable es elegido por el experto: a mayor número de funciones tendremos mayor resolución pero también mayor complejidad computacional; además estas funciones pueden estar solapadas o no, el hecho de estar solapadas pone de manifiesto un aspecto clave de la lógica difusa: una variable puede pertenecer con diferentes grados a varios conjuntos difusos a la vez, es decir, “el vaso puede estar medio lleno y medio vacío a la vez”.

Al igual que sucede en la teoría clásica de conjuntos, en la teoría de conjuntos difusos también se definen operaciones, la figura 1.8 ilustra los siguientes operadores:

- La intersección de dos conjuntos difusos A y B es un conjunto difuso $A \cap B$ en U con función característica:

$$\mu_{A \cap B}(x) = \min[\mu_A(x), \mu_B(x)] \quad \text{Ecuación 4}$$

- La unión de dos conjuntos difusos A y B es un conjunto difuso $A \cup B$ en U cuya función de pertenencia es:

$$\mu_{A \cup B}(x) = \max[\mu_A(x), \mu_B(x)] \quad \text{Ecuación 5}$$

- El conjunto complementario \bar{A} de un conjunto difuso A es aquel cuya función característica viene definida por:

$$\mu_{\bar{A}}(x) = 1 - \mu_A(x) \quad \text{Ecuación 6}$$

Las operaciones básicas entre conjuntos difusos pueden permitir una asociación robusta matemáticamente, entre los resultados del análisis del ciclo de vida y la construcción objetiva de conclusiones y recomendaciones de tal forma que se facilite el proceso de toma de decisiones.

□

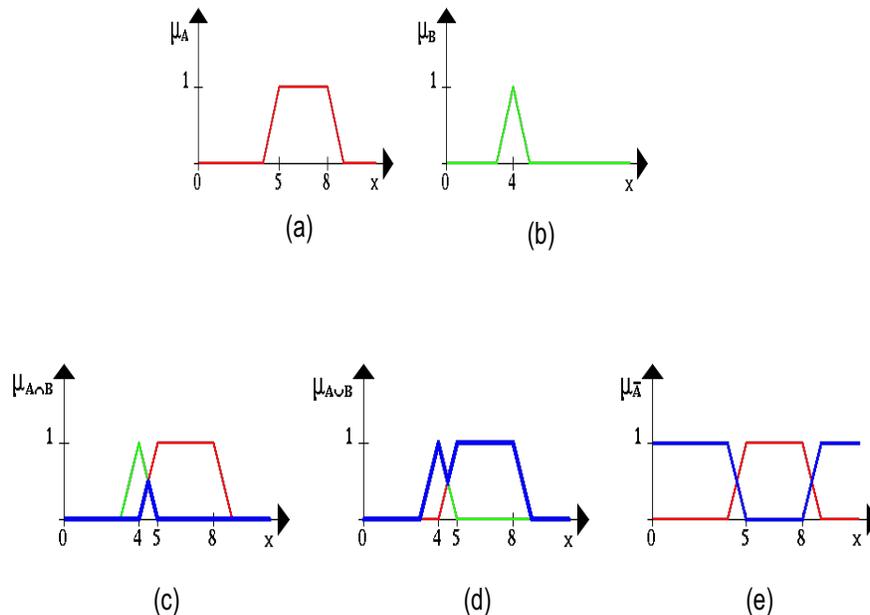


Figura 5 Las operaciones básicas entre conjuntos difusos pueden permitir una asociación robusta matemáticamente, entre los resultados del análisis del ciclo de vida y la construcción objetiva de conclusiones y recomendaciones de tal forma que se facilite el proceso de toma de decisiones.

2.7. Medición de la sustentabilidad con lógica difusa

Varios estudios recientes han usado la lógica difusa para evaluar sustentabilidad:

- Phillis y Andriantiatsaholainaina (2001) desarrollaron un modelo llamado “Evaluación de la sustentabilidad mediante lógica difusa” (SAFE, por sus siglas en inglés), el cual provee un mecanismo para medir el desarrollo sustentable de los países. Proponen como entradas al sistema de indicadores ecológicos (tierra, agua, aire y biodiversidad), y humanos (económico, social, educativo y político). Los indicadores son manejados de manera individual y luego combinados con la ayuda de la lógica difusa para generar una medida global de sustentabilidad (OSUS). La salida del modelo mide el grado de sustentabilidad (%) del sistema bajo estudio. Los resultados muestran que la metodología brinda una definición y una evaluación de la sustentabilidad, la cual puede ser útil en la toma de decisiones encaminadas a las políticas públicas sustentables.
- Martín del Campo (2005), generó una metodología basada en lógica difusa para evaluar la sustentabilidad de tecnologías de generación eléctrica. Aplicó una matriz de indicadores de sustentabilidad que considera principios y criterios de sustentabilidad divididos en tres principios, “no agotamiento de recursos”, “no producción de desechos no degradables” y “no alta sensibilidad a factores ambientales y sociales”. Cada principio contiene un banco de indicadores los cuales son utilizados para evaluar las tecnologías de producción de electricidad. Utiliza la lógica difusa para construir la Función de calificación de sustentabilidad dependiente de todos los indicadores. Los resultados muestran que la energía nuclear junto con la eólica representan las opciones más sustentables.
- Por su parte Martín (2011), desarrolló un software de gestión de la sustentabilidad que modela factores con incertidumbre, y realiza inferencia y razonamiento aproximado para evaluar la sustentabilidad de proyectos. Esta sustentabilidad se calcula a partir del impacto producido por las acciones que se realizan en el desarrollo del proyecto. El programa calcula primero la sustentabilidad medioambiental, social y económica, y partir de éstas, calcula la sustentabilidad global del proyecto mostrando un informe con la valoración. Los resultados demuestran que mediante el

software se permite estandarizar los cálculos, los tipos de proyectos, los indicadores que afectan por tipo de proyecto y los resultados, y así poder realizar una comparativa entre las evaluaciones obtenidas por municipios, por organismos o por proyectos.

- Kommandath *et al.*, (2012) realizaron una propuesta para evaluar el desarrollo sustentable del sector minero mediante lógica difusa. Su investigación resalta las limitaciones que tienen las herramientas tradicionales que se utilizan para evaluar sustentabilidad. Su modelo desarrollado es basado en el uso de criterios e indicadores dependientes del contexto, en este caso el sector minero. Los resultados demuestran que la metodología propuesta puede ser aplicada en comunidades donde la minería sea la actividad económica principal. Además, los resultados pueden derivar en la identificación de “hotspots” en los diferentes grupos de interés dentro de este sector y facilitar el seguimiento, evaluación del grado de sustentabilidad y definir planes de acción para las partes interesadas, así como a los responsables políticos para mejorar la sustentabilidad de un proyecto.
- En el año 2013 Sami *et al* (2013)., desarrollaron un índice para medir la sustentabilidad de los sistemas de producción agrícola. Utilizan la lógica difusa para combinar a su vez seis índices representativos de las tres dimensiones de la sustentabilidad. El caso de estudio fue llevado a cabo en dos granjas de maíz y trigo para probar la factibilidad y usabilidad del modelo. Los resultados del análisis del modelo desarrollado demostraron que el modelo es satisfactorio y utilizable en relación con la complejidad inherente de la sostenibilidad en el sector agrícola. Además, mediante la lógica difusa es posible trabajar con datos lingüísticos e inciertos, lo cual es beneficioso cuando hay carencia o precisión de datos.

2.8. Medición de la sustentabilidad en PTAR

Balkema *et al.*, (2002) realizaron un revisado general para determinar qué aspectos determinan la sustentabilidad y así poder decir si los sistemas descentralizados de PTAR favorecen más la sustentabilidad por encima de los centralizados. Después de llevar a cabo su revisión, propusieron una metodología de evaluación de PTAR que se basa en la optimización multi-objetivo y en un conjunto de indicadores de sustentabilidad. Su metodología se basa, al igual que el ACV, en tres fases: definición de objetivo y alcance,

análisis de inventario y optimización. Concluyen entre otras cosas, que los procesos de normalización y ponderación son esenciales a la hora de evaluar la sustentabilidad, aunque en la mayoría de los casos los investigadores evitan estos temas.

Bradley *et al.*, (2003) Desarrollaron un marco de sustentabilidad para identificar y evaluar factores sociales, económicos, y ambientales asociados al tratamiento de aguas residuales. Estos criterios se aplicaron a un sistema convencional de aguas residuales in situ, es decir, tanques sépticos tradicionales. Su evaluación permitió definir aspectos sociales, económicos y ambientales, así como ventajas e inconvenientes del sistema evaluado, además, se identificó las deficiencias operativas y tecnologías en las PTAR. La evaluación dio lugar a la definición de los variables fundamentales en PTAR y las barreras que obstaculizan el beneficio completo de una PTAR. También, se sugiere métodos para eliminar las barreras identificadas.

Palme *et al.*, (2005) construyeron una serie de indicadores de desarrollo sustentable para evaluar y comparar el desempeño de sistemas de tratamiento de aguas residuales. Los indicadores provienen del ACV, evaluación de riesgo y una evaluación económica. Los sistemas fueron comparados y se les asignó una evaluación mediante el Análisis Multi Criterio, el cual incluye aspectos y criterios de sustentabilidad para asignar pesos. Los resultados indican que los indicadores de desarrollo sustentable propuestos si reflejan los aspectos económicos, ambientales, técnicos y sociales de los sistemas evaluados, además, señalan que estos indicadores pueden extenderse a través de todo el ciclo urbano del agua.

Muga y Mihelcic (2008) propusieron una serie de indicadores que incorpora las tres dimensiones de la sustentabilidad y de esta forma poder evaluar la sustentabilidad de PTAR de diferentes capacidades. Las tecnologías evaluadas fueron sistemas mecanizados, lagunas de estabilización y reactores anaerobios. Evaluaron un total de 15 indicadores, 3 económicos, 6 ambientales y 6 sociales. Los resultados muestran que los mayores impactos económicos los tienen los sistemas mecanizados debido a su alto costo de capital, operación y gestión. Además de presentan el mayor impacto ambiental originado por su alto consumo de energía comparado con las otras tecnologías. En cuanto a la parte social, tienen un alto impacto en la estética debido a que son productores de olores y su contribución a la economía local es inferior por emplear a menos empleados comparados con otras tecnologías. En referencia a las lagunas de estabilización estas pueden ser una opción para comunidades con grandes superficies y bajos costos de operación además de proveer una remoción de nutrientes lo

suficiente para cumplir la norma. Finalmente, concluyen que la sostenibilidad general de una tecnología de tratamiento de aguas residuales es una función de las dimensiones económicas, ambientales y sociales, y la selección e interpretación de los indicadores está influenciada por la geografía y la situación demográfica de un territorio.

Kalbar *et al.* (2012), elaboraron una metodología basada en escenarios de múltiples atributos de toma de decisiones y aplicado a la selección de alternativas de tratamiento de aguas residuales. La metodología se aplicó a las cuatro tecnologías de tratamiento de aguas residuales más utilizadas en la India. Se construyeron seis escenarios que capturan las prioridades de la sociedad regional y local rural y urbana y procesados mediante un algoritmo matemático. Se propusieron doce indicadores divididos en medio ambiente y sociedad. Se realizó la evaluación y se propuso una serie de pesos dependientes de las prioridades del escenario. Finalmente los datos arrojados por la evaluación fueron introducidos al modelo matemático para jerarquizar los escenarios evaluados.

Noyola *et al.*, (2013) elaboraron una guía para el apoyo en la toma de decisiones relacionadas a pequeñas y medianas PTAR. Se construyó una matriz de decisión con un conjunto de indicadores técnicos, ambientales, sociales y económicos. La guía consta de un cuestionario que debe ser respondido por el grupo que participa en la toma de decisiones para que lo guíe en definir si una tecnología es aplicable o no en el ámbito particular de sus necesidades de tratamiento de aguas en su municipio. Este cuestionario permite desechar tecnologías que no cumplan con los criterios establecidos para una adecuada integración de PTAR y aceptar aquellas que si lo hacen. La selección de la PTAR se hace con base en la “experiencia” del tomador de decisiones y con el apoyo de una escala de cinco valores. Al final del cuestionario se suman los valores obtenidos de cada indicador y la tecnología que tiene mayor puntuación es la seleccionada para instalarse en el municipio en cuestión.

CAPÍTULO 3

3. Selección de caso de estudio

En este capítulo se describe a detalle todas y cada una de las consideraciones para seleccionar las comunidades en donde se lleva esta investigación. Se realizó un análisis comparativo entre distintos municipios y delegaciones del Estado de México y Distrito Federal general de los aspectos geográficos y socioeconómicos de la región. La información que se presenta se refiere a la población, superficie, tasas de crecimiento, densidad de población, grado de marginación, índice de desarrollo humano, PIB, PEA, coberturas de agua potable y alcantarillado, entre otros, que a su vez sean representativas de la Zona Metropolitana del Valle de México. Esta información permite decidir que Plantas de Tratamiento de Agua Residual se eligieron para llevar a cabo el ACV ambiental y el ACV social y la evaluación económica y posteriormente aplicar la metodología propuesta de evaluación de sustentabilidad dentro de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM).

3.1 Geografía, aspectos socioeconómicos e infraestructura hidráulica de la ZMVM

El Valle de México se ubica sobre los 19°20' de Latitud Norte y 99°05' de Longitud Oeste, formando parte de una cuenca, la cual tiene una elevación promedio de 2,240 msnm¹ y una superficie de 9,560 km²; presenta valles inter-montañosos, mesetas y cañadas, así como terrenos semiplanos, en lo que alguna vez fueron los lagos de Texcoco, Xochimilco y Chalco; esta área metropolitana está formada por la Ciudad de México y 60 municipios conurbados uno de ellos en el Estado de Hidalgo, los restantes del Estado de México. Según los resultados del censo elaborado por el INEGI en el año 2010 esta zona contaba con una población de poco más de 20 millones de habitantes, tan solo en el Distrito Federal son 8,851,080 habitantes. Según datos de la ONU en el año 2012 es junto con la ciudad de Nueva York la tercera aglomeración humana más poblada del mundo.

El área urbana se extiende en una cuenca semi-cerrada, en la porción suroeste del Valle de México, la cual está sujeta de manera natural a condiciones que no favorecen una adecuada ventilación de la atmósfera. Entre los principales factores fisiográficos y climáticos que afectan la calidad del aire destacan los siguientes:

- El entorno montañoso que rodea la cuenca constituye una barrera natural que dificulta la libre circulación del viento y la dispersión de los contaminantes. Por ello, es un medio propicio para la acumulación de los contaminantes atmosféricos. Las montañas que delimitan la cuenca alcanzan una altitud promedio de 3,200 metros, con elevaciones que superan los 5,400 metros.
- Las frecuentes inversiones térmicas que ocurren en el valle, en más del 70% de los días del año, son un fenómeno natural que causa un estancamiento temporal de las masas de aire en la atmósfera. Ello inhibe la capacidad de autodepuración de ésta y favorece la acumulación de los contaminantes. El estancamiento perdura hasta que, a transcurrir el día y de manera gradual, la inversión térmica se rompe debido a calentamiento de la atmósfera, entonces los contaminantes se dispersan.
- Los sistemas anticiclónicos que se registran frecuentemente en la región centro del país, tienen la capacidad de generar cápsulas de aire inmóvil en áreas que pueden abarcar regiones mucho mayores que el Valle de México.
- La intensa y constante radiación solar que se registra en el Valle de México a lo largo de todo el año, favorece la formación del ozono. Ello es resultado de las complejas reacciones que la luz ultravioleta del sol desencadena entre los óxidos de nitrógeno y los hidrocarburos emitidos a la atmósfera, los cuales son precursores del ozono.
- La altitud a la que se ubica el Valle de México (2,240 msnm), determina que el contenido de oxígeno sea 23% menor que a nivel del mar, lo cual tiende a hacer más contaminantes los procesos de combustión.

3.2 Dinámica del desarrollo urbano

La estructura urbana inter-metropolitana refleja en su extensión territorial, patrones de usos del suelo y una distribución de densidades de población, que explica entre otros aspectos la demanda de transporte y la generación de viajes, las distancias recorridas en los vehículos automotores y, por lo tanto, juega un papel fundamental en la generación de contaminantes atmosféricos.



Figura 6 Mapa de la zona urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Incluye un municipio del estado de Hidalgo (en amarillo), 59 del estado de México (en verde) y las 16 delegaciones del Distrito Federal (en blanco).

La estructura urbana inter-metropolitana es el resultado de los patrones de desarrollo urbano y de los procesos de desarrollo económico que ha experimentado la zona metropolitana, sobre todo en los últimos cincuenta años. Durante la segunda mitad del siglo XX, el Valle de México experimentó un proceso sin precedente de crecimiento, tanto de su población como en la ocupación de su territorio. Las causas son múltiples y obedecen principalmente a la política seguida desde los años cincuenta que estimuló el desarrollo industrial, al mismo

tiempo que ofrecía mejores condiciones y expectativas para el establecimiento de nuevos pobladores, en un momento en que las tasas de reproducción de la población alcanzaron su máximo histórico en el país.

El crecimiento de la ZMVM en los últimos 40 años, ocurrió en los municipios conurbados del Estado de México; ocasionado en parte, por la restricción a la construcción de nuevos fraccionamientos en el Distrito Federal, la cual originó un acelerado proceso de ocupación irregular de pobladores de escasos recursos al oriente del Valle, en los municipios de Nezahualcóyotl, Ecatepec, Chimalhuacán y más recientemente en el Valle de Chalco Solidaridad y en las delegaciones de Xochimilco, Tlalpan y Magdalena Contreras, en el Distrito Federal. Esta tendencia se mantiene en el sur-oriente del Estado de México y sur del Distrito Federal, poniendo en peligro su riqueza forestal y su potencial de producción agropecuaria y con ello, la sustentabilidad futura de su desarrollo.

Por otra parte, también en el poniente y norponiente del Valle de México se ha dado un crecimiento importante, en este caso principalmente de estratos socioeconómicos medios y altos, que afecta a las delegaciones de Álvaro Obregón y Cuajimalpa y a los municipios de Huixquilucan, Naucalpan, Atizapán, Nicolás Romero, Cuautitlán Izcalli y Tepozotlán, con efectos en el medio ambiente que amenazan la conservación de su riqueza forestal.

Debido al dinámico crecimiento de la población y a los elementos micro y macro económicos que lo motivaron, a pesar de las acciones realizadas por los gobiernos locales, la planeación en muchos casos ha tenido que ser correctiva

3.3 Información básica municipal

A continuación, se presentan la superficie y población de las delegaciones y municipios que integran a la ZMVM, con lo que se puede estimar que la densidad de población en la zona es de 2447 habitantes por kilómetro cuadrado. Cabe mencionar que en el 2005, la ZMVM presentó el índice de densidad media urbana más alto de las 56 zonas metropolitanas identificadas en el país.

En la tabla 3 se muestran las delegaciones y municipios que conforman la ZMVM, detallándose superficie total, población total, urbana y rural, densidad de población, además de ingreso per cápita y el Índice de Desarrollo Humano (IDH).

Tabla 3 Información básica municipal de la ZMVM (parte I)

No.	Municipio/Delegación	Superficie (km ²)	Población 2010 ^a			Densidad Población (hab/km ²)	IPC	IDH
			Total	Urbana	Rural			
1	Azcapotzalco	33.54	420,057	420,057	0	12,524	12,729	0.8523
2	Coyoacán	54.03	625,254	625,254	0	11,572	19,882	0.8809
3	Cuajimalpa de Morelos	70.73	188,173	185,712	2,461	2,660	13,481	0.8398
4	Gustavo A. Madero	87.65	1,173,512	1,173,512	0	13,389	11,265	0.8392
5	Iztacalco	23.21	388,112	388,112	0	16,721	12,400	0.8475
6	Iztapalapa	113.45	1,854,383	1,854,383	0	16,345	9,582	0.8256
7	Magdalena Contreras, La	63.51	234,471	233,776	695	3,692	12,534	0.8417
8	Milpa Alta	288.13	128,605	117,861	10,744	446.4	5,963	0.7902
9	Álvaro Obregón	96.03	719,357	719,054	304	7,491	14,087	0.8505
10	tláhuac	85.91	370,928	368,218	2,710	4,318	8,415	0.8184
11	Tlalpan	311.62	620,462	613,003	7,459	1,991	14,905	0.8588
12	Xochimilco	118.13	424,558	416,624	7,934	3,594	9,742	0.8320
13	Benito Juárez	26.72	362,115	362,115	0	13,552	29,648	0.9193
14	Cuauhtémoc	32.69	530,785	530,785	0	16,237	15,636	0.8671
15	Miguel Hidalgo	46.39	357,826	357,826	0	5,558	20,242	0.8788
16	Venustiano Carranza	33.77	440,330	440,330	0	13,039	12,110	0.8470
Distrito Federal		1,484.49	8,838,981	8,806,675	32,606	5,954	13,914	0.8490
1	Tizayuca	77.20	63,622	52,607	11,016	824.1	8,607	0.8127
Estado de Hidalgo		77.20	63,622	52,607	11,016	824.1	8,607	0.8127
1	Acolman	83.95	87,693	84,814	2,879	1,045	6,695	0.7980
2	Amecameca	189.48	50,952	43,119	7,833	268.9	5,481	0.7860
3	Apaxco	75.73	27,301	21,018	6,283	360.5	5,787	0.7845
4	Atenco	83.80	48,487	44,400	4,087	578.6	4,927	0.7791
5	Atizapán de Zaragoza	91.07	478,440	477,809	631	5,254	11,786	0.8390
6	Atlauta	162.06	24,013	21,310	2,703	148.2	4,456	0.7439
7	Axapusco	230.90	23,588	14,947	8,642	102	5,076	0.7555
8	Ayapango	36.41	6,803	3,287	3,516	186.8	4,926	0.7755
9	Coacalco de Berriozábal	35.10	313,680	313,547	133	8,937	9,620	0.8478

10	Cocotitlán	14.86	13,557	10,282	3,076	912.3	8,915	0.8173
11	Coyotepec	49.32	42,354	38,803	3,551	859.9	7,491	0.7945
12	Cuautitlán	26.32	132,707	127,350	5,357	5,042	7,543	0.8215
13	Chalco	219.22	285,988	273,273	12,716	1,305	5,204	0.7729
14	Chiautla	20.70	24,637	16,256	8,381	1,190	4,437	0.7728
15	Chicoloapan	53.91	227,551	225,615	1,937	4,220	6,011	0.7843
16	Chinconcuac	6.82	21,015	20,367	648	3,081	2,005	0.7384
17	Chimalhuacán	44.69	549,792	548,572	1,220	12,302	4,369	0.7638
18	Ecatepec de Morelos	160.17	1,729,707	1,728,979	1,220	10,799	6,537	0.8039
19	Ecatzingo	50.77	8,697	6,627	2,070	171.3	4,105	0.7321
20	Huehueteca	118.02	73,784	67,317	6,468	625.2	7,204	0.7969
21	Hueyoxtla	233.91	38,979	28,370	10,610	166.7	5,385	0.7510
22	Huixquilucan	140.67	242,762	216,719	26,043	1,725.8	13,902	0.8409
23	Isidro Fabela	75.79	9,530	0	9,530	125.8	4,663	0.7502
24	Ixtapaluca	327.40	520,569	511,091	9,478	1,590	7,784	0.8089
25	Jaltenco	4.73	27,523	27,523	0	5,819	7,624	0.8127
26	Jilotzingo	119.70	13,747	5,751	7,996	114.8	4,908	0.7558
27	Juchitepec	140.11	22,745	21,885	861	162.3	7,055	0.7719
28	Melchor Ocampo	17.78	38,209	33,722	4,487	2,149	7,063	0.7982
29	Naucalpan de Juárez	156.63	804,436	788,428	16,008	5,136	12,914	0.8379
30	Nezahualcóyotl	63.74	1,096,226	1,095,831	395	17,198	7,373	0.8149
31	Nextlalpan	54.51	24,781	18,021	6,760	454.6	4,260	.07650
32	Nicolás Romero	235.65	322,610	312,781	19,829	1,369	7,039	0.7958
33	Nopaltepec	83.70	8,889	7,441	1,448	106.2	5,495	0.7602
34	Otumba	195.56	31,036	19,633	11,403	158.7	4,033	0.7437
35	Ozumba	45.64	24,788	21,412	3,376	544.3	3,420	0.7453
36	Papalotla	3.19	3,938	3,867	72	1,234	5,214	0.7874
37	Paz, La	36.36	246,926	246,575	352	6,791	5,846	0.7897
38	San Martín de las Pirámides	67.22	23,021	13,131	9,891	342.4	5,009	0.7771
39	Tecámac	157.34	333,552	327,590	5,962	2,120	7,379	0.8082
40	Temamatla	28.95	11,152	5,600	5,552	385.2	5,780	0.7934
41	Temascalapa	163.80	36,200	29,324	6,876	221	4,709	0.7504
42	Tenango del Aire	37.77	10,273	5,463	4,774	272	5,129	0.7723
43	Teoloyucan	53.04	79,121	74,980	4,141	1,492	6,757	0.7960
44	Teotihuacan	83.16	48,975	40,534	8,441	589	5,311	0.7790
45	Tepetlaoxtoc	178.37	27,855	17,856	9,999	156.2	4,495	0.7582

46	Tepetlixpa	42.98	17,288	12,231	5,057	402.2	3,745	0.7409
47	Tepotzotlán	187.82	72,501	63,187	9,314	386	7,609	0.8078
48	Tequixquiac	122.32	33,566	31,766	1,800	274.4	5,021	0.7701
49	Texcoco	432.61	215,444	202,727	12,717	498	6,831	0.8024
50	Tezoyuca	17.46	29,836	26,092	3,744	1,709	5,798	0.7962
51	Tlalmanalco	161.57	45,637	35,704	9,933	282.5	8,362	0.8170
52	Tlalnepantla de Baz	77.17	665,346	665,324	23	8,622	11,422	0.8403
53	Tultepec	27.22	120,915	115,413	5,502	4,442	8,403	0.8142
54	Tultitlán	69.15	508,171	505,675	2,497	7,349	7,019	0.8158
55	Villa del Carbón	306.56	42,072	16,611	25,461	137.2	4,706	0.7142
56	Zumpango	223.95	142,519	124,880	17,639	636.3	6,604	0.7861
57	Cuautitlán Izcalli	109.54	528,743	523,708	5,036	4,827	9,768	0.8419
58	Valle de Chalco Solidaridad	46.53	342,132	341,148	984	7,353	4,644	0.7666
59	Tonanitla	8.47	9,250	6,543	2,708	1,092	-	-
	Estado de México	6,293.23	11,001,757	10,623,213	369,545	1,748	6,397	0.7741
	ZMVM	7,854.93	19,904,360	19,491,494	412,866	2,534	9,639	0.8120

Fuente: Delimitación de la zonas metropolitanas de México realizada por Sedesol, Conapo e INEGI en el año 2004; Anuarios Estadísticas del Distrito Federal, Hidalgo, México y Tlaxcala, 2010, INEGI; y Proyecciones demográficas 2006-2030, GPH. Índice de desarrollo Municipal en México 2000-2005, publicado por la oficina para el desarrollo Humano PNUD-México. *IPC- Ingreso Per cápita anual en dólares americanos

3.3.1 Pobreza y rezago social municipal en la ZMVM

En este apartado se presenta a nivel municipal y delegacional, los siguientes datos socioeconómicos relevantes:

3.3.2 Cobertura de alcantarillado

Se refiere a los habitantes que residen en viviendas particulares, cuya vivienda cuenta con un desagüe conectado a la red pública de alcantarillado, a una fosa séptica, a un río, lago o mar, o a una barranca o grieta.

3.3.3 La Población Económicamente Activa (PEA)

Se refiere a la población total que participa en la producción económica y se puede considerar como la suma de todas las personas de 12 años que desempeñan una ocupación, o bien, si no la tienen, la buscan activamente.

3.3.4 Índice de marginación

Permite discriminar a municipios y delegaciones según el impacto global de carencias que padece la población como resultado de la falta de acceso a la educación primaria, la residencia en viviendas inadecuadas, la percepción de ingresos monetarios bajos y las derivadas de la residencia en localidades pequeñas, aisladas y dispersas, como puede ser la falta de servicios de salud, equipamientos e infraestructura adecuada, lo cual conforma una precaria estructura de oportunidades que obstruyen el pleno desarrollo de las potencialidades humanas.

El índice de marginación presenta los siguientes intervalos, en donde un **grado de marginación** “Muy Bajo” representa acceso cómodo a los servicios, mientras que “Muy Alto” grado de marginación significa graves carencias en el municipio.

Tabla 4 Estratificación del índice de marginación municipal 2005

Grado de marginación	Límite de intervalos	
	Inferior	Superior
Muy bajo	-2.36620	-1.22193
Bajo	-1.22193	-0.6498
Medio	-0.64980	-0.07767
Alto	-0.07767	1.06659
Muy alto	1.06659	4.49835

Fuente: *Índices de Marginación 2005, Anexo C, Metodología de estimación del índice de marginación, Conapo.2010*

Tabla 5 Información básica municipal de la ZMVM (parte II)

No.	Municipio/ Delegación	Cobertura de agua potable (%)	Cobertura de Alcantarillado (%)	PEA (hab)	Índice de marginación	Grado de marginación
1	Azcapotzalco	98.80	98.59	186,766	-1.764695	Muy bajo
2	Coyoacán	98.72	98.54	287,911	-1.791962	Muy bajo
3	Cuajimalpa de Morelos	97.01	97.98	61,752	-1.541918	Muy bajo
4	Gustavo A. Madero	98.88	98.64	506,521	-1.633991	Muy bajo
5	Iztacalco	99.08	99.03	175,618	-1.658785	Muy bajo
6	Iztapalapa	98.38	98.95	716,950	-1.467655	Muy bajo

7	Magdalena Contreras, La	95.84	97.64	93,493	-1.533964	Muy bajo
8	Milpa Alta	91.28	96.61	36,108	-1.000275	Muy bajo
9	Álvaro Obregón	97.91	98.48	294,720	-1.63062	Muy bajo
10	Tláhuac	98.38	98.94	114,868	-1.463007	Muy bajo
11	Tlalpan	89.92	98.15	248,599	-1.519957	Muy bajo
12	Xochimilco	92.74	97.30	148,535	-1.32419	Muy bajo
13	Benito Juárez	99.04	98.82	177,287	-1.959628	Muy bajo
14	Cuauhtémoc	99.02	98.73	237,117	-1.62056	Muy bajo
15	Miguel Hidalgo	99.35	99.23	160,675	-1.782134	Muy bajo
16	Venustiano Carranza	98.96	98.74	196,107	-1.59815	Muy bajo
Distrito Federal		97.98	98.59	3,643,027		
1	Tizayuca	98.42	96.33	17,498	-1.276343	Muy bajo
Estado de Hidalgo		98.42	96.33	17,498		
1	Acolman	93.45	97.08	20,877	-1.230476	Muy bajo
2	Amecameca	98.78	92.70	14,922	-0.8509179	Muy bajo
3	Apaxco	96.87	94.88	8,200	-1.057369	Muy bajo
4	Atenco	81.10	97.36	11,671	-0.885493	Muy bajo
5	Atizapán de Zaragoza	98.91	98.92	177,171	-1.509012	Muy bajo
6	Atlauta	83.36	85.0		-0.2428553	Bajo
7	Axapusco	98.36	86.21	6,143	-0.6720034	Bajo
8	Ayapango	96.79	92.46	1,975	-0.7504102	Muy bajo
9	Coacalco de Berriozábal	99.17	99.23	92,529	-1.734682	Muy bajo
10	Cocotitlán	95.51	97.69	3,619	-1.096925	Muy bajo
11	Coyotepec	95.87	90.94	11,349	-0.8436905	Muy bajo
12	Cuautitlán	99.18	97.88	27,095	-1.450868	Muy bajo
13	Chalco	93.31	94.25	69,382	-0.8217015	Muy bajo
14	Chiautla	94.34	97.04	7,050	-1.036978	Muy bajo
15	Chicoloapan	83.35	98.81	27,801	-1.009961	Muy bajo
16	Chinconcuac	98.23	97.86	6,295	-1.072963	Muy bajo

17	Chimalhuacán	91.09	96.37	165,814	-0.788205	Muy bajo
18	Ecatepec de Morelos	94.96	98.46	591,262	-1.308012	Muy bajo
19	Ecatzingo	84.19	70.12		0.1869935	Medio
20	Huehueteca	96.85	97.21	13,093	-1.266166	Muy bajo
21	Hueyoxtla	99.22	80.48	10,478	-0.4386224	Bajo
22	Huixquilucan	91.63	94.52	73,559	-1.185634	Muy bajo
23	Isidro Fabela	98.27	70.25	2,642	-0.3785725	Bajo
24	Ixtapaluca	93.76	96.92	97,583	-1.209846	Muy bajo
25	Jaltenco	99.86	99.37	11,406	-1.537337	Muy bajo
26	Jilotzingo	98.44	86.86	5,212	-0.7787366	Muy bajo
27	Juchitepec	91.76	94.89		-0.521681	Bajo
28	Melchor Ocampo	89.76	97.17	13,201	-1.14401	Muy bajo
29	Naucalpan de Juárez	97.57	97.90	337,452	-1.371831	Muy bajo
30	Nezahualcóyotl	99.09	99.27	478,479	-1.442868	Muy bajo
31	Nextlalpan	88.71	94.64	6,662	-0.8294505	Muy bajo
32	Nicolás Romero	93.85	95.99	93,377	-1.118939	Muy bajo
33	Nopaltepec	98.82	86.59	2,490	-0.795809	Muy bajo
34	Otumba	94.59	88.10	9,290	-0.6565658	Bajo
35	Ozumba	81.19	88.62		-0.5883023	Bajo
36	Papalotla	98.59	97.58	1,225	-1.077989	Muy bajo
37	Paz, La	88.66	95.64	76,388	-1.030042	Muy bajo
38	San Martín de las Pirámides	95.30	91.81	6,797	-0.9321003	Muy bajo
39	Tecámac	97.75	98.97	59,932	-1.263564	Muy bajo
40	Temamatla	89.18	96.13	2,950	-0.9849904	Muy bajo
41	Temascalapa	92.13	88.52	9,348	-0.6661382	Bajo
42	Tenango del Aire	97.60	97.42	2,967	-0.9874572	Muy bajo
43	Teoloyucan	97.31	94.38	22,684	-1.077099	Muy bajo
44	Teotihuacán	90.03	96.76	15,446	-1.139488	Muy bajo

45	Tepetlaoxtoc	96.75	90.38	7,2525	-0.9125264	Muy bajo
46	Tepetlixpa	79.07	86.89		-0.4200118	Bajo
47	Tepetzotlán	90.80	92.47	22,523	-1.203406	Muy bajo
48	Tequixquiac	94.60	92.88	9,643	-0.9506973	Muy bajo
49	Texcoco	91.60	95.88	70,586	-1.23316	Muy bajo
50	Tezoyuca	78.26	96.63	6,442	-0.9207405	Muy bajo
51	Tlalmanalco	93.35	96.95	14,478	-1.247265	Muy bajo
52	Tlalnepantla de Baz	97.73	98.23	283,129	-1.500189	Muy bajo
53	Tultepec	98.88	98.47	31,479	-1.224016	Muy bajo
54	Tultitlán	98.57	98.72	153,668	-1.477062	Muy bajo
55	Villa del Carbón	95.41	54.37	10,284	0.1939417	Medio
56	Zumpango	95.33	96.05	33,712	-0.8503401	Muy bajo
57	Cuautitlán Izcalli	97.00	97.88	168,931	-1.61801	Muy bajo
58	Valle de Chalco Solidaridad	98.90	98.07	114,066	-0.9085164	Muy bajo
59	Tonanitla	99.31	97.02	0	-0.9399995	Muy bajo
	Estado de México	95.75	97.55	7,553,891		
	ZMVM	97.38	97.49	11,214,416		Muy bajo

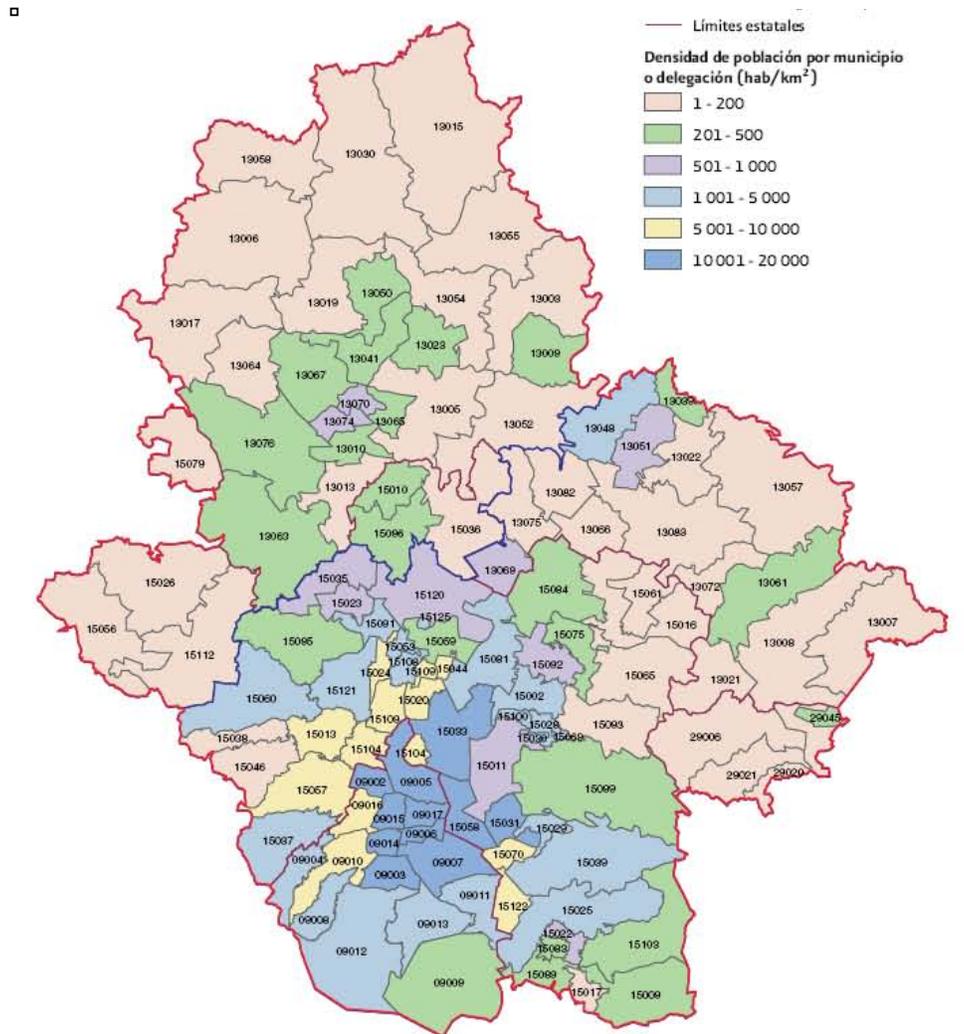


Figura 7 Densidad de población por municipio, 2008 Fuente: Estadísticas del Agua de la Región Hidrológica- Administrativa XIII, Aguas del Valle de México. Edición 2009.

3.4 Infraestructura Hidráulica en la ZMVM

En cuanto a la infraestructura hidráulica, se presentan informes de las principales presas, infraestructura hidro-agrícola, plantas potabilizadoras y de tratamiento de aguas residuales municipales e industriales. El capítulo concluye con las coberturas de agua potable, alcantarillado y saneamiento y una breve descripción de los principales sistemas de abastecimiento de agua potable a la Zona Metropolitana del Valle de México.

La infraestructura hidráulica regional se constituye por: 120 presas, bordos y abrevaderos; 130.7 mil hectáreas con riego; 40 plantas potabilizadoras en operación; 100 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación; 334 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación; y 533 kilómetros de acueductos en los sistemas Cutzamala y PAI. En las siguientes páginas se describe esta infraestructura con mayor detalle.

3.4.1 Presas

De las presas que son operadas en el ámbito del OCAVM, sólo 12 tienen una capacidad de almacenamiento superior a los 20 hectómetros cúbicos, pero en conjunto reúnen el 94.5% de la capacidad de almacenamiento total en la región.

Tabla 6 Numero de Presas en la ZMVM

Entidad Federativa	No. Total de presas	No. De presas operadas por CONAGUA	No. De presas operadas por otro organismo	Capacidad (hm³)
DF	23	2	21	3,306
Hidalgo	41	1	40	464,890
México	50	32	18	945,061
Total	114	35	79	1,413,257

3.4.2 Plantas potabilizadoras

A diciembre de 2008, en la región se tenían 40 plantas potabilizadoras en operación, con una capacidad instalada de 25,518 litros por segundo, mismo que representa el 23% de la capacidad instalada del país.

Tabla 7 Plantas potabilizadoras en la ZMVM

Entidad Federativa	No. Total plantas en operación	Capacidad instalada (L/s)	Caudal potabilizado (L/s)	Población beneficiada
DF	33	3,458	2,231	602,370
Hidalgo	2	200	120	32,400
México	5	21,860	16,743	4,520,610
Total	40	25,518	19,094	5,155,380

La planta potabilizadora más grande en la región y del país, es la de Los Berros, ubicada en la localidad del mismo nombre en el municipio Villa de Allende, estado de México. Esta planta forma parte del Sistema Cutzamala y atiende una parte importante del suministro de agua potable a la Zona Metropolitana de la Ciudad de Toluca y México; dicha planta opera con un proceso avanzado de potabilización y su capacidad instalada es de 20 mil litros por segundo en cinco módulos.

En los últimos tres años el caudal potabilizado en la región ha estado por arriba de los 19 metros cúbicos por segundo. Sin embargo, en el 2008 se tiene una reducción de casi el 6% en el caudal potabilizado en comparación al año 2007.

3.4.3 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR)

Para el tratamiento de aguas residuales municipales, en la región se tienen 100 plantas de tratamiento en operación, las cuales en el año 2010 trataron aproximadamente el equivalente al 11.3% del agua residual generada y colectada en los sistemas municipales de alcantarillado en la región.

Tabla 8 PTAR en la ZMVM

Entidad Federativa	No. Total plantas en operación	Capacidad instalada (L/s)	Caudal tratado (L/s)
---------------------------	---------------------------------------	----------------------------------	-----------------------------

DF	28	6,760	3,430
Hidalgo*	3	208	168
México*	69	4,782	3,375
Total	100	11,750	6,973

En cuanto a los procesos empleados, el sistema de lodos activados se utiliza en el 78% de las plantas de tratamiento de aguas residuales de origen municipal, seguido por reactores del tipo UASB con 11% y fosas sépticas con el 5%.

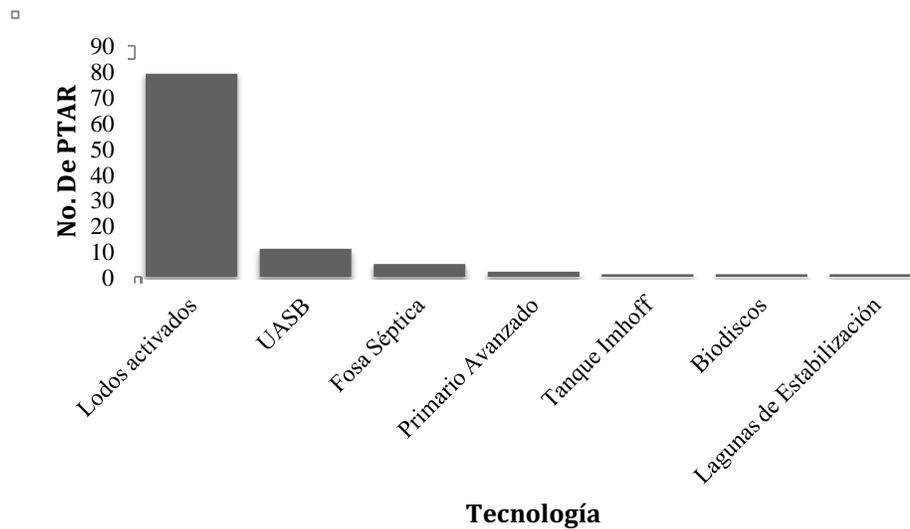


Figura 8 Distribución de tecnologías en la ZMVM

De las 100 plantas (Figura 10) de tratamiento en operación, destacan 22 por tener una capacidad instalada igual o mayor a 100 litros por segundo, sin embargo la mayoría de ellas operan muy por debajo de lo diseñado. En el año 2010, estas plantas trataron aproximadamente el 61% del caudal total tratado ese año.

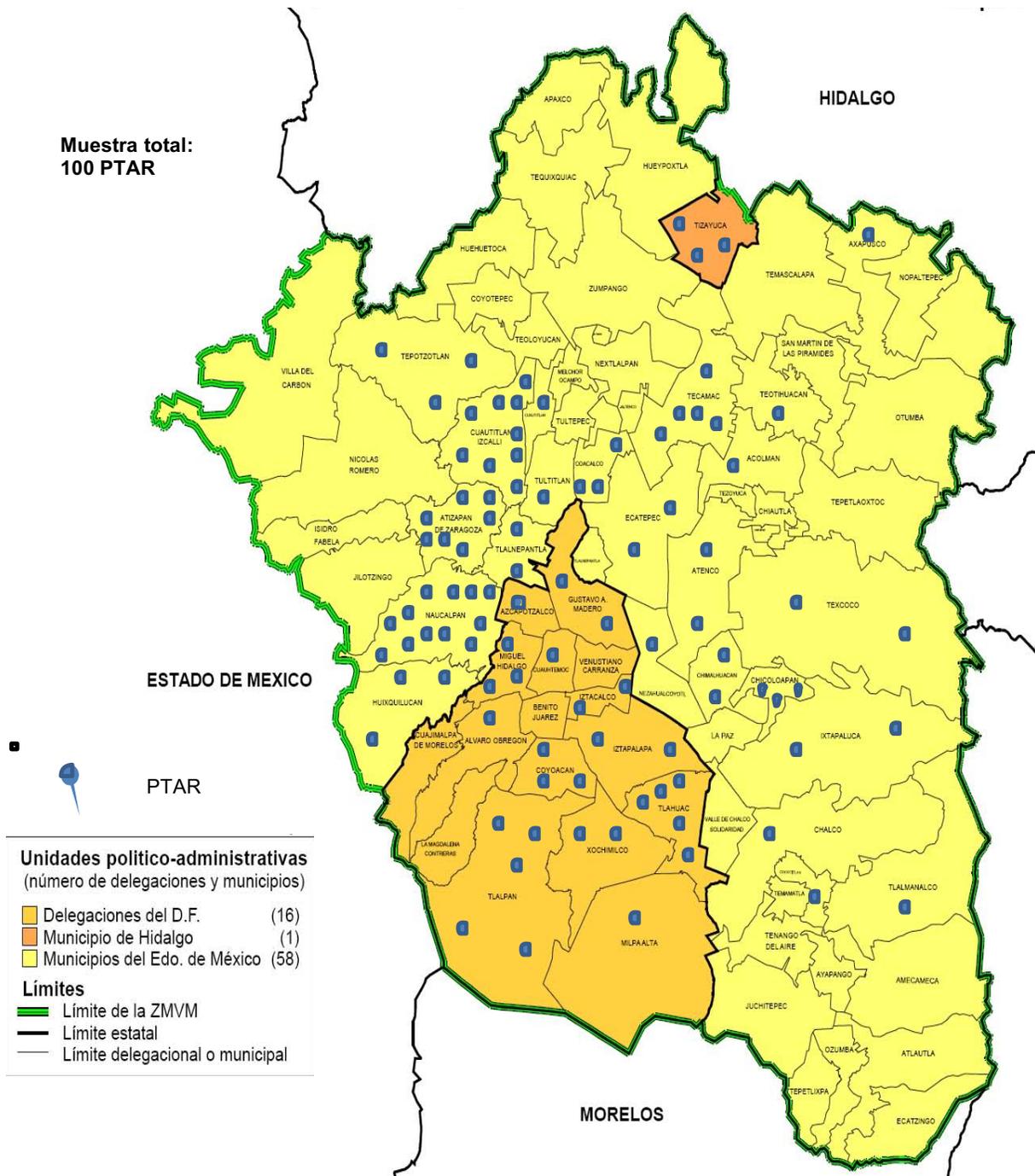


Figura 9 Localización de las PTAR en la ZMVM

3.4.4 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (PTARI)

Para el tratamiento de aguas residuales industriales en la región, en el año 2008 se registraron 334 plantas en operación, las cuales operaron con una eficiencia global de 69.2%. En el año

2008 se tuvo un incremento del caudal tratado del 6% en comparación al año 2006, año en donde se tenía el mayor caudal tratado desde el año 2002.

Tabla 9 PTAR industriales en la ZMVM

Entidad Federativa	No. Total plantas en operación	Capacidad instalada (L/s)	Caudal tratado (L/s)
DF	140	447.26	441.85
Hidalgo*	39	1,651.22	1018.82
México*	150	2,444.43	1,678.46
Total	329	4,542.89	3,139.13

Respecto a los niveles de tratamiento empleados en las plantas que operaron en el año 2008, los más usados fueron el nivel de tratamiento primario y el secundario (Tratamiento primario: cribado, neutralización, coagulación-floculación, sedimentación, filtración, floculación, desarenado y desaceitado; tratamiento secundario: biológicos, lodos activados, filtros percoladores, lagunas y digestión anaerobia; tratamiento terciario: oxidación, reducción, desinfección, precipitación química, ósmosis inversa, ultrafiltración, electrodiálisis, adsorción con carbón activo, incineración y electroquímicos).

De las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación, sólo nueve de ellas tienen una capacidad instalada superior a los 100 litros por segundo. En conjunto, estas plantas en 2008 trataron el 71% del caudal total tratado ese año.

3.4.5 Drenaje y Alcantarillado

En el año 2008, los sistemas de alcantarillado y drenaje de la región XIII recolectaron un caudal promedio de 59 metros cúbicos por segundo, de los cuales el 96% provienen de la Zona Metropolitana del Valle de México. A partir de 1975 inició la operación de uno de los componentes más importantes del sistema de desagüe de la Ciudad de México, el Sistema de Drenaje Profundo, el cual permite el desalojo de las aguas residuales y pluviales de la Ciudad de México y algunos municipios conurbados, por medio de túneles colocados a una gran profundidad hacia el estado de Hidalgo.

Tabla 10 Principales características del drenaje y alcantarillado en la ZMVM

Red primaria	2,087 km
Red secundaria	10,237 km
Colectores marginales	145 km
Plantas de bombeo urbanas	91
Capacidad instalada de plantas de bombeo	670 m ³ /s
Plantas de almacenamiento del sistema general del desagüe	20
Capacidad de almacenamiento de presas	3.32 hm ³
Cauces a cielo abierto	133.3 m ³ /s
Cauces entubados	49.3 km
Lagunas y lagos de regulación	13
Capacidad de almacenamiento de lagunas y lagos	12.08 hm ³
Longitud total del drenaje profundo	166 km
Estaciones puvliográficas en tiempo real	78

3.5 Selección de casos de estudio

Para la selección de casos de estudio se decidió seleccionar tres municipios de la ZMVM, dos de ellos que contaran con PTAR y uno más que no tuviese. El criterio para seleccionar solo tres municipios fue de carácter económico y de tiempo, sin embargo como se muestra más adelante se trató de considerar una muestra que fuese representativa de la región. La zona de estudio comprendió un total de 59 municipios del Estado de México, 1 municipio del estado de Hidalgo y 16 delegaciones del Distrito Federal, componiendo una muestra total de 76 municipios.

Se siguieron los siguientes pasos para la selección de municipios:

- Una vez decido cuantos municipios se seleccionarían, se analizaron un total de 17 variables, demográficas, territoriales, sociales, económicas, técnicas y de gestión.
- Se conformaron grupos que tuvieran con variables semejantes

- Se descartaron, como primer criterio de corte, a los municipios que no contaran con PTAR.
- Se generaron dos grandes grupos, grupo 1 municipios con PTAR y grupo 2 municipio sin PTAR.
- Posteriormente del grupo 1 se conformaron sub-grupos diferenciados por la tecnología de las PTAR en estos municipios y el caudal tratado.
- Se realizó estadística descriptiva básica a cada uno de municipios contemplados en el grupo 1. Se utilizó la media como variable de selección de grupos.
- Después se agruparon municipios con medias similares y que contaran con tecnología de lodos activados y caudales por debajo de los 25 l/s. Esto para que las tecnologías fueran representativas de la región.
- Finalmente de los sub-grupos seleccionados se seleccionaron dos, ambos de tecnología de lodos activados, con caudal de 20 l/s y variables semejantes entre ellos, siendo la única diferencia el organismo operador, por un lado la PTAR A se encuentra ubicada en Azcapotzalco y la opera un organismo Estatal (Sistema de Aguas de la Ciudad de México) y por otro lado la PTAR B que se localiza en el municipio de Naucalpan en el Estado de México, finalmente se seleccionó a la delegación Venustiano Carranza como municipio que no cuenta con PTAR pero que cuenta con criterios semejantes a Azcapotzalco y Naucalpán. La selección de este tercer municipio es para contrastar e identificar los impactos asociados a no tratar el agua residual en el municipio.

Tabla 11 Variables de los municipios seleccionados

Municipio o delegación/Variable	Azcapotzalco	Naucalpan	Venustiano Carranza
Superficie (km ²)	33.54	156.63	33.77
Población total 2008 (hab)	420057	804436	440330

Población Urbana	420057	788428	440330
Población Rural (hab)	0	16008	0
Densidad de población (hab/km ²)	12524	5136	13039
Ingreso per cápita anual en dólares	12729	12914	12110
Cobertura de agua potable (%)	98.8	97.57	98.96
Cobertura de alcantarillado (%)	98.59	97.9	98.74
Población Económicamente Activa (Hab)	186766	337452	196107
Índice de Desarrollo Humano	0.8523	0.8379	0.847
Índice de marginación	-1.764695	-1.371831	-1.59815
Grado de marginación	Muy bajo	Muy bajo	Muy bajo
PTAR	UH El rosario	Naucali	No
Tecnología	Lodos activados	Lodos activados	
Caudal tratado (l/s)	22	20	
Cuerpo receptor/ reuso	Riego de áreas verdes, llenado del lago parque Tezozomoc	Riego de áreas verdes	

Operador	Sistema de Aguas de la Ciudad de México	Organismo de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento	
----------	---	--	--

3.6 Consideraciones para la selección de los casos de estudio.

Debido a la falta de interés por parte de las autoridades capitalinas en específico del Sistema de Aguas de la Ciudad de México y por ende la falta de datos, se decidió solo tomar como caso de estudio el municipio de Naucalpan en donde la planta seleccionada fue la PTAR “Parque Naucalli”. Además, para complementar el estudio se seleccionó la delegación Iztapalapa por su diversidad social, demográfica y los problemas de agua que se le asocian, en este caso se optó por la PTAR llamada “Cerro de la Estrella”. También se tomó la decisión de seleccionar un municipio rural, para ver las coincidencias y diferencias que existen contra un municipio urbano, por lo que selecciono el municipio de Tepalcingo ubicado en el estado de Morelos, la selección de este último fue por el apoyo de la empresa constructora de la PTAR para brindar los datos necesarios para llevar a cabo esta investigación.

Estas tecnologías seleccionadas se sustentan debido a que el sistema de lodos activados corresponde al proceso que más caudal trata en México (Noyola et al., 2012); el sistema de UASB ha observado un incremento reciente en cuanto al número de plantas construidas (CONAGUA, 2014), además de la importancia de los caudales tratados; en cuanto a los humedales (wetlands), se consideran por ser una opción para las poblaciones medias y semi-rurales, debido a sus bajos costos de operación y mantenimiento y además tienen la ventaja de producir un efluente con muy pocos nutrientes.

CAPÍTULO 4

4 Análisis de Ciclo de Vida Social (ACVS)

En este capítulo se presenta el concepto de ACVS y una propuesta metodológica para su aplicación a dos de los tres casos de estudio descritos en el capítulo 3.

4.1 Introducción

El tema del Desarrollo Sostenible ha creado debates en todos los ámbitos intelectuales alrededor del mundo; impulsando a los científicos a crear métodos para evaluar los impactos ambientales, sociales y económicos. Esto ha despertado gran interés por la inclusión de aspectos sociales en la evaluación del ciclo de vida de los productos, llevando al ACV a un enfoque más profundo e integral: el Análisis de Ciclo de Vida Social (ACV-S).

En 2009, la UNEP publicó las Directrices para el Análisis de Ciclo de Vida Social de Productos, en donde se describe el esquema o procedimiento que debe seguirse para iniciar con los estudios de los ACV-S; actualmente no existe una metodología que integre y asocie los datos cualitativos para su manejo cuantitativo; inventarios de impactos sociales, ni datos para la elaboración de ACV-Sociales, es decir, las Directrices solo ofrecen un panorama general del camino que habrá de seguirse para el desarrollo de éstos.

El Análisis de Ciclo de Vida Social pretende evaluar los impactos sociales y socio-económicos de todas las etapas del ciclo de vida del producto, de la cuna a la tumba. Considerando todo lo relacionado con la extracción de recursos, transformación, fabricación, ensamblaje, comercialización, venta, uso, reciclado y eliminación, entre otros, los cuales pueden ser identificados durante la construcción, el uso y operación del sistema del producto.

Se ha iniciado la tarea, la experiencia con ACV-S se encuentra en crecimiento y se está desarrollando para incluir una gran cantidad de impactos, que van desde los impactos directos sobre los trabajadores hasta las consecuencias más amplias en la sociedad, UNEP, 2009.

4.2 Impactos sociales desde el enfoque de ciclo de vida

Los impactos sociales son considerados en ACVS como consecuencia de presiones positivas o negativas al final de los procesos (es decir, el bienestar de los interesados). Los impactos sociales son entendidos como consecuencias de las relaciones sociales (interacciones) en el contexto de una actividad (producción, consumo o eliminación), generados por ella, por medidas preventivas, correctivas o por medidas adoptados por los grupos de interés. De acuerdo con las directrices de ACVS, referirse a las causas de los impactos sociales, implica tres dimensiones (UNEP, 2009):

- Comportamientos: Son los impactos sociales causados por un comportamiento específico por una decisión. Por ejemplo, prohibir a los empleados formar sindicatos o el trabajo infantil.
- Procesos socio-económicos: los impactos sociales son el efecto final de las decisiones socio-económicas a nivel macro y micro. Por ejemplo, una decisión en el sector de la construcción de infraestructura en una comunidad.
- Capitales: (humanos, sociales, culturales): los impactos sociales se relacionan con el contexto original, con los atributos que posee un individuo, un grupo o una sociedad. Por ejemplo, nivel de educación. Pueden ser positivos o negativos.

Estas tres dimensiones no son exclusivas y tienen relaciones dinámicas: los procesos socio-económicos tienen efectos sobre el comportamiento que también pueden tener sus raíces en los atributos que posee un individuo o un grupo. Por ejemplo, la presión para mantener precios bajos en algún producto (proceso socio-económico) puede provocar que los proveedores ilegalmente permitan el trabajo infantil (comportamiento), lo cual, puede ser una práctica aceptada en una sociedad dada, debido a la pobreza (capital).

Los impactos sociales son percibidos como impactos complejos, ya que son el resultado de las relaciones y éstas siempre son subjetivas y en función de diferentes factores como la política, la economía, la ética, la psicología, la cultura, los asuntos legales, etc.

4.3 Objetivo y alcance.

El primer paso del ACV-S tiene como objetivo describir el estudio. ¿Por qué se está llevando a cabo un ACV-S? ¿Cuál es el destino? ¿Quién usará los resultados? ¿Qué es lo que queremos evaluar? La definición del objetivo tiene que estar claramente especificada, para cumplir con el uso previsto del estudio.

Dependiendo de la aplicación prevista y las razones para la que se haya realizado el estudio, pueden ser incluidos por la organización que lleva a cabo el estudio: el público interesado, los sindicatos y representantes de los trabajadores, los consumidores, gobiernos, las organizaciones no gubernamentales, organizaciones intergubernamentales, accionistas, diseñadores de productos, entre otros.

La descripción de la aplicación y las razones del estudio deben ser dadas a conocer a los recolectores de datos, para que se obtengan los resultados que satisfagan al objetivo de dicho estudio.

El segundo paso es definir el alcance, en esta sección debe especificarse la función del producto y la unidad funcional, así mismo se determina la amplitud y profundidad del estudio a realizar. En el alcance, también se establecen los límites del sistema hechos en el ciclo de vida del producto y se detalla un plan de recopilación de datos, especificando qué datos serán colectados sobre cada una de las categorías de impacto, y finalmente se deben identificar los grupos de interés involucrados en cada categoría.

ISO 14040 (2006) especifica: "El alcance deberá ser lo suficientemente bien definido para asegurar que la amplitud, profundidad y detalle del estudio, son compatibles y suficientes para hacer frente al objetivo establecido".

Los puntos críticos o 'hotspots', se definen como procesos unitarios localizados en una región donde se produce una situación que puede ser considerada como un problema, un riesgo o una oportunidad, en relación con un tema social de interés. El tema social de interés representa los aspectos que se consideran una amenaza al bienestar social o que pueden contribuir a su desarrollo futuro.

4.4 Unidad funcional

Así como se define la unidad funcional en un ACV ambiental, es necesario definir la unidad funcional en un ACV social, siendo el marco para ello la norma ISO 14044, (2006): "El ámbito de aplicación deberán especificar claramente las funciones (las características de rendimiento) del sistema en estudio.", en este caso la unidad funcional es el papel que juega el producto para sus consumidores.

La especificación de la unidad funcional y los flujos de referencia son esenciales para construir y modelar el sistema del producto, con el cual se identifican los lugares y los grupos de interés involucrados.

4.5 Límites del sistema

Los límites del sistema se refieren a la determinación de cuales procesos unitarios deberán ser incluidos en el sistema que está siendo evaluado. ¿Cuál es el sistema del producto que será explicado y el procedimiento por el cual debe ser definido dentro del ACV-S?

Para el ACV-S pueden utilizarse los mismos límites establecidos en el ACV-A, sin embargo, debe tenerse cuidado en los análisis consecuenciales, (UNEP, 2009) ya que las actividades que pueden ser consecuencias importantes surgen como resultado de una acción o decisión que puede diferir entre ambos.

4.6 Categorías y subcategorías

El propósito de la clasificación en categorías de impacto es para apoyar la identificación de los grupos de interés, clasificar los indicadores de las subcategorías dentro de los grupos que tienen los mismos impactos, y apoyar la evaluación del impacto y la interpretación de los mismos. Las categorías de impacto preferentemente debe reflejar clasificaciones internacionalmente reconocidas o las normas (como la declaración de la ONU sobre los derechos económicos, sociales y culturales - Consejo Económico y Social, entre otros) y/o el resultado de un multiproceso entre los grupos de interés.

La figura 11 se ilustra el marco de referencia de evaluación de las categorías.

Cada una de las etapas del ciclo de vida (y sus procesos unitarios) se pueden asociar con ubicaciones geográficas, donde uno o más de estos procesos se llevan a cabo (minas, fábricas, carreteras, ferrocarriles, puertos, tiendas, oficinas, empresas de reciclaje, disposición de residuos, etc.). En cada una de estas zonas geográficas, los impactos sociales y socio-económico, se pueden observar en cinco categorías principales:

- Trabajadores / empleados;
- Comunidad local;
- Sociedad (nacional y mundial);
- Consumidores (que abarca los consumidores finales, así como los consumidores que forman parte de cada paso de la cadena de suministro), y;
- Actores de la cadena de valor.

<u>Stakeholders</u>	Categorías de impacto	Sub-Categorías	Indicadores	Inventario
Trabajadores	<ul style="list-style-type: none"> •Derechos humanos •Condiciones laborales •Salud y seguridad •Herencia cultural •Gobernanza •Repercusiones socio-económicas 	■	—	—
Comunidad local		■	—	—
Sociedad		■	—	—
Consumidores		■	—	—
Cadena de valor(proveedores)		■	—	—

Figura 10 Sistema de Evaluación de categorías a unidad de medida. Adaptado de Benoit et al, 2007

Un grupo de interés es un conjunto de actores que se espera tengan intereses comunes, debido a su relación con el producto investigado. Estos proporcionan una base amplia para la articulación de las subcategorías. Los involucrados propuestos son las partes interesadas que se consideran el principal grupo de categorías potencialmente afectados por el ciclo de vida de un producto. Sin embargo se pueden adicionar más grupos de interés (ONGs, autoridades públicas o estatales, etc.) o diferenciar con más detalle a los subgrupos (gestión, proveedores, socios comerciales, etc.). Al generar más detalle en las categorías y subcategorías se pueden identificar situaciones más específicas en el ciclo de vida del producto.

4.6.1 Subcategorías

El propósito de la clasificación de las categorías de impacto es apoyar a las subcategorías obtenidas; las categorías de impacto han sido definidas en concordancia a los acuerdos internacionales (convenciones, tratados, etc.), teniendo en cuenta las mejores prácticas internacionales como: iniciativas corporativas de Responsabilidad Social, el modelo del marco jurídico o la evaluación documental sobre impactos sociales. (Figura 11).

4.7 Análisis del inventario de ciclo de vida

El inventario de un ACV es la fase en donde se colectan o recogen los datos, los sistemas se modelan y se obtienen los resultados;

La fase de inventario consiste básicamente en las siguientes acciones:

- La recolección de datos (priorizar e investigar, usando datos genéricos y evaluando los puntos críticos).
- Preparación para la recolección principal de datos (crear un plan y las herramientas para la recolección de los mismos).
- Recolección principal de datos (acción, sitios específicos de evaluación).
- Caracterización de los datos necesarios para la evaluación de impactos.
- Validación de datos.
- Redefinir los límites del sistema.
- Agregación de datos (solo si aplica).

Tabla 12 Grupos de interés y Subcategorías desarrolladas en las directrices de ACVS

GRUPO DE INTERÉS (STAKEHOLDERS)	SUBCATEGORÍA DE IMPACTO
TRABAJADORES	Libertad de asociación y negociación colectiva
	Trabajo Infantil
	Salario Justo
	Horas de Trabajo
	Trabajo forzoso
	Igualdad de oportunidades

	Discriminación
	Salud y Seguridad
	Beneficios Sociales / Seguridad Social
CONSUMIDORES	Salud y Seguridad
	Mecanismo de retroalimentación
	Privacidad del Consumidor
	Transparencia
	Responsabilidad del fin de vida
COMUNIDAD LOCAL	Acceso a los recursos materiales
	Acceso a los recursos inmateriales
	Deslocalización y Migración
	Patrimonio Cultural
	Condiciones de vida saludables y seguras
	Respeto de los derechos indígenas
	Participación de la comunidad
	Empleo local
	Asegurar condiciones de vida
SOCIEDAD	Compromiso público con temas de sostenibilidad
	Contribución al desarrollo económico
	Prevención y mitigación de los conflictos armados
	Desarrollo tecnológico
	Corrupción
CADENA DE VALOR	Competencia Justa
	Promover la responsabilidad social
	Relaciones con los proveedores
	Respeto de los derechos de propiedad intelectual

4.8 Evaluación de impactos

En esta fase del ACV-S lo que se pretende lograr es la clasificación, agregación y caracterización de los datos de acuerdo a la función de los puntos de referencia proyectados.

La evaluación del impacto consiste en un conjunto de acciones que sirven para:

- Seleccionar las categorías de impacto y subcategorías, los métodos de caracterización y modelos;
- Relacionar los datos del inventario a determinadas categorías y subcategorías de impacto (clasificación);
- Determinar y/o calcular los resultados para los indicadores (caracterización).

Las categorías de impacto son agrupaciones lógicas de los resultados de un ACV, entonces, las categorías (grupos de interés) y subcategorías son la base para construir el ACV-S; deben corresponder al objetivo y alcance del estudio y representar los temas sociales de interés que fueron expresada con respecto a los grupos afectados, pueden cubrir aspectos como los derechos humanos, la salud y seguridad, condiciones de trabajo, repercusiones socio-económicas, patrimonio cultural y la gobernanza.

La evaluación se realiza siguiendo los lineamientos de la ISO14044 (2006). Sin embargo, existe una necesidad importante de investigación sobre la elaboración de mecanismos sociales y socio-económicos; las metodologías de evaluación de impacto sociales en ACV están en una fase de desarrollo y el ACV-S es un campo abierto para investigaciones futuras.

4.9 Interpretación

En la fase de interpretación hay que tener en cuenta todas las partes del estudio, y consisten principalmente en la:

- Identificación de los temas importantes (limitaciones, suposiciones, etc.);
- Evaluación del estudio (que incluye consideraciones de integridad y coherencia);
- Nivel de compromiso con las partes interesadas;
- Conclusiones, recomendaciones e informes.

Es importante que las conclusiones tengan coherencia con el objetivo y alcance del estudio, así mismo la notificación debe ser totalmente transparente, es decir, que se identifican todos los supuestos, las relaciones y las elecciones realizadas.

4.10 Propuesta metodológica

En esta sección se desarrolla una propuesta metodológica para la evaluación de los impactos sociales en las PTARs y se lleva a cabo su aplicación dos PTAR, una en zona urbana y otra en zona rural, correspondientes a Naucalpan y Tepalcingo, respectivamente.

El procedimiento que se realizó para la propuesta metodológica, incluye los siguientes pasos: 1) definición de objetivo y alcance, 2) desarrollo de criterios de evaluación 3) recopilación de datos 4) criterios de puntuación de los indicadores seleccionados e 5) interpretación.

4.10.1 Definición de objetivo y alcance

El objetivo debe indicar el uso previsto, el propósito y las razones para llevar a cabo el estudio. El ámbito de aplicación debe estar suficientemente bien definido para asegurar que la profundidad y el detalle del estudio sean compatibles para abordar el objetivo declarado. El alcance incluye la descripción de las instalaciones, el sistema de gestión y los límites geográficos, técnicos a evaluar.

En este trabajo el objetivo es desarrollar una metodología de evaluación para analizar los impactos sociales e institucionales de dos PTAR en México, mientras que el alcance se limita a la operación y la reutilización de las aguas tratadas de dos instalaciones; Naucalpan y Tepalcingo, ubicados en una zona urbana y rural, respectivamente. La etiqueta urbana y rural está determinada de acuerdo al Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2012) en donde se establecen no solo criterios cuantitativos para determinar si una región es urbana o rural, si no que utilizan factores cualitativos tales como; índice de urbanización, marginalidad, desarrollo económico.

4.10.2 Desarrollo de criterios de evaluación

El propósito de la etapa de evaluación de criterios es establecer un mecanismo para determinar y traducir el objetivo identificado en el paso 1 en un conjunto de principios que sirven para seleccionar los grupos de interés involucrados y los indicadores de desempeño de cada grupo de interés evaluado. Este paso también se muestra el proceso para establecer el

enfoque puntuación, con el fin de asignar valores cuantitativos para los indicadores evaluados.

4.10.2.1 Selección de grupos de interés e indicadores de desempeño

Para esta sección los grupos de interés y los indicadores de desempeño fueron seleccionados de acuerdo a los factores que afectan la gestión de una PTAR (Figura 2.) Los indicadores seleccionados pertenecen a dos (social y gestión) de los cuatro factores clave (técnicos, social, económica y de gestión) en aguas residuales mencionado por la OMS (2000); Balkema et al. (2002) y Al-Sa'ed y Mubarak (2006). En referencia a los factores sociales, las directrices de la UNEP / SETAC 2009 se consideraron para establecer los grupos de interés. Se seleccionaron veinte seis indicadores, de acuerdo con la relevancia e importancia de las PTAR y se categorizaron y clasificaron de acuerdo a los grupos de interés divididos como: trabajadores con diez indicadores, los consumidores con cinco indicadores, la comunidad local y la sociedad con ocho indicadores y cadena de suministro con tres Indicadores, estos indicadores fueron sugeridos por las directrices de ACVS (UNEP, 2009) y complementados con lo reportado por la OMS (2000) y Al-Sa'ed y Mubarak (2006) que desarrollaron un grupo de baterías de indicadores específicamente para sistemas de agua y saneamiento.

4.10.2.2 Definición del enfoque de puntuación

El sistema de puntuación se realiza utilizando puntos de referencia de rendimiento que son valores objetivo para los indicadores que se especifican en las directrices del PNUMA (UNEP 2009). Este modelo de evaluación social fue introducido por Ciroth y Franze (2011) con la motivación de hacer la evaluación coherente, transparente y reproducible. Los valores objetivos pueden ser cualitativos o cuantitativos; los indicadores cualitativos deben tener puntos de referencia cualitativos, mientras que los indicadores cuantitativos deben tener los cuantitativos. Este enfoque se define de una manera que permita una clara evaluación de cada indicador dentro de las subcategorías, usando una escala de cuatro niveles (0 a 4). La forma de obtener los valores de cada indicador se explica en la sección 4.10.4.

4.10.3 Recopilación de datos

La etapa de recolección de datos consiste en un proceso para la obtención de datos en bruto y su transformación en información útil para la metodología propuesta y resumida por grupos de interés, este proceso está influenciado por la estrategia de recolección de datos, el tipo de variable y precisión requerida.

Para la obtención de la información se pueden realizar entrevistas o cuestionarios con los trabajadores, patrones, comunidad, etc.; es importante que los datos que se obtienen sean validados, y la validación puede realizarse con investigación y análisis documental, análisis estadístico, entre otras. Por ejemplo, si en México los trabajadores refieren ciertas situaciones laborales, se deben corroborar con el patrón; con los organismos reguladores del trabajo Secretaría del Trabajo y Previsión Social en México, Junta de Conciliación y Arbitraje, con las instituciones de Salud (IMSS, ISSSTE, ISSEMyM,.), INEGI.

De la misma manera si la organización declara que se tienen ciertas acciones con la comunidad, esta información deberá ser validada con la comunidad. Para este caso se pueden utilizar entrevistas, encuesta o grupos focales, principalmente.

En las instituciones u organizaciones se pueden utilizar diferentes técnicas, como el socio análisis; en el caso de analizar discursos políticos se puede utilizar el análisis de discurso.

Cualquier técnica que se utilice para la recolección y análisis de la información puede ser aceptable, siempre y cuando se utilice de la manera correcta, diseñando la formulación de las preguntas y/o variables de una forma clara y concisa, definiendo la muestra de estudio correctamente, validando acertadamente los datos obtenidos e interpretándolos de una manera objetiva; con la finalidad de que la información obtenida sea confiable y responda a los cuestionamientos hechos inicialmente.

Para la aplicación de la metodología propuesta la información proviene de tres fuentes principales: la observación directa, entrevistas directas y cuestionarios.

El tamaño de la muestra se determinó sobre la base de viabilidad según un análisis estadístico básico (media, mediana, moda y desviación estándar). La observación directa se realizó en cuatro visitas de campo, las entrevistas se aplicaron a (todos) cada trabajador y gerente o responsable de las PTAR (10 para las zona urbana y 5 para la zona rural). Los cuestionarios

se aplicaron a 300 personas, 200 para la región urbana y 100 para la rural. Y con respecto a los consumidores del agua residual tratada (15 para la zona urbana y 30 para la instalación rural), así como los proveedores de las PTAR (3 proveedores), en ambos casos también se aplicaron cuestionarios. En el caso de la comunidad las personas fueron seleccionados al azar de la población total de los dos municipios estudiados, los cuestionarios fueron desarrollados teniendo en cuenta dos de los cuatro factores que influyen en la operación de una PTAR: factores sociales y de gestión (Figura 12). Los cuestionarios contienen un total de cuarenta y cuatro preguntas divididas en cuatro áreas: datos generales, cultura del agua, participación comunitaria y participación pública, de salud y seguridad. Los resultados de las entrevistas y cuestionarios fueron clasificados de acuerdo a cada uno de los grupos de interés en concordancia con la sección 4.10.2.1.

4.10.4 Criterios de puntuación de indicadores seleccionados

El propósito de los indicadores de puntuación seleccionado es asignar un número a cada uno de los indicadores cuantitativos y seleccionados. Los valores de la escala de cinco niveles se basan en el cumplimiento del requisito básico (RB, definidos en el documento de la UNEP 2009) de los indicadores de referencia de rendimiento. La puntuación de cada elemento se da de acuerdo con el cumplimiento de convenciones, objetivos y/o leyes nacionales e internacionales para definir los valores objetivo o puntos de referencia (Tabla 2). El Nivel 4 representa un excelente rendimiento y se asigna a una organización que presenta, a lo largo de toda la cadena de suministro en relación con cada subcategoría un comportamiento proactivo en el RB. Esto significa que el rendimiento va más allá de los estándares mínimos definidos en los puntos de referencia. El nivel 3 corresponde a una actitud aceptable, bajo un estándar mínimo, es decir que cumple con el RB (con la ley); en este caso la puntuación indicador es aceptable y presenta un rendimiento medio. El Nivel 2 y 1 corresponden a la falta de cumplimiento del RB. El Nivel 2 implica un rendimiento bajo y se da a la organización que no cumple con el RB, es decir está por debajo de la ley. El nivel 1 corresponde a un rendimiento muy pobre, lo que resulta en una organización que opera en un contexto desfavorable (bajo riesgos físico-psicológicos o de seguridad o violación de los derechos humanos). Por último nivel 0 se asigna sólo si no existen datos reportados.

4.10.5 Interpretación

Esta fase tiene como objetivo explicar el significado y la importancia de los datos recolectados en el apartado 4.10.3 y los valores asignados en la sección 4.10.4. En general, este proceso implica dar una evaluación de cada uno de los indicadores seleccionados y una comparación entre ellos. En algunos indicadores después de obtener la información, se deberán realizar preguntas básicas, como en el caso de igualdad de oportunidades, se obtiene los resultados y se define junto con la información de discriminación, si existe la igualdad de oportunidades, es importante, que cualquier dato a ser interpretado sea explicado con claridad para conocer la razón de la decisión de la respuesta.

Existen subcategorías de impacto como la generación de empleos, que el indicador nos sirve para al final realizar una comparación entre las dos plantas; respondiendo ¿Cuál de las dos tecnologías genera mayor número de empleos?

De acuerdo a los resultados obtenidos y con referencia a la ley nacional y a las recomendaciones internacionales; y alineados los indicadores al objetivo y al alcance del estudio se debe realizar la interpretación de los resultados.

A través de la etapa de interpretación, es capaz de encontrar similitudes y diferencias, así como los puntos fuertes y las debilidades de las instalaciones bajo estudio, y en última instancia, utilizar los resultados para que se formen conclusiones y recomendaciones para ayudar a los tomadores de decisiones a proponer sistemas encaminados a la sustentabilidad.

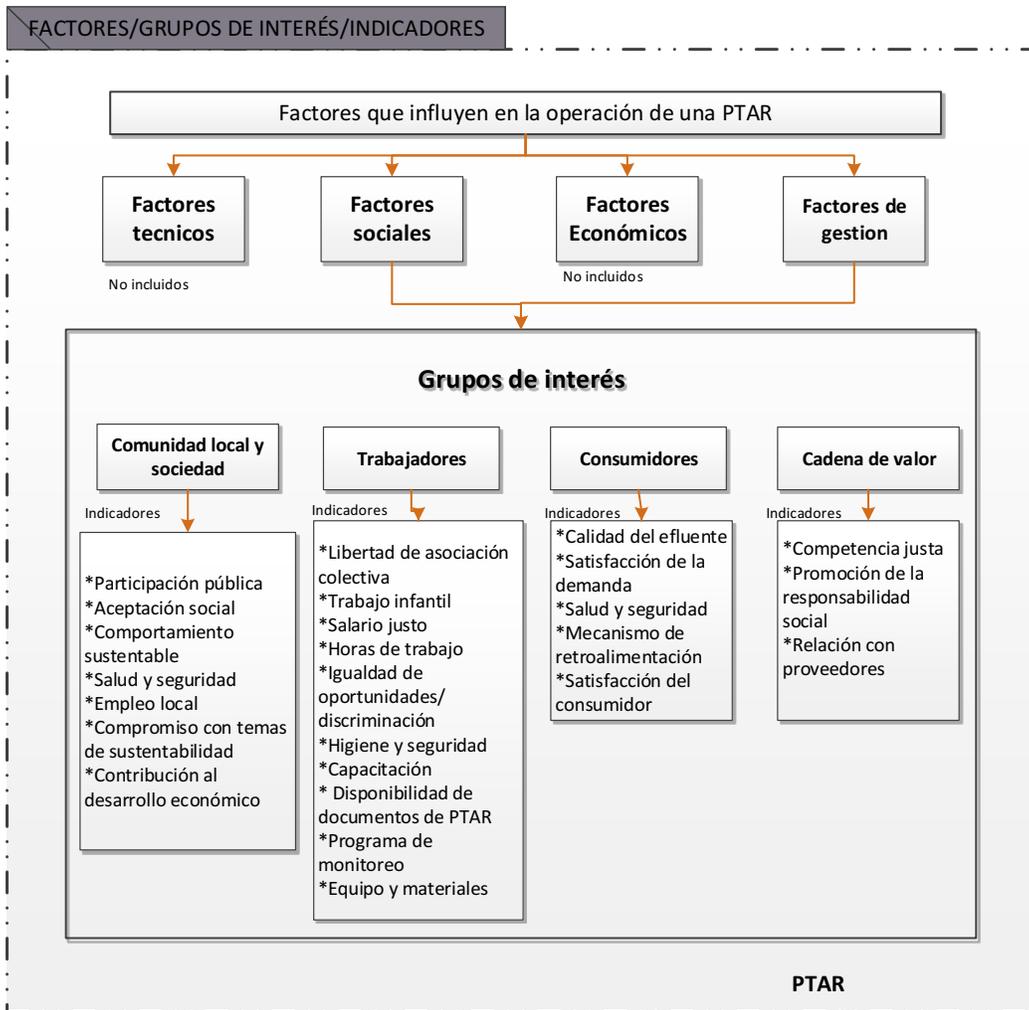


Figura 11 Actores, grupos de interés y factores que influencia la operación de una PTAR. Adaptado de Wilderer and Schreff 2000; WHO 2000; Gray and Booker 2003; Sarikaya et al. 2003 and UNEP, 2009.

Tabla 13 Grupos de interés, indicadores, medidas y puntos de referencia

GRUPO DE INTERES	INDICADORES	UNIDAD DE MEDIDA	MARCO DE REFERENCIA SOBRE LOS ASPECTOS SOCIALES A EVALUAR
COMUNIDAD LOCAL Y SOCIEDAD	Participación pública	Public documents, Open meetings Cooperative initiatives	International Finance Corporation (IFC 2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, Performance Standard 5 : Land Acquisition and Involuntary Resettlement
	Aceptación social	Complains from neighboring communities	IFC (2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, United Nations Global Compact, Principle 1
	Comportamiento sustentable	Educational publications People involved in educational and volunteer opportunities	IFC (2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, IFC Performance Standard 5 : Land Acquisition and Involuntary Resettlement
	Condiciones de vida saludables y seguras.	Health and safety effects caused by operation	IFC (2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, United Nations Global Compact, Principle 1
	Envolvimiento en la comunidad	Number and quality of meetings with community stakeholders	IFC (2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, IFC Performance Standard 5 : Land Acquisition and Involuntary Resettlement
	Empleo local	People hired from the local community at significant locations of operation	IFC (2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, IFC Performance Standard 5 : Land Acquisition and Involuntary Resettlement
	Compromiso público con temas de sostenibilidad	Presence of public available documents as promises or agreements on sustainable issues	IFC (2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, IFC Performance Standard 5 : Land Acquisition and Involuntary Resettlement
	Contribución al desarrollo económico	Explanation of the current or expected impacts (positive or negative) on communities and local economies	IFC (2007), AA100 Stakeholder Engagement Standard, United Nations Global Compact, Principle 1
TRABAJADORES	Libertad de asociación	Presence of the right to exercise freedom of association and collective bargaining	Social Accountability International (SAI 2004). No. IV Freedom of Association and collective bargaining
	Trabajo infantil	Reported incidents of child labor	SAI (2004) No. I Child Labor
	Salario Justo	Staff salary	SAI (2004) No. VIII Remuneration
	Horas de Trabajo	Average no. of working hours per week	SAI (2004) No. VII Working Hours
	Igualdad de oportunidades/Discriminación	Presence of formal policies on equal opportunities in the company	SAI (2004) No. V Discrimination

		Total number of incidents of discrimination during the reporting period	
	Salud y Seguridad	The percentage of security personnel who have received formal training in the organization's policies on, or specific procedures for, human rights issues and their application to security. Risks of occupational diseases Total number of work related fatalities	SAI (2004) No. III Health and Safety
	Capacitación	Training personnel within each employee category	SAI (2004) No. III, VI and IX
	Disponibilidad de documentos de la PTAR	Presence of operations plant manuals	SAI (2004) No. VI and IX
	Programa de monitoreo	Presence of programs undertaken by institutions in order to improve operation and efficiency of the facilities	SAI (2004) No. VI Disciplinary Practices
	Materiales y equipo	Quality and function of machinery	SAI (2004) No. IX Management Systems
CONSUMIDORES	Calidad del producto (de acuerdo a la ley)	Values established in federal laws	NOM 003-ECOL-1996
	Satisfacción de la Demanda	% of product availability per year	Consumer Product Safety Improvement Act, (2008)
	Salud y Seguridad	The total number of incidents of non-compliance with the health and safety of products and services	Consumer Product Safety Improvement Act, (2008)
	Mecanismo de retroalimentación	Existing formal organizational grievance mechanisms. The total number of resolved grievances	Consumer Product Safety Improvement Act, (2008)
	Satisfacción del consumidor	Consumer opinion and satisfaction	Consumer Product Safety Improvement Act, (2008)
CADENA DE VALOR	Competencia Justa	Local actions pending or completed during the reporting period regarding anticompetitive behavior and violations of antitrust and monopoly legislation in which the reporting organization has been identified as participant	European Union (EU 2013). Antitrust and anti-cartel legislation European Union (EU 2013). Antitrust and anti-cartel legislation Global Reporting Initiative (GRI 2006) G3 Sustainability Reporting Guidelines

	Relaciones con los proveedores	Payments on time to suppliers Absence of coercive communication with suppliers	ISO 26000, 2009
	Promover la responsabilidad social	Percentage of suppliers the enterprise has audited with regard social responsibility Presence of explicit code of conduct that protect human rights of workers among suppliers	ISO 26000, 2009 (GRI 2006) G3Sustainability Reporting Guidelines OECD, 2008.Guidelines for Multinational Enterprises (General policies)

4.11 Discusión de resultados

4.11.1 Metodología desarrollada

En la actualidad existen algunas investigaciones relacionadas con la evaluación de aspectos sociales desde la ingeniería, sin embargo, sólo unos pocos trabajos están relacionados al análisis social de temas relacionados con el agua o el tratamiento de aguas residuales. En la Tabla 14, se puede observar los estudios más relevantes relacionados con la evaluación social en una PTAR, presentando el enfoque utilizado, los indicadores y los grupos de interés tomados en cuenta, y, finalmente una comparación con la metodología desarrollada.

La metodología propuesta fue aplicada a dos PTAR, con la finalidad de demostrar su viabilidad en el sector del saneamiento. La metodología propuesta se ocupa de la identificación, calificación y evaluación de diferentes factores (sociales y gestión de aguas residuales) que se refiere al rendimiento y operación de PTAR, de acuerdo con Sujaritpong y Nitivattananon (2009), son indicadores relevantes en el sector de gestión de aguas residuales debido a que pueden maximizar el uso eficaz de los recursos disponibles y puede mejorar la eficiencia de las PTARs. Además, el uso de indicadores que se muestran en la Tabla 2 proporciona el panorama general para facilitar la interpretación con un resumen de los problemas multidimensionales con miras a apoyar la toma de decisiones (Saisana y Tarantola 2002). Por lo tanto, se reconoce cada vez más como una herramienta útil para la formulación de políticas y la comunicación pública en la transmisión de información sobre la situación del agua (Singh et al. 2009).

La Tabla 14 muestra que en la mayoría de las aplicaciones relacionadas con la evaluación de los recursos de aguas residuales se han realizado mediante un punto de vista técnico o económico (Muga y Mihelcic, 2008; Sujaritpong y Nitivattananon, 2009; Del Saz-Salazar et al 2009, Molinos -Senante et al.2010, Bieker et al 2010; Oliveira y von Sperling 2011), sin embargo, la clasificación de los indicadores en grupos de interés y la evaluación utilizando puntos de referencia de rendimiento basados en objetivos internacionales no se ha desarrollado hasta el momento, lo cual es la base para desarrollar esta propuesta metodológica (Tabla 14).

Con base en lo anterior, en este trabajo se propone el uso de puntos de referencia de rendimiento (RB), en los criterios de evaluación. Esto permitió transformar la información cualitativa en datos cuantitativos (de 1 a 4; siendo 1 la peor valoración y 4 la mejor evaluación), de este modo el método da un carácter semi-cualitativo. Por lo tanto, y de acuerdo a Ramirez et al. (2014); el método puede ser objetivo en el análisis del comportamiento social de los aspectos subjetivos, un asunto importante cuando se hacen evaluaciones sociales.

4.11.2 Interpretación de resultados al caso de estudio

Los resultados de la evaluación comparativa de las dos instalaciones (rural y urbana) se muestran en la Figura 13, estos resultados fueron divididos de acuerdo a los grupos de interés: comunidad local y la sociedad, trabajadores, consumidores y cadena de suministro; para conocer el desempeño social de las instalaciones evaluadas. Con el objetivo de tener una mejor comprensión, el resultado de algunos indicadores evaluados fueron combinados debido a su semejanza y origen común entre ellos.

Tabla 14 Comparación de grupos de interés e indicadores utilizados en la evaluación de aspectos sociales

Grupo de interés	Comunidad local y sociedad	Trabajadores														Consumidores	Cadena de valor															
Referencias/ indicadores	Aceptación social	Compromiso con la comunidad	Comportamiento sustentable	Participación pública	Salud y condiciones de vida	Contribución al desarrollo económico	Estética	Empleo local	Respeto socio cultural	Materiales y equipos	Personal	Capacitación	Trabajo bajo control	Trabajo infantil	Horas de trabajo	Cohesión política	Responsabilidad institucional	Nivel de educación	Igualdad de oportunidades	Salario justo	Salud y seguridad	Libertad de asociación colectiva	Calidad del efluente	Mecanismo de retroalimentación	Satisfacción del consumidor	Salud y seguridad	Competencia justa	Promoción de la responsabilidad social	Relación entre proveedores	Respeto a la propiedad intelectual	Observaciones y principales resultados	
WHO (2000)		√	√			√			√	√		√																				Este documento propone una serie de indicadores, herramientas y un marco de evaluación para evaluar la gestión, operación y mantenimiento en el sector saneamiento.
Bradley et al. (2002)		√	√	√		√	√										√														Desarrollaron un marco de sustentabilidad para identificar un conjunto de criterios sociales, económicos y ambientales para el tratamiento de aguas residuales. Estos criterios se aplicaron a sistemas convencionales de las instalaciones de aguas residuales in situ. Esta evaluación reveló beneficios y carencias sociales, económicas y ambientales. La evaluación dio lugar a la definición de los valores clave y las barreras para lograr el beneficio completo de las aguas residuales.	
Snauffer (2007)				√				√				√			√	√															Desarrolló una herramienta para el apoyo en la toma de decisiones para evaluar la sustentabilidad de las aguas	

4.11.3 Trabajadores

4.11.3.1 Horas de trabajo

Los datos de los 7 trabajadores en la zona rural y 10 de la urbana (total de empleados en las instalaciones) muestran que los resultados de rendimiento de las horas de trabajo fueron clasificados como muy pobres (1) (Figura 4). El promedio de horas trabajadas de ambas instalaciones está por encima (60 horas) de la jornada de trabajo máxima (48 horas) establecidos en México por la Ley Federal del Trabajo. Dado que estas plantas necesitan tener un operador presente las 24 horas del día, los operadores pueden ser obligados a trabajar en diferentes turnos. Por ejemplo, los trabajadores pueden rotar en vacaciones y fines de semana. En caso de emergencia, como por ejemplo un fallo del equipo, las horas de trabajo aumentan, situación que se lleva a cabo en muchos países. Por ejemplo, en los EE.UU. un reporte publicado por Collegrad.com (2014) señala que en las plantas pequeñas, los operadores tienden a trabajar durante el día (8 a 12 horas) y estar en las noches y fines de semana durante llamados de emergencia. En las plantas de medianas y de gran tamaño que requieren una vigilancia constante, los operadores trabajan en turnos para controlar la planta a todas horas, por lo general 24 x 24 horas. Durante las condiciones meteorológicas y las catástrofes naturales graves, los operadores son más propensos a estar de guardia y pueden tener que trabajar horas extras, fines de semana o vacaciones, llegando a trabajar hasta 60 o más horas a la semana.

4.11.3.2 Salud y seguridad

El indicador de salud y seguridad obtuvo un nivel de muy pobre (1) en ambas instalaciones. Se encontró que en ambas instalaciones los trabajadores están expuestos al ruido de las máquinas y con frecuencia están a olores desagradables. Su trabajo es físicamente exigente y por lo general se lleva a cabo en lugares poco higiénicos o de difícil acceso, de acuerdo con la Oficina de Estadísticas Laborales del Departamento de Trabajo de Estados Unidos (2014) y "Ley Federal del Trabajo" (LFT, arts. 472 a 515, 2013), las instituciones de gestión de las aguas residuales deben prestar mucha atención a los procedimientos de seguridad debido a las condiciones peligrosas, como calzadas resbaladizas, la presencia de gases peligrosos y mal funcionamiento del equipo. Como resultado, los trabajadores pueden sufrir accidentes

de trabajo y enfermedades lo cual pone a este tipo de trabajadores en un riesgo laboral más alto que el promedio en otro tipo de ocupaciones.

4.11.3.3 Libertad de asociación colectiva y beneficios sociales

En relación a los indicadores de libertad de asociación colectiva y beneficios sociales obtuvieron una puntuación aceptable para la zona urbana (3) y pobre para la rural (2). La mayoría de los trabajadores reciben pago de horas extras y turno diferencial para trabajar durante las "horas libres". Sin embargo, no reciben vacaciones pagadas y días feriados, licencia por enfermedad, seguros de vida, beneficios médicos y dentales, la compensación diferida y las pensiones de jubilación, beneficios comunes en los operadores de los Estados Unidos (workforwater.org, 2014) y que deben tener los trabajadores en México de acuerdo con la LFT (2013) .

4.11.3.4 Trabajo forzado y salario justo

En relación con el trabajo forzoso y el salario justo, el resultado de rendimiento fue calificado como aceptable, en ambos casos (3). El indicador de salario justo se calificó como aceptable debido al sueldo percibido promedio en ambas instalaciones que se encuentra por encima del salario mínimo en México (150 US \$ / mes), sin embargo, cuando se hace una comparación de estos indicadores con otro país la situación no es favorable en México, por ejemplo en los EE.UU. el salario medio anual para los operadores de agua y plantas de tratamiento de aguas residuales es de 42,760 dólares (Collegrad.com, 2012), en mayo 2012, mientras que en México el promedio fue de \$ 7,500 dólares . Por otra parte, el salario está muy relacionado con la educación y, en general se valora como un indicador importante para la sustentabilidad (Ceulemans et al. 2014). El nivel de mecanización de un sistema de tratamiento a menudo dicta el nivel de preparación de un operador requerido para la planta, y por lo tanto su nivel de educación. En los EE.UU., por ejemplo, cada operador necesita una licencia para operar una PTAR y esta depende del tipo de planta de tratamiento, la complejidad y su tamaño (US EPA 2004), pero esto no sucede en México, donde se requiere la escuela primaria como mínimo para un trabajo operativo.

4.11.3.5 Igualdad de oportunidades y discriminación

Otras diferencias entre las instalaciones caen en la igualdad de oportunidades / discriminación: La instalación urbana presentó un cumplimiento completo (4); y la instalación rural obtuvo una calificación aceptable (3), en ambas instalaciones se encontraron igualdad de oportunidades y cero acciones de discriminación para las mujeres. Sin embargo en ninguna PTAR se encontraron personas con alguna discapacidad. En la instalación urbana, además existen incentivos para que las mujeres puedan desarrollar una carrera profesional dentro de la PTAR. En el caso de la instalación rural, no hay resultados que sugieran la discriminación, sin embargo no se encontraron mujeres que trabajen en la instalación o registros de empleo, además carecen de incentivos para promover el empleo de las mujeres, por lo cual este indicador no fue clasificado como excelente (4)

4.11.3.6 Disponibilidad de documentación de PTAR

En referencia a la disponibilidad de la documentación PTAR (centro urbano, el pleno cumplimiento (4); instalación rural, muy pobre (1)). Los trabajadores de la instalación urbana tienen acceso a su documentación, planes de formación, planes de emergencia y planes de trabajo. Por el otro lado la instalación rural no cuenta con esta documentación y la poca información que existe no está disponible al público. Esto podría atribuirse a prácticas de corrupción, falta de interés y transparencia de las autoridades municipales en relación al manejo de la PTAR.

4.11.3.7 Trabajo infantil

El trabajo infantil muestra una excelente puntuación (4) para ambas PTAR, esto se debe a la legislación nacional e internacional, que no permiten que los niños trabajen. No se reportan niños trabajando dentro de las instalaciones y esto fue ratificado durante las visitas de campo realizadas, sin embargo, es necesario prestar atención a este tema, porque uno de los últimos informes de trabajo infantil y sus causas en México (INEGI 2012) mencionó que el total número de niños trabajadores se calcula en 3 millones en el año 2011. En el caso de la instalación ubicada en la zona rural, aunque el trabajo infantil estaba ausente, los niños de esta zona son susceptibles de empezar a trabajar a muy temprana edad ya que la comunidad está situada en un contexto desfavorable donde la educación es deficiente, existe discriminación dentro de las familias y la falta de oportunidades es limitada, dejando de esta forma a los niños y adolescentes en una grave desventaja, emergiendo el empleo infantil

como alternativa de vida para sobrevivir y obtener una mayor cantidad de activos (Orraca 2014).

4.11.3.8 Capacitación

La capacitación se imparte por lo menos una vez al año en ambas instalaciones y hay un plan de formación para cada uno de los empleados en ambas instalaciones, por lo que se clasificaron como excelentes (4). En ambas instalaciones los becarios o los operadores en formación, son entrenados por, operadores calificados. Los alumnos aprendieron observando y haciendo tareas rutinarias, escriben las lecturas del medidor, se toman muestras de agua o aguas residuales y lodos, realizan un mantenimiento sencillo, reparación de bombas, motores y válvulas. Aunque en ambas PTAR se tiene un programa de formación con aulas o programas de estudio, los operadores requieren de más habilidades antes de que se les permita trabajar sin supervisión, un periodo aproximado de tres meses según la Oficina de Estadísticas Laborales del Departamento de Trabajo de Estados Unidos (2014).

4.11.3.9 Programa de monitoreo

En relación con el programa de vigilancia llevado a cabo por las instituciones, se puede demostrar que ambas instalaciones tiene una evaluación de muy mala (1), que sugieren que las acciones realizadas por las autoridades no han sido eficientes y mal operadas, por lo tanto, es necesario de una implementación eficiente de las normas que deben ir en paralelo con el desarrollo del sector del saneamiento y del marco institucional necesario para supervisar, controlar, regular y hacer cumplir las normas. Este tema es bien discutido por von Sperling et al. (2002) y algunos de los puntos se resumen a continuación.

- Insuficiencia de los controles de calidad del agua
- La fragmentación entre las autoridades
- Capacidades inadecuadas de los organismos responsables
- Presupuestos inadecuados para la gestión de las aguas residuales

En relación con el último punto -presupuestos- en ambos casos, el presupuesto para la PTAR fue limitado; sin embargo, se observó que la instalación rural a menudo gasta más en actividades que son más "visibles" para la comunidad, dejando rezagado aspectos

sustanciales que benefician en la calidad de vida, como la seguridad, la seguridad y el saneamiento.

En cuanto al caso de estudio, la principal diferencia significativa entre la instalación urbana y rural es la insuficiencia de recursos para mantener las instalaciones funcionando adecuadamente. Prioridades en los servicios municipales tienden a favorecer el suministro de agua potable, alumbrado público, gestión de residuos sólidos, o la ampliación del sistema de alcantarillado en lugar del tratamiento de aguas residuales.

4.11.4 Comunidad local y sociedad

4.11.4.1 Seguridad y condiciones de vida saludables

De acuerdo con la metodología propuesta, la evaluación de la seguridad y las condiciones de vida saludable muestra que la PTAR urbana presenta un (3) rendimiento aceptable, mientras que en la rural fue calificado su rendimiento como pobre (2). El centro urbano reunió los requisitos mínimos de garantía a las condiciones de vida seguras para los hospitales, parques, tiendas y viviendas que rodeaban la planta. No se encontraron rastros y quejas relacionados con efectos en la salud durante las entrevistas con la comunidad, sin embargo, la mayor puntuación (4) no fue asignado debido a la ausencia de iniciativas de salud y seguridad de las instalaciones a la comunidad, que de acuerdo con Kartiki et al. (2012), una planta de tratamiento de aguas residuales debe proteger la salud humana de la comunidad mediante la transmisión de las aguas residuales lejos de las áreas pobladas y su conversión a formas menos peligrosas o menos ineficaces.

En el caso de las instalación rural se clasificó como pobre (2), debido a que la gente tenía muchas quejas sobre los vectores y malos olores generados por la instalación; aunque la estética no fue evaluada en esta metodología, la presencia de olor en cualquier PTAR es típicamente un problema de salud que generalmente evoca enfermedades y problemas de salud en la comunidad y alrededor de está (Muga y Mihelcic 2008).

4.11.4.2 Compromiso con la comunidad, participación pública y aceptación social

Los resultados de estos tres indicadores se examinaron conjuntamente, ya que tienen un origen común.

Para ambas instalaciones, el compromiso de la comunidad y la participación pública fueron clasificados como pobres (2) y la aceptación social como muy pobres (1). Estos resultados, basados en las encuestas y entrevistas, sugieren que, la mayoría de los entrevistados (95%) ponen menos atención al cuidado y respeto por el medio ambiente, como el cambio climático, el reciclaje o el cuidado del agua, en lugar de aspectos, como la seguridad, los asuntos económicos o de transporte, que de acuerdo con Daniels et al., (2013), encontró que menos del 2% de las personas de los EE.UU. mencionó el medio ambiente o la contaminación como el problema más importante que enfrenta el país en los últimos años. Este hallazgo ha llevado a concluir que la importancia de las cuestiones ambientales es muy baja (Bosso y Guber 2006). Para la instalación rural, se encontró que la comunidad no tenía el interés mínimo (menos del 10%) en participar en temas relacionados con el agua o el tratamiento de aguas residuales. La participación del público es a menudo un aspecto descuidado al seleccionar la tecnología de tratamiento de aguas residuales más apropiada para una comunidad. De acuerdo a la UNEP (2009), las percepciones y preferencias del público para la selección y la aplicación de una tecnología en particular, es importante si la tecnología se va a integrar con la sustentabilidad local.

En la misma encuesta, cuando en la comunidad urbana se hizo una pregunta ligeramente diferente - "¿De cara al futuro, ¿qué cree usted que sea el problema más importante que enfrentará su comunidad dentro de 5 años"? - Se mencionaron las cuestiones ambientales y de contaminación como la segunda con mayor frecuencia (en un 11%), por detrás de la seguridad (14%), y empatado con las cuestiones económicas (11%). Este tipo de encuestas se han replicado en varios estudios como es el caso de Pulia (2008), cuando las personas se les pide la pregunta tradicional: "¿cuál es la mayor preocupación en su comunidad", rara vez mencionan el medio ambiente o el calentamiento global; pero cuando se les pide a las personas identificar "el problema más grave que enfrenta el mundo en el futuro si no se hace nada para detenerlo," el tema más frecuente mencionado es el medio ambiente y el calentamiento global, citado por el 20% de los encuestados y que concuerda con lo reportado por Yeager et al. (2011).

De acuerdo con los cuestionarios aplicados, más del 80% de la población rural cree que hay obstáculos para la participación, y aunque es fácil culpar a la apatía y falta de motivación de los ciudadanos, sobre todo si hay esfuerzos públicos para fomentar la participación, está ha sido tratada como una pérdida de tiempo por la comunidad. Este vínculo entre el aporte participativo y el resultado ha sido también criticado por diferentes autores que han trabajado en el tema tal como lo establece Pina (2011), destacando que la existencia de información limitada con respecto a la participación del público en los sistemas dificulta establecer un plan de acción para poner en práctica mecanismos de control adecuados. Desde un punto de vista democrático, la mayoría de los investigadores están de acuerdo en los beneficios de la participación cuando se ponen en práctica ya que los resultados permiten tener un aumento del bienestar de las personas afectadas por problemas, sin embargo, existen dudas, tales como, la comunicación comunitaria inadecuada, la falta de tiempo, falta de transparencia, las reuniones improductivas, obstáculos que se han planteado en relación con la eficiencia de los procesos participativos (Monno y Khakee 2012).

4.11.4.3 Empleo local y contribución al desarrollo económico

En esta sección se analizan el empleo local y la contribución al desarrollo económico en conjunto debido a que ambos indicadores son contribuyentes a la economía local.

El empleo local se encontró como muy pobre (1) en la instalación urbana, este valor se debe a que no hay personas de la comunidad que trabajan en las instalaciones, todos los trabajadores son de diferentes municipios. En el caso de la instalación rural el empleo local fue calificado como aceptable (3), debido a todos los empleados de la instalación viven alrededor del municipio. Los servicios de empleo locales desempeñan un papel integral en la creación de estrategias y aumentan la contribución al desarrollo económico y la calidad del empleo (OCDE 2013).

De acuerdo con el párrafo anterior, el desarrollo económico de la instalación rural tiene el valor más alto (4) y la instalación urbana tiene un valor de aceptable (3). Estos valores están asociados con el PIB, el empleo local y la tecnología utilizada para el tratamiento de aguas residuales. En la planta urbana el PIB es 300% superior a la instalación rural y la inversión en saneamiento es también mayor, sin embargo, en relación con la tecnología que se utiliza para tratar las aguas residuales en la instalación rural a pesar de tener un sistema menos

mecanizado (UASB + humedales) que la instalación urbana (lodos activados) el impacto económico generado por la tecnología (UASB + humedal) es mayor en la comunidad rural, esto es confirmado por Muga y Milheic (2008), que estableció que un sistema menos mecanizado puede contribuir más al crecimiento económico directo de una comunidad en el largo plazo, mediante la generación de más empleos que un sistema mecánico, ya que estos últimos emplean menos personal en la planta debido a la tecnificación de la misma.

4.11.4.4 Comportamiento sustentable y compromiso público con temas de sustentabilidad

En la instalación urbana, los compromisos públicos con temas de sustentabilidad y el comportamiento sustentable consiguieron valores de aceptable (3). Por otro lado, la instalación rural obtuvo un valor de muy pobre (1) en ambos indicadores. En planta urbana existen acuerdos sobre temas de sustentabilidad y la comunidad está dispuesta a participar en cuestiones relacionadas con los problemas del agua y el cuidado de la misma. En la instalación rural los resultados sugieren que aunque la contribución al desarrollo económico podría tener consecuencias positivas para la gente de la comunidad, éstos no tienen el mínimo interés de participar en temas relacionados con el agua o aguas residuales, esto puede ser atribuido a la falta de educación y la falta de comunicación entre el gobierno y la comunidad, también, se encontró que la instalación rural no dispone de planes o medidas para promover a la ciudadanía a enrolarse con temas relacionados con la sustentabilidad. Según el PNUMA (2009), estos indicadores son relevantes porque promueven las redes de acciones con el objetivo de crear conciencia en el área del agua, así como conducir las acciones y compromisos por parte de los interesados y sus redes, para poner en práctica programas concretos de apoyo al bienestar de la comunidad.

4.11.5 Consumidores

Las zonas verdes, el lavado de automóviles y las industrias son los consumidores de agua tratada de la instalación urbana, mientras que los agricultores son los consumidores potenciales que pueden reutilizar el agua tratada de la instalación rural.

Para la PTAR urbana, la mayoría de los valores cayeron dentro del rango aceptable (3) la calidad del efluente, o excelente (4) satisfacción de la demanda, la salud y la seguridad y mecanismo de retroalimentación, a excepción de la satisfacción del consumidor (pobre, 2)

(Fig. 2). Los datos de las instalaciones rurales mostraron que los resultados de rendimiento para la salud y la seguridad, y la satisfacción de los consumidores fueron clasificados como pobres (2) (Figura 2). La satisfacción de la demanda y mecanismo de retroalimentación presentan un nivel muy pobre (1), mientras que el indicador de calidad de efluentes mostró el comportamiento más alto en la categoría de este grupos de interés (4)

4.11.5.1 Satisfacción de la demanda, mecanismo de retroalimentación y satisfacción del consumidor

La satisfacción de la demanda se refiere al porcentaje de agua tratada disponible por año, en el caso de instalación urbana 100% de los consumidores entrevistados en las instalaciones urbanas mencionaron que siempre habían tratado de agua cuando así lo requirieron, y no se observaron ni reportaron problemas. Sin embargo, como las industrias y la comunidad están crecimiento, habrá una necesidad de proporcionar mayores niveles de tratamiento de aguas residuales para mantener la demanda de los usuarios. En la satisfacción de la demanda, los consumidores tuvieron una relación proactiva con la instalación, las dudas y quejas siempre fueron atendidas con tiempo y en éxito. La satisfacción de los consumidores hacia la instalación fue clasificada como aceptable por el buen trato y servicio. En el caso del área rural, aunque podría haber beneficios económicos del uso de aguas residuales en la agricultura, la mayoría de las personas entrevistadas que podrían ser beneficiados por el riego con aguas residuales ignoró el funcionamiento de la instalación y los beneficios del agua residual, muchos de los agricultores riegan sus tierras con agua de pozo. La falta de esquemas exitosos de uso de las aguas residuales es normalmente centrada cerca de las grandes áreas metropolitanas quedado atrás las zonas rurales (FAO 2010) como es el caso de Tepalcingo. Por otra parte, ya que no había consumidores de agua tratada el mecanismo de satisfacción del consumidor y la retroalimentación se clasificaron como muy pobres (1).

4.11.5.2 Salud y seguridad y calidad del efluente

Los indicadores de salud y seguridad y calidad de los efluentes se clasificaron como aceptables (3), en el área urbana, exploramos las condiciones asociadas con la exposición conocida y potencial de contaminantes de aguas residuales, en este sentido no se reportaron incidentes con la salud y la seguridad, este indicador está estrechamente vinculado a la calidad del efluente en la instalación el cual cumple con los requisitos mínimos para la

reutilización del agua (NOM-003-ECOL 1997), sin embargo, en esta instalación el manejo de lodos es ausente, en consecuencia, podría presentar un riesgo potencial, y aumentar los riesgos de salud pública asociados con manejo de lodos. En referencia a la zona rural del área de salud y seguridad y la calidad de los efluentes fueron evaluados como pobres (2) y muy buena (4), respectivamente. Ambos criterios son cruciales debido a los riesgos de salud asociados con las aguas residuales directa e indirectamente en el proceso de riego, especialmente para aquellas personas que trabajan en el campo o que viven cerca de la tierra donde se utiliza el agua, ya que se corre el riesgo de que los productos regados con el agua tratada puedan ser contaminados e infectar a los seres humanos o animales a través del consumo o la manipulación del producto alimenticio (Kartiki y Stenstrom 2012).

4.11.6 Cadena de valor

Los criterios evaluados para estos actores fueron: la competencia justa, las relaciones con los proveedores y la promoción de la responsabilidad social.

En la instalación urbana, los proveedores son contratados por el organismo estatal del agua y dan servicio a todas las plantas del estado, sin embargo, comenta el encargado de la planta que en años anteriores ha participado en procesos para la elección de los proveedores y que se realizan licitaciones y concursos de acuerdo a la ley vigente, dando prioridad a las compañías mexicanas, por lo tanto, el indicador de la competencia justa fue clasificado como aceptable (3). Los beneficios económicos generados por los servicios de adquisición y mantenimiento en instalaciones urbanas cumple la satisfacción de los proveedores, en este caso hay cinco proveedores que dan servicio a la instalación como la informática, laboratorio, electromecánico, herramientas, etc.

El indicador de relaciones con los proveedores se evaluó como no hay datos (0), debido a que las visitas a los proveedores se realizaron el gerente del centro no proporcionado suficiente información para visitar a los proveedores y hacer las entrevistas con ellos.

Además, la promoción de la responsabilidad social fue clasificada como pobre (2) ya que no había un programa o formas de promover la responsabilidad social de los proveedores o la cadena de suministro.

En el caso de la instalación rural no hubo resultados vinculados a este grupo de interés porque no se proporcionaron los datos para evaluar estos indicadores (0). El tema principal de esta instalación es que las autoridades del municipio de Tepalcingo no están interesados en el funcionamiento de la PTAR sobre todo debido a la falta de presupuesto. Como resultado, la instalación no opera eficientemente, a pesar de que la tecnología (UASB) puede ser considerada como una de las opciones más sustentables para las pequeñas ciudades (Chittoor y Kumar 2013).

4.12 Conclusiones

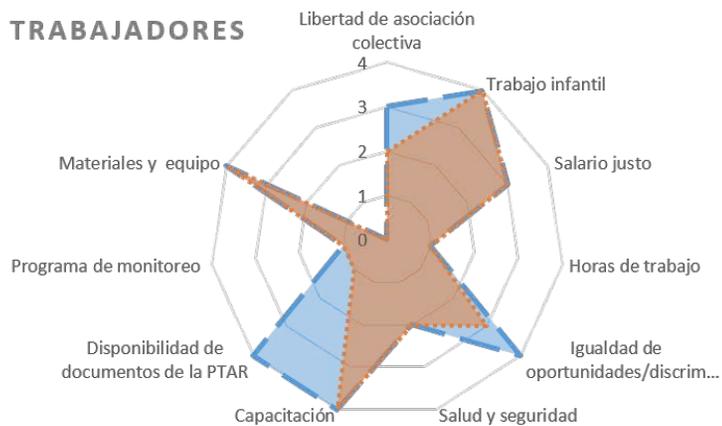
La sustentabilidad social incorpora la salud pública, la participación pública, el desarrollo comunitario, los trabajadores, la contribución al desarrollo económico e institucional y la selección de las opciones del tratamiento de aguas residuales. Para evaluar estos factores, se desarrolló una metodología y se aplicó en este trabajo. La aplicación del enfoque desarrollado permitió identificar y evaluar los impactos sociales con respecto a la operación de PTAR. Las conclusiones específicas de esta metodología son las siguientes:

- Proporciona un perfil social de las PTAR que resalta el mejor y peor desempeño en los casos evaluados.
- Puede ayudar a las agencias de manejo de aguas residuales para establecer los requisitos básicos y conductas proactivas de responsabilidad social a través de la utilización de los RB.
- Cuantifica y califica los aspectos sociales a través de los puntos de referencia de rendimiento basados en objetivos internacionales, lo que elimina suposiciones, malas interpretaciones e incertidumbre por parte de decisiones de expertos.
- La metodología mapea los actores sociales en la estructura del problema para especificar las partes afectadas, por lo tanto, se puede evaluar asuntos individuales y específicos relacionados con las PTAR.
- La evaluación de los aspectos sociales a través de indicadores semi-cualitativos permite hacer una comparación con un estudio de caso real con el fin de probar su aplicabilidad en instalaciones reales.
- Los resultados nos permitieron identificar las fortalezas y debilidades dentro de las instalaciones y alrededor de ellos, en este sentido, esta metodología

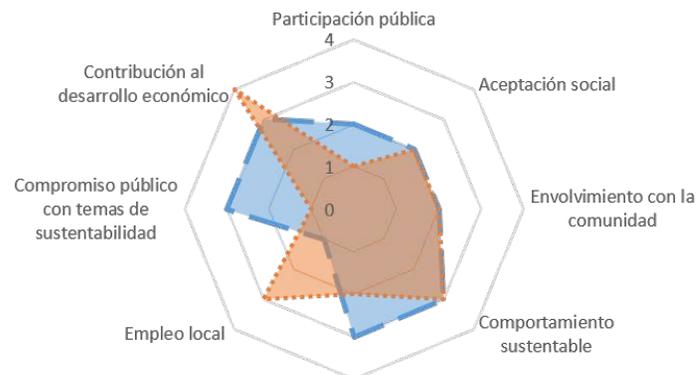
podría ser una herramienta alternativa para avanzar hacia la sustentabilidad en la evaluación y mejora de las PTAR.

Respecto a la aplicación de la metodología en dos casos de estudio se puede concluir que Naucalpan mostró un mejor desempeño general en tres de los cuatro grupos de interés: la comunidad local y la sociedad, los trabajadores y los consumidores. La instalación urbana presentó un mejor comportamiento en doce indicadores, mientras que en la PTAR rural tuvo un rendimiento más alto sólo en tres indicadores: la calidad del efluente, el empleo local y la contribución al desarrollo económico, de los veintiséis indicadores evaluados. Hubo un empate en once indicadores. El rendimiento global se puede atribuir principalmente al contexto socio-económico del municipio, una mejor PIB e IDH, como es el caso de la instalación urbana tiene un mejor sistema de saneamiento, y por lo tanto, presenta una mejor evaluación social de la PTAR.

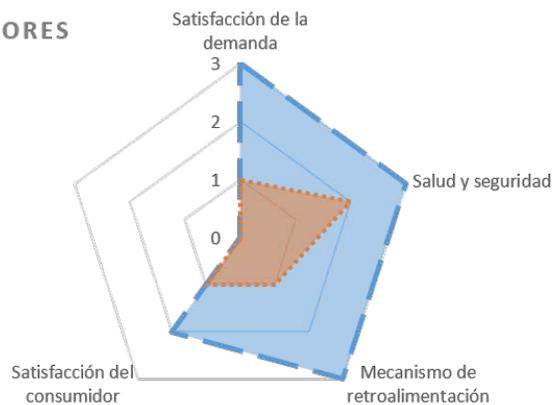
TRABAJADORES



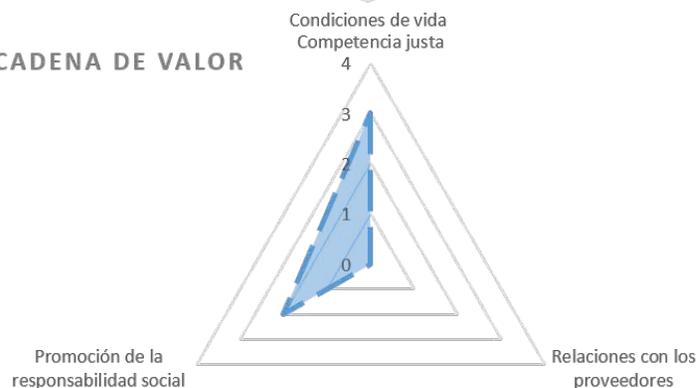
COMUNIDAD LOCAL Y SOCIEDAD



CONSUMIDORES



CADENA DE VALOR



■ Urbana ■ Rural

Figura 12 Resultado de los indicadores de los grupos de interés evaluados

CAPÍTULO 5

5. Dimensión Económica

En este capítulo se presentan los criterios utilizados para evaluar los aspectos económicos asociados a una PTAR.

5.1. Introducción

Es evidente que la reutilización del agua residual supone una práctica muy favorable no sólo porque permite la recuperación de recursos hídricos sino también por la reducción de impactos ambientales. Sin embargo, no es menos cierto que variables económicas como los costes y el precio del agua tratada condicionan su uso sobre todo en comparación con otros recursos disponibles. En este sentido, se requiere un análisis detallado del mercado local de agua con el fin de definir un umbral de rentabilidad en términos técnicos y económicos que haga atractiva la reutilización del agua residual en determinados ámbitos como la agricultura, la industria o la recarga de acuíferos, entre otros. En este análisis deben considerarse tanto los costes de las distintas alternativas de oferta de agua como los tipos de cultivo, márgenes de rentabilidad, actitud social hacia el medio ambiente, métodos de riego y garantía de abastecimiento, entre otros. Se trata de calcular el máximo precio para el agua tratada que hiciese factible su uso para el riego en sustitución de los recursos hídricos convencionales.

Más allá de la eficiencia en los sistemas de tratamiento del agua residual resulta importante valorar la potencialidad del mercado del agua reutilizada, especialmente en el ámbito agrícola mediante la comparación de las distintas estructuras de costes asociadas con las alternativas de tipo convencional. Se debe tener en cuenta también la actitud de los usuarios, su capacidad económica y su interés en los sistemas de distribución del agua tratada. También cabe disponer de un adecuado conocimiento de la demanda con el fin de valorar adecuadamente las posibilidades de uso del agua tratada. Habría que conocer, por ejemplo, el tipo de cultivos, la extensión de tierra cultivada, la demanda estacional de agua, la frecuencia de riego, las características y vulnerabilidad de los recursos hídricos existentes o la composición y salinidad del agua de riego procedente de las fuentes convencionales.

Para el análisis comparativo de los costes asociados a cada alternativa se deben tomar en cuenta, para el caso de los recursos convencionales (consumo de energía para el bombeo y distribución del agua, mantenimiento de pozos y canalizaciones) y para el caso del agua tratada (energía, costes de personal, mantenimiento, productos químicos, análisis). Para que la comparación pueda llevarse a cabo, se debe asegurar que las características del agua obtenida son similares. Una limitación importante asociada con la oferta de agua procedente del bombeo son los elevados costes derivados de la perforación de pozos así como la ausencia de nutrientes que podría reducir el consumo de fertilizantes. Por otro lado, dado que el agua tratada contiene nutrientes se favorece la productividad de los cultivos reduciendo el uso de fertilizantes. Sin embargo, también puede contener metales pesados, compuestos orgánicos y una amplia gama de patógenos que tienen un impacto negativo en el medio ambiente y en la salud humana. En el caso del agua tratada también debe tenerse en cuenta que la estructura de costes resulta cambiante en función del tamaño de planta. Por tanto, la determinación del umbral de rentabilidad nos identificaría también el tamaño mínimo de planta que garantizará el uso competitivo del agua tratada.

Cualquier análisis relativo a la potencialidad de la reutilización de aguas residuales en un espacio territorial concreto y para una serie de usos especificados, requiere un conocimiento exhaustivo de la estructura de costes.

Sería aconsejable el uso de una metodología basada en la optimización de costes, con el fin de evaluar la potencialidad de la reutilización como alternativa a los recursos de tipo tradicional en cada uno de los usos posibles dentro de un territorio concreto. Se deberán incluir también, los costes asociados a la distribución y transporte del agua requerido para cada uno de los usos. La estructura de costes tendrá un carácter específico para cada uno de los destinos.

A la hora de analizar la potencialidad de los recursos procedentes de las plantas de tratamiento existentes en un área geográfica de referencia se requiere, en primer lugar, una valoración de los recursos disponibles para ser reutilizados; en segundo lugar, los recursos potencialmente disponibles, es decir, aquellos que se podrían obtener de plantas ya existentes pero después de implementar los sistemas de tratamiento mediante la correspondiente inversión; y, en tercer lugar, aquellos recursos que se podrían obtener de plantas de nueva

construcción. En todos los casos habría que tener en cuenta el coste por metro cúbico del agua reutilizada a la salida de la planta junto con los costes derivados del transporte a través de canalización hasta el destino final. Es evidente que la calidad del agua utilizada debería estar adecuada al uso final.

5.2. Costos asociados a las PTAR

La evaluación de este tipo indicadores ayuda a caracterizar el comportamiento de las PTAR, en términos ambientales y económicos (Matos et al., 2003); por lo tanto, ayudar a priorizar las intervenciones en un contexto de toma de decisiones sustentables. Lo anterior se debe a que los indicadores permiten reconocer los vacíos de información en el sistema que los métodos típicos de evaluación económica hacen.

5.2.1. Costos de inversión

El costo de inversión total considera la suma del capital fijo más el capital de trabajo. El capital fijo es el costo requerido para la construcción de la planta de tratamiento, igual a la suma de los costos directos más los indirectos. El costo directo es igual a la suma de los costos de materiales, equipo y mano de obra para construir la planta de tratamiento lo cual llega a representar entre un 70 a 85% del capital fijo. Los costos indirectos involucran aspectos como la ingeniería y supervisión, gastos que apoyen la construcción como la adquisición de casetas provisionales para el personal entre otros (Tabla 15).

El capital de trabajo es el capital necesario para arrancar la planta de tratamiento y llega a representar alrededor del 10% del capital total.

Tabla 15 Desglose de capital fijo y de trabajo. Fuente *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 15th Edition, Washington, DC. Technical Practice Committee, Operation of Wastewater Treatment Plants, MOP/11, Washington, DC, 1976.*

Capital Fijo	Costos directos	Costos de materiales
		Equipo
		Mano de obra
	Costos indirectos	Ingeniería
Supervisión		
Capital de trabajo	Presupuesto para arrancar la planta	

Los costos de construcción son el elemento principal de los costos totales de inversión, aunque la contribución de los otros elementos de costos es significativa. En la Tabla 16 se da un ejemplo desglosado de los costos de inversión para una PTAR. En el ejemplo, el coste de adquisición del sitio y las obras de infraestructura no se han incluido ya que estos son muy específicos del lugar.

Para las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, en particular, el costo de la construcción de un sistema de alcantarillado, estaciones de bombeo y tuberías de presión puede ser muy alta y por lo general será más alto que el costo de la construcción de la PTAR en sí.

Los costos de construcción de las principales unidades de tratamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales cubiertos en este capítulo comprenderán típicamente entre 50 - 70% de los costes totales de inversión, dependiendo del tamaño de la planta de tratamiento de aguas residuales. Para estimar los costos de construcción en las primeras etapas de diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales, los costos de unidad de volumen se atribuyen a las diferentes unidades principales de tratamiento. Del mismo modo, los costos unitarios por kW instalado se asignan a los equipos y equipos de aireación para la generación de energía. Estos costos cubren los gastos de materia prima y equipos, todo el trabajo de la construcción civil y mecánica y la instalación de equipo eléctrico local y la instrumentación.

Tabla 16 Costos relacionados a la inversión de una PTAR. Fuente. Moscoso 2011

Gasto principal de partida	Proporción de la inversión total (sin incluir 1.1 y 1.2)	Descripción
1. Preparación		
1.1 Adquisición del sitio	No incluida	Adquisición del terreno, notarios, impuestos
1.2 Infraestructura	No incluida	Acceso a camino, alcantarillado, tuberías de descarga y energía eléctrica
1.3 Preparación del sitio	0.5-2%	Demolición, trabajo de suelo, tuberías, cables, acceso a la instalación

2. Construcción		
2.1 Civil	23-29%	Construcción de tanques, edificios, casetas
2.2 Mecánica	21-27%	Costos de equipamiento incluidos en la instalación, tuberías locales
2.3 Eléctrica e instrumentación	10-16%	Equipamiento de la instrumentación electro-mecánica
2.4 Tuberías	2-5%	Interconexión de tuberías, servicios públicos, alcantarillado
2.5 Control	2-5%	Control del proceso central, subestación, software de operación, cuarto de maquinas
2.5 Contingencia	10-20%	Gastos imprevistos
3. Puesto en marcha 1-3%		
3.1 Equipo	Incluido en 3	Equipo de laboratorio y mantenimiento
3.2 Puesta en marcha suministro de repuestos	Incluido en 3	Productos químicos (cloro, polímeros, oxido de calcio). Cables, accesorios.
3.3 Personal	Incluido en 3	Contratación y capacitación de empleados
4. Adicional 10-20%		
4.1 Estudios iniciales	Incluido en 4	Estudio de factibilidad económica y técnica
4.2 Diseño e ingeniería	Incluido en 4	Diseño básico y detallado de ingeniería, procesos de licitación
4.3 Administración del proyecto	Incluido en 4	Planificación y control de presupuesto
4.4 Administración de la construcción	Incluido en 4	Supervisión del sitio, pruebas para puesta en marcha
4.5 Varios	Incluido en 4	Permisos, impuestos, seguros

5.2.2. Costos de operación y mantenimiento

En la actualidad se debe hacer énfasis especial en este rubro, si se toma en cuenta la frecuente escasez de recursos económicos que enfrentan los organismos operadores de sistemas de agua y saneamiento de la región evaluada. Con frecuencia, los recortes en presupuestos se dan en estos aspectos, particularmente en el caso de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Debe ser incluso un criterio de decisión más importante que el costo de la inversión inicial, ya que en corto plazo un sistema de operación costosa, por arriba de la capacidad de pago del usuario, será abandonado.

Los costos operativos son todos los costos incurridos para mantener y operar las plantas de tratamiento de aguas residuales, e incluyen elementos tales como:

- El personal y administrativos;
- Costos Operacionales (productos químicos, servicios públicos, suministros de laboratorio, equipos de oficina, etc.);
- Seguros e impuestos;
- Los costes de energía (electricidad) y los costos de calefacción (por el digestor anaeróbico);
- Costos de disposición de lodos;

El valor de los tres primeros parámetros depende de una gran parte de la eficacia de la compañía operadora, pero para el propósito de la estimación de costes se toma como un porcentaje del total los costos de inversión. A menudo, diferentes porcentajes de mantenimiento se utilizan para obras civiles y equipos mecánicos / instrumentación, ya que este último generalmente requieren más mantenimiento. La Tabla 17 muestra los rangos típicos de los diferentes elementos de costos operacionales.

Gastos administrativos y de personal: Deben tomarse en cuenta los aspectos de carácter administrativo, pues éstos se relacionan directamente con la necesidad de recursos económicos y de organización para operar las plantas de tratamiento. Por otro lado, un sistema de operación complejo requiere un nivel de organización mayor, así como requerimientos de personal más calificado.

Costo operacionales (reactivos): Este criterio evalúa la cantidad de reactivos químicos necesarios para el buen funcionamiento del sistema, o bien para incrementar su eficiencia. Se debe tener disponibilidad de los reactivos empleados por el sistema (cantidad y proveedores) para periodos de operación prolongados. En los procesos de tratamiento, el consumo de reactivos constituye un importante costo fijo.

Los costos del seguro e impuestos: también se toman como un porcentaje de los costos totales de inversión.

Costo de la energía: Para los costes de la energía, se requiere que el precio por kWh. Este precio no sólo cubre los costos de producción de electricidad, sino también la de transporte, impuestos y conexión. Para la calefacción se considera el tipo de combustible utilizado (gas natural, gasóleo). Dependiendo de la configuración del proceso, el calor generado a partir de los lodos digeridos puede ser suficiente para cubrir las necesidades de calefacción. Los procesos de bajo consumo energético deberán ser favorecidos en la elección. Se debe tomar en cuenta la potencia total instalada en la planta, así como la potencia requerida para su operación.

Los requerimientos de energía son criterios fundamentales en la evaluación de un proceso de tratamiento de aguas residuales, pues impactan de manera directa los costos de operación. Al respecto, los procesos de tratamiento anaerobio pueden ser energéticamente autosuficientes en cierto grado por el aprovechamiento del biogás producido. Es importante recordar que el consumo de energía eléctrica, cuando proviene de combustibles fósiles, está relacionado con la emisión de gases de efecto invernadero y por lo tanto contribuye directamente al calentamiento global.

Costos de refacciones y material de mantenimiento: Los procesos que requieren equipos electromecánicos en operación y con alto grado de instrumentación generarán una mayor necesidad de mantenimiento del sistema y por lo tanto serán los más costosos en este aspecto.

Los costos de disposición de lodos pueden variar considerablemente en función de las posibilidades de reutilización y los requisitos legales para la eliminación de lodos. A menudo, el lodo deshidratado tiene un contenido de sólidos de 20 --30% en peso, aunque esto puede ser mucho mayor (hasta 90%) cuando se aplican distintos métodos de secado. Cuando el lodo se puede disponer en un vertedero, el coste por tonelada de lodo seco puede ser muy baja, por ejemplo, entre 80 a 100 dólares la tonelada de lodo seco. Sin embargo, si esto no está permitido, el lodo deshidratado tendrá que ser tratado. Existen varios métodos disponibles: el más común es la incineración, el compostaje o secado seguida de la reutilización como materia prima en por ejemplo, la industria del cemento. En este caso el coste de la salida puede ser de 300US \$.ton⁻¹ SST Los costos de transporte tendrán que añadirse a esta cantidad.

Tabla 17 Rango de valores típicos para los costos operativos de una PTAR. Fuente. EPA, 2006

Factor	Costo operativo
Refacciones y mantenimiento	2.5-4 % del costo del capital total
Energía	.05-.20 US\$ kWh ⁻¹
Personal	30,000 a 35,000 US\$ por hombre al año
Costos operacionales	2-5% del costo del capital total
Seguros e impuestos	2% del costo del capital total
Disposición de lodos	80-500 US\$ t ⁻¹ SST
Total Costos operativos	Refacciones y mantenimiento+ Energía+ Personal + Costos operacionales+ Seguros e impuestos+ Disposición de lodos

5.3. Costos asociados al caso de estudio

Para realizar este trabajo, se tomó como referencia una base de datos generada por el instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México con el apoyo del International Development Research Centre (IDRC) de Canadá, cuyo objetivo principal fue contribuir a la gestión sustentable del agua y a la reducción de los gases de efecto invernadero. Uno de los objetivos específicos del proyecto fue desarrollar el diseño de ingeniería conceptual relacionado con el balance de masa y energía y generación de costos de inversión y operación de diversas tecnologías y caudales. Esta información se completó con costos de informes técnicos y artículos de investigación referentes a costos de PTARs. Todos los costos son estimados al año 2012 con precios de proveedores Mexicanos.

La selección de los procesos considerados para su estudio obedeció a los criterios mencionados en el capítulo 3. Por lo tanto, las PTARs para este estudio fueron: Iztapalapa, PTAR “Cerro de la Estrella”: Naucalpan, PTAR “Parque Naucalli” y Tepalcingo, PTAR homónima. La descripción de cada una de las PTAR’s, sus flujos tratados y procesos generales se presentan en la Tabla 27, mientras que en el capítulo 6 del presente documento se hace una descripción más detallada de cada una de ellas.

Tabla 18 Descripción de los procesos y caudal utilizados en cada PTAR seleccionada

PTAR	Caudal tratado	Tecnología	Procesos			
			Primario	Secundario	Terciario	Tratamiento de lodos
Parque Naucalli	22 l/s	Lodos activados	Sedimentador	Lodos activados con aireación	Cloro	Inexistente
Tepalcingo	30 l/s	UASB + Wetland	Sedimentador	Reactor anaerobio	Wetland	No genera lodos/ producción de electricidad
Iztapalapa	1,500 l/s	Lodos activados	Sedimentador	Lodos activados,	Carbón activado y cloro	Inexistente

5.4. Costos de inversión

Considerando la complejidad de las diferentes plantas, es muy difícil determinar una fórmula general para los costos de inversión (Moscoso, 2013), ya que estos dependen de:

- El momento de la realización de la inversión (inflación)
- La región
- El diseño
- El tamaño de la planta
- Los valores límite del efluente
- Las características del agua residual como:
 - Caudales
 - Carga de contaminación del agua residual (DBO, nutrientes, sólidos suspendidos)
- Temperatura del agua

No obstante, los costos específicos que permiten elaborar un estudio económico para elegir el sistema más apto de acuerdo a nuestras necesidades están descritos en la tabla 1.

Con esta información, es posible estimar los costos de inversión de una planta; con los parámetros de diseño descritos en el Capítulo 6, se realizó una estimación de los costos específicos para las tres PTARs del caso de estudio.

Los parámetros empleados para la comparación de los sistemas son los siguientes:

Tabla 19 Parámetros utilizados para calcular los costos de inversión

Parámetros	Valores
Flujo de diseño	22, 30 y 1,500 L/s
Condiciones del sitio	
Altitud del sitio sobre el nivel del mar	2,250 m
Temperatura ambiente media en verano	22.35 °C
Temperatura ambiente media en invierno	16.25 °C
Temperatura promedio del agua residual	20.32 °C

Precipitación	1,184.90 mm
Evaporación	1,407 mm
Caracterización del agua residual	
Demanda química del oxígeno total	800 mg/L
Demanda bioquímica de oxígeno total (5días)	400 mg/L
Sólidos suspendidos totales	350 mg/L
Sólidos suspendidos volátiles	211.7 mg/L
Grasas y aceites	50 mg/L
Nitrógeno total Kjeldahl	42.39 mg/L
Fósforo total	7.23 mg/L
Alcalinidad	205.23 mg CaCO ₃ /L
Coliformes fecales	1E06 No./100 mL
Ph	6.8
Calidad de agua requerida	
Reuso	NOM-003-Ecol-1997

El cálculo se considera como un referente, debido a que pueden existir otras variables, por las cuales hay que modificar los parámetros. Las siguientes tres tablas (20, 21 y 22) muestran a detalle los costos de inversión de cada una de las tres PTARs del caso de estudio. Cabe mencionar que los precios se encuentran en dólares americanos.

Tabla 20 Costo total estimado de inversión en dólares americanos*

Parámetro/Subtotal	PTAR		
	Naucalpan	Tepalcingo	Iztapalapa
Suministro e instalación de equipo	326,379.16	80,598.12	1,270,970.31
Obra civil	1,087,944.81	2,722,046.78	14,691,042.32
Obra eléctrica	131,620.35	56,117.36	3,024,343.86
Tuberías	110,918.89	139,684.51	584,353.68
Instrumentación	13,728.88	10,809.79	65,016.33
Subtotal de inversión	1,670,588.93	3,009,256.56	19,635,726.68
Costo de ingeniería	83,529.44	150,462.82	981,786.33
Costo total estimado de inversión	<u>1,754,118.37</u>	<u>3,159,719.38</u>	<u>20,617,513.01</u>

- El costo total de inversión no incluye costos indirectos, precios del terreno ni utilidades de contratistas

Tabla 21 Costos operativos en dólares americanos por mes

Parámetro/Subtotal	PTAR		
	Naucalpan	Tepalcingo	Iztapalapa
Personal	430.00	430.00	11,763.00
Disposición de lodos	420.14	77.41	40,078.85
Energía	3,110.76	225.00	100,436.00
Operacionales (reactivos e insumos)	1986.38	00.00	98,542.05
Refacciones y mantenimiento	300.00	300.00	1,000.00
Costo total estimado de operación/mes	6,247.28	1,032.41	236,819.9
Costo \$ US por m³ de agua tratada al mes	<u>0.1264</u>	<u>0.0153</u>	<u>.06091</u>

Los resultados de las tres PTARs presentan un comportamiento exponencial de acuerdo al caudal de diseño. La PTAR Cerro de la estrella presenta los costos de inversión más altos (20 millones de dólares) al ser la planta de mayor capacidad (1,500 L/s) mientras que la PTAR Naucalpan presenta los costos de inversión más bajos (1, 750,000 dólares). Estas cifras presentan una sobre estimación de acuerdo a lo reportado por Mantilla et al., (2004), Salas et al., (2007) y Wolfgang (2007), (Tabla 22)

Tabla 22 Tabla comparativa de costos de inversión

Autor/PTAR	Lodos activados 22 L/S	UASB + wetland 30 L/s	Lodos activados 1,500 L/s
Mantilla et al. (2004)	1,131,207 dólares	1,914,019 dólares	28,391,041dólares
Salas et al. (2007)	1,200,000 dólares	Sin estimar	30,000,000 dólares
Wolfgang (2010)	920,000 dólares	400,000 dólares	Sin estimar

Para el caso de lodos activados de 22 L/s, presenta una sobre estimación de 600,000 dólares a lo reportado por Mantilla et al., (2003), de 550,000 dólares para lo reportado por Salas et al. (2007) y de 850,000 dólares por Wolfgang (2010), mientras que para la tecnología UASB + wetland la sobre estimación fue de 1, 245,000 dólares con respecto a lo reportado por Manitlla et al., (2003) y de 3, 000,000 dólares por Wolfgang (2007). Para el caso de lodos activados de 1,500 L/s la sobre estimación se presenta en lo reportado por Manitlla et al., (2003), por Salas et al., (2007) y Wolfgang (2010) ya que el costo total de inversión estimado fue de 28, 391,041.69 y de 30, 000,000 de dólares respectivamente, aproximadamente 8 y 10 millones de dólares más que lo calculado en este caso en este estudio (20, 000,000 dólares). De acuerdo a lo reportado por Wolfgang (2010), el costo de inversión para una PTAR de lodos activados de 1,500 L/s es de 55, 800,000 dólares.

En un estudio elaborado por Barnstable County Wastewater Cost Task Force, “Comparison of Costs for Wastewater Management Systems Applicable to Cape Cod,” (April 2010) los costos se elevan en un 700%, para el caso de lodos activados de 22 L/s, mientras que para una PTAR del mismo tipo de tecnología pero de una capacidad de 1,500 L/s el costo de inversión es de 580, 000,000 de dólares, es decir 30 veces más que lo se calculó en el presente estudio. Para el caso de la PTAR de UASB+ wetland el costo fue de 11, 640,000 dólares que representa un 400% más que lo obtenido.

Finalmente de manera global se puede decir que existe un sobre-costo estimado para las PTAR pequeñas, menores a 30 L/s. El sobre costo calculado se puede deber a dos factores: la inflación generalizada de bienes y servicios y la devaluación del peso frente al dólar lo cual es constatado por Díaz y Vergara (2012).

5.5 Costos de operación

Usando el mismo criterio seleccionado para los costos de inversión, es decir, utilizando la base de datos y hoja de cálculo del Instituto de Ingeniería se calcularon los costos de operación de las tres PTARs (Iztapalapa, Naucalpan e Iztapalapa). Los costos fueron calculados para un año base de operación (2012) e incluye costos de personal, materiales e insumos, energía y servicios los cuales se muestran en la Tabla 17

De acuerdo a la economía de escala los costos de un sistema de tratamiento de aguas residuales son proporcionales al caudal de la planta, pues el tamaño de la misma depende también de las características del agua a tratar. En el caso de las PTAR que tienen la tecnología de lodos activados (Iztapalapa y Naucalpan) la que menor costo operativo presentó fue Iztapalapa como se muestra en la Tabla 21, sin embargo, de manera global, la PTAR de UASB+ wetland es la tecnología que obtuvo el costo de operación más bajo entre las tres PTAR evaluadas, esto se debe principalmente a que la tecnología de UASB requiere de un menor consumo energético que se ve reflejado en el costo final de operación.

Tabla 23 Tabla comparativa de costos de operación

Autor/PTAR	Lodos activados 22 L/S	UASB + wetland 30 L/s	Lodos activados 1,500 L/s
Caso de Estudio	6,247.28 dólares/mes	1,032.41 dólares/mes	236,819.9 dólares/mes
Benedetti et al. (2008)	9,761.9 dólares/mes	12,202 dólares/mes	681,785 dólares/mes
Wolfgang (2010)	3,716.66 dólares/mes	1,270 dólares/mes	223,000 dólares/mes

Comparando los resultados obtenidos con otros estudios se puede observar en la Tabla 23 que los costos calculados presentan resultados similares a lo reportado por Wolfgang (2010). La variación es mínima, menos del 1% de diferencia para la PTAR de Tepalcingo y 8% para la PTAR de Iztapalapa. Mientras que la que presenta mayor variación es la PTAR de Naucalpan, 60% mayor a lo presentado por Wolfgang (2010). Respecto al estudio publicado por Benedetti et al., (2008), los costos reportados son más altos que nuestros casos de estudio,

los costos se elevan en más 30% para el caso de la PTAR de Naucalpan, 1000% en el caso de Tepalcingo y 300% para el caso de Iztapalapa, esta variación se debe principalmente a que los costos fueron calculados para España en donde los costos de electricidad y de personal son más altos que los costos para México y para Bolivia (Wolfgang, 2010).

Capítulo 6

6. Evaluación de la dimensión Ambiental

En este capítulo se describen la metodología de Análisis de Ciclo de Vida aplicada a cuatro PTARs, Iztapalapa, Naucalpan, Los Angeles y Phoenix, estas últimas ubicadas en los Estados Unidos.

6.1. Introducción

Hoy en día la población del mundo avanza hacia un patrón de asentamiento predominante urbano y a una globalización de los modelos de producción y consumo que plantean diferentes desafíos para la sustentabilidad. Mientras en los países desarrollados la sustentabilidad de las ciudades depende, en gran medida, de cambios en los patrones de consumo, en los países subdesarrollados las ciudades deben atender como medidas prioritarias: el crecimiento económico, la reducción de la inequidad y la pobreza, además de la amenaza global sobre el consumo de los recursos naturales.

En consecuencia, el urbanismo ha iniciado la búsqueda de alternativas ante la problemática ambiental y su pretensión de ordenar la ciudad para elevar la calidad de vida de sus habitantes. Las teorías urbanísticas contemplan a la sustentabilidad como un paradigma viable y novedoso. Es un concepto que pretende conjuntar la protección a los ecosistemas, la participación social y el desarrollo económico equitativo. Siendo que toda urbe requiere un medio ambiente de calidad pues es en primera y última instancia su proveedor de materias primas, así como el espacio físico en el cual se asienta; el urbanismo se constituye, por lo tanto, en uno de los principales campos de actuación e intervención para la sustentabilidad. (Ramírez et al, 2010).

Por lo cual, hoy en día las acciones que se desarrollan en las ciudades, requieren ser evaluadas, para ello, se precisa identificar, cualificar y cuantificar los indicadores que den cuenta de las variables presentes en cada área temática de la sustentabilidad. Es deber de las instituciones responsables de la planeación urbana proveer a los habitantes de las ciudades

los bienes inherentes a lo urbano, bienes que deberán reflejarse en indicadores que midan los avances del desarrollo sustentable. Sin embargo, las propuestas metodológicas desarrolladas para medir avances en sustentabilidad presentan inconvenientes que dificultan su correcta aplicación, tales como la incertidumbre y subjetividad, así como la interrelación entre las dimensiones de la sustentabilidad. .

El Método de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) constituye una importante herramienta para el estudio de los procesos de producción, distribución y consumo de productos/procesos llevados a cabo en el espacio urbano, con la finalidad de monitorear los impactos generados en la urbe y definir a partir de ello, acciones contingentes, preventivas y correctivas en la ciudad.

Basado en lo anterior, el adoptar un enfoque de ciclo de vida debe ser un prerrequisito para evaluar cualquier plan/política dentro del marco de la sustentabilidad urbana, esto permitirá evitar que se transfieran impactos a la sociedad, a la economía, al ambiente o en las distintas etapas del sistema analizado. Los métodos basados en el ACV han mostrado un gran potencial para realizar evaluaciones sólidas de sustentabilidad, ya que a pesar de que tradicionalmente el ACV se ha enfocado a los impactos por contaminación ambiental (ACV ambiental), se pueden ahora, evaluar impactos socio-económicos, con un análisis de ciclo de vida económico y social. El uso de este enfoque permite cuantificar un indicador agregado que representa a través de una unidad de medida, los impactos ambientales, sociales y económicos.

De esta manera el ACV permite identificar los procesos ambiental y socialmente críticos del ciclo de vida de un producto y/o servicio, y con ello proporcionar información para obtener mejoras ambientales y sociales, que favorezcan la sustentabilidad urbana.

El presente trabajo describe la herramienta de ACV, su definición, metodología y aplicaciones principales. Además se presenta un caso de estudio, el cual compara distintos tipos de infraestructura de saneamiento de aguas residuales y presenta los impactos ambientales que se generan al operar estos sistemas.

6.2. Análisis de Ciclo de Vida

6.2.1. Definición de objetivo y alcance

El objetivo es realizar el análisis ambiental de cuatro plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en tres zonas metropolitanas, México, Phoenix y Los Ángeles, bajo un enfoque de ciclo de vida para proponer mejoras ambientales.

6.2.1.1. Función del sistema

Dado que el estudio se enfoca en PTAR que remueven DBO (Demanda Bioquímica de oxígeno), es decir, no eliminan nutrientes: la función del sistema es remover la materia orgánica de un caudal determinado de agua residual municipal.

6.2.1.2. Unidad funcional

Debido a la naturaleza de este estudio, la evaluación de los diferentes escenarios de tratamiento se hará en función del volumen de agua residual tratada de las plantas, en concordancia con lo establecido por Vlasopoulos et al. (2006), Pasqualino et al. (2010) y Lassaux et al. (2007). Por tanto, la unidad funcional se definió como sigue: tratamiento de 1m^3 de agua residual municipal para una calidad de efluente y una calidad de lodo definido.

6.2.1.3. Descripción de escenarios

Los límites del sistema deben incluir la extracción de materias primas, la producción de materiales y componentes, el funcionamiento de las plantas de tratamiento, así como la eliminación y reciclaje de los residuos. Sin embargo, como Lundin et al. (2000) y Lassaux et al. (2007) han reportado, el impacto de la fase de operación es mayor que el de la etapa de construcción. Además, Tillman et al. (1998) encontraron que los impactos de inversión fueron similares para sus diferentes alternativas en contraste con los relacionados con el funcionamiento de los sistemas de tratamiento. Considerando lo antes mencionado, el análisis del presente estudio, se limita a la fase de funcionamiento de las PTARS.

La descripción y la configuración de cada subsistema considerado en este estudio se describen en la Tabla 27 y la Figura 14, respectivamente. Los cinco subsistemas también incluyen el impacto de las actividades de reutilización del agua producida, la eliminación de

desechos, las diferentes fracciones sólidas, los lodos generados, así como la producción de electricidad, la fabricación de productos químicos y su transporte por carretera.

1. Naucalpan (NA) es una PTAR (20 l / s), con lodos activados extendido como su proceso biológico principal, seguido de un clarificador y dosificación de cloro (líquido), en esta instalación el filtro está ausente. En cuanto al tratamiento de lodos, esta instalación carece de un manejo de los lodos generados, lo cuales son devueltos al drenaje.

2. Los Ángeles (LA) es una Planta de aguas residuales de $3\text{m}^3/\text{s}$, en California. El tratamiento consiste en dos corrientes de proceso, de líquido y de tratamiento de lodos. Lodos activados, cloración, desinfección y el filtro son los procesos en el líquido, mientras que, la aplicación de digestión anaerobia y deshidratación para el manejo de lodos. También se consideró la tierra (22%, incluyendo la producción de fertilizantes evitado) y vertederos (78%) para su disposición final. Aprovechamiento del metano para la generación de energía eléctrica y es empleada in situ

3. Phoenix (AZ) es una instalación de aguas residuales ubicada en el estado de Arizona., E.U. La planta trata una media de $1.4\text{m}^3/\text{s}$ utilizando un proceso de lodos activados. El tratamiento secundario se complementa con un clarificador. Los próximos pasos son la filtración y desinfección, respectivamente. La línea de fangos está representado por la digestión anaeróbica así como la aplicación de diferentes tipos de unidades para deshidratación de lodos. El biogás se produce y es quemado en flama. Se supone la aplicación al suelo (100%, incluyendo la producción de fertilizantes evitado) como disposición final de los lodos.

4. Cerro de la Estrella (MX), ubicada en al este de la ciudad de México. Esta PTAR tiene flujo como media tratada de $1.5\text{m}^3/\text{s}$. Después del tratamiento primario, el selector de bio-anóxica seguido por aireación y sedimentación se consideran como tratamiento secundario. El tratamiento terciario consiste en la filtración de arena y desinfección. En el caso de la desinfección de cloro se añade para lograr la calidad del agua para su reutilización. El manejo, tratamiento y disposición de los lodos residuales son ausencia, lo que significa que los biosólidos se devuelven directamente al sistema de alcantarillado sin tratamiento.

6.2.1.4. Diagrama a bloques de las PTAR analizadas

Las PTAR tienen particularidades para el tratamiento del agua residual que son mostradas en los diagramas de sistema en la Figura 14.

6.2.1.5. Límites del sistema

De acuerdo al objetivo y alcances del estudio se han definido los siguientes límites del sistema en cuanto al espacio, tipo de tecnologías y procesos unitarios considerados.

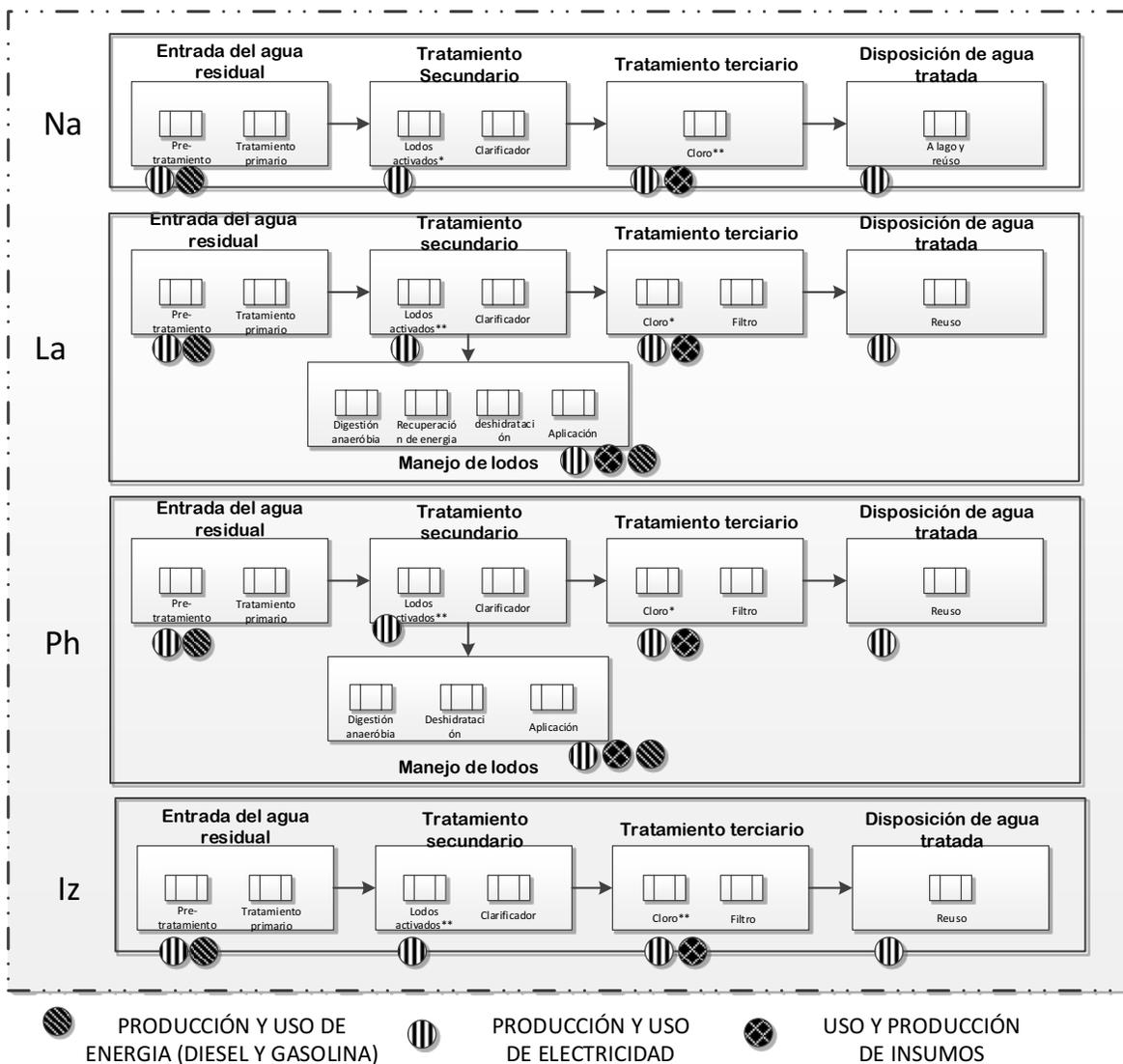


Figura 13 Diagrama general de bloques de las PTAR analizadas

Límite espacial

Se realizó el estudio dentro de cuatro grandes urbes, tomando como países muestra a México y Estados Unidos. Mientras que las ciudades analizadas, como se mencionó anteriormente son Zona Metropolitana del Valle de México (Naucalpan e Iztapalapa), Los Ángeles en California y Phoenix en Arizona, estas últimas correspondientes a los Estados Unidos. Aunque cada una de las ciudades tiene diferentes instituciones y estrategias de gobernanza del agua, las tres áreas seleccionadas, han experimentado las mismas presiones a nivel macro escala de problemas como la sobrepoblación, escasez de agua, cambio climático, lo que sugiere que cada ciudad representa potencialmente un reto diferente en temas de agua. La relevancia de la diferencia entre los estudios de caso es que, proporcionan una oportunidad para identificar patrones, con respecto a las estrategias de gobernabilidad en materia de agua y saneamiento.

Límite por tipo de tecnologías

Serán estudiadas únicamente las tecnologías de las PTAR seleccionadas y descritas en la sección anterior.

Límite para los procesos unitarios considerados.

El ICV considera los procesos durante la fase de operación (materiales y energía necesaria durante la operación de las instalaciones, así como las emisiones directas a la atmósfera). Los procesos asociados a la fase construcción y disposición final de las plantas de tratamiento no fueron considerados ya que generalmente son insignificantes en comparación con las fases de operación según el estudio de Musharrafie (2011), el cual forma parte de este mismo proyecto en una etapa previa en donde se señala que la operación presenta la mayor influencia en el impacto global en todas las categorías analizadas muy por encima (75-95%) sobre la fabricación de equipo y transporte, construcción y disposición final. (Vlasopoulos et al. 2006; Emmerson et al. 1995; Zhang y Wilson, 2000).

6.2.1.6. Métodos de evaluación

En un estudio de Ciclo de Vida, los métodos de impacto seleccionados pueden presentar resultados sobre categorías de impacto (categorías de punto medio) o sobre categorías de daño (categorías de punto final). Puesto que las categorías de impacto son aquellas que

muestran el efecto de algunas sustancias sobre una característica particular, éstas son seleccionadas de acuerdo a los objetivos del estudio.

Entre los métodos de evaluación de impactos destacan las metodologías Eco-indicador 99 (Goedkoop et al. 2000), Ecopoints 97 (Swiss Ministry of the Environment, BUWAL, 1998), EPS 2000 (Environmental Priority Strategies in product design; Steen, 1999), EDIP/UMIP 96 (Environmental Design of Industrial Products; Hauschild et al, 1998), y CML 2000 (Guinée et al., 2002) desarrollado por el Instituto de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiden.

La metodología propuesta por el CML 2000, es una adaptación de uno de las primeras metodologías desarrolladas para el ACV, el CML 1992, en la cual se proponen una lista de categorías de impacto clasificadas en 3 grupos de acuerdo a su obligatoriedad (Antón, 2004):

1. Categorías de impacto obligatorias, utilizadas en la mayoría de ACV y basadas en el trabajo de Udo de Haes et al. (1999), entre las que se encuentran: agotamiento de recursos abióticos, energía, cambio climático, agotamiento de la capa de ozono, acidificación, eutrofización, formación de foto-oxidantes, toxicidad humana, ecotoxicidad terrestre, acuática marina y acuática en agua dulce.
2. Categorías de impacto adicionales, en las que destacan: pérdida de soporte de vida, pérdida de biodiversidad, sedimento agua dulce, sedimento marino, radiaciones y olor.
3. Otras categorías de impacto, donde se clasifican entre otras, la desecación y el ruido.

De esta manera, debido a que CML 2000 (actualizado al 2013) es un método de punto medio, resulta útil para los fines del estudio referente a cuantificar impactos y no necesariamente a realizar un análisis de daño que convierte los resultados en subjetivos.

6.2.1.7. Selección de categorías de impacto

El inventario de ciclo de vida será el insumo para realizar el análisis de impacto de ciclo de vida, para este fin, una lista de categorías de impacto es definida para traducir las

intervenciones ambientales de los inventarios a las contribuciones de las categorías adecuadas.

A fin de tener en cuenta las categorías de impacto usadas en estudios publicados, se presenta un resumen de ellas en la Tabla 24:

Tabla 24 Categorías de impacto en estudios de ACV en sistemas de tratamiento de agua residual

Referencia	CC	AC	EU	SH	EC	DOE	DRA	FOF	AF	DE
Hospido et al., 2004	√	√	√	√	√	√	√	√		
Hospido et al., 2005	√	√	√	√		√	√	√		
Benetto et al., 2008	√	√	√							
Lassaux et al., 2007	√	√	√		√					
Vlasopoulos et al., 2006	√	√	√				√	√		
Pasqualino et al., 2009	√	√	√		√	√	√	√		
Meneses et al., 2010	√	√	√			√	√	√	√	√
Vidal et al., 2002	√	√	√	√			√			
Pasqualino et al., 2010	√	√	√		√	√	√	√	√	√
Bravo and Ferrer, et al. 2011	√						√			
Total	10	9	9	3	4	5	8	6	2	2
<p>CC, Cambio climático; AC, Acidificación; EU, Eutrofización; SH, Daños a la salud humana; EC, Ecotoxicidad; DOE, Disminución de ozono estratosférico; DRA, Disminución de recursos abióticos; FOF, Formación de oxidantes fotoquímicos; AF, Uso de agua fresca; DE, Demanda acumulada de energía</p>										

Las categorías de impacto más empleadas tienen el conteo en la fila Total; que coinciden con las de línea base recomendadas por Guinée et. al., (2001), por lo anterior y de acuerdo al objetivo del presente estudio se resumen en la Tabla 26 las categorías de impacto seleccionadas.

Tabla 25 Categorías de impacto usadas en el estudio

Categoría de impacto	Unidades	Descripción
Potencial de cambio climático	kgCO ₂ eq	Refleja la contribución de emisiones que incrementan el efecto del calentamiento global.
Potencial de acidificación	kgSO ₂ eq	Refleja la contribución de sustancias que producen ácido sulfúrico cuando entran en contacto con agua dando lugar a la lluvia ácida afectando negativamente por ejemplo lagos y bosques.
Eutrofización	kgPO ₄ eq	Refleja la contribución de varias emisiones a la acumulación de nutrientes en el ambiente.
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg de ozono formado	Refleja la contribución de varias emisiones para la formación de sustancias foto-oxidantes principalmente ozono y peroxilacetil-nitrato vía oxidación fotoquímica.
Disminución de recursos abióticos	kg antimonio eq	Mide el efecto relativo del consumo de recursos sobre el agotamiento de estos recursos teniendo en cuenta su escasez relativa y el horizonte temporal en que se cree que se agotarán.
Disminución de ozono estratosférico	kg CFC-11 eq	Refleja la contribución de sustancias que causan la disminución de la capa de ozono estratosférico. Se mide la capacidad de destrucción de las moléculas de ozono de cada sustancia (con contenido de cloro o bromo).
Ecotoxicidad (Toxicidad Terrestre y Toxicidad Humana)	kg 1,4-diclorobenceno eq	Abarca los impactos de sustancias tóxicas en ambientes terrestres y en los sedimentos de los ecosistemas que pudieran afectar al ser humano. El área de protección es el ambiente natural y los recursos naturales.

6.2.2 Análisis de Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

El ICV es la fase en la cual el sistema del producto es definido (ISO, 2006), incluyendo la recolección de datos para cada uno de sus procesos. Las características del influente y parámetros generales de diseño de las PTAR's se muestran en la Tabla 26.

6.2.2.1 Características del influente y parámetros generales de las PTAR analizadas

Tabla 26 Características del influente y parámetros generales de la PTAR

Características / Valor (mg/l)	Naucalpan	Los Ángeles	Phoenix	Iztapalapa
Materia orgánica				
DBO	262	190	200	103
DQO	647.5	430	612	253
Sólidos				
SST	240	720	322	92.3
SSV	165	200	200	
Nutrientes				
Nitrógeno total	40	70	40	40
Nitrógeno amoniacal	35	25	25	25
Nitritos	0.11	0	0	0.0495
Nitratos	0.47	0	0	0.139
Fosforo total	8	7	7	6.73
Grasa	37	90	90	7.82
Metales				
Fierro	0.434			0.6377
Manganeso	0.024	0.3	0.3	0.0797
Plomo	0.0857	0.087	0.087	0.069
Cadmio	0.086	0.1	0.1	0.0105
Mercurio	0.0004	0.1	0.1	0.0014
Arsénico	0.0029	0.05	0.05	0.0024
Cromo	0.051	0.010	0.010	0.056
Zinc	0.1807	0.135	0.135	0.0668
Cobre	0.0489	0.3	0.3	0.0289
Otros				
Coliformes totales (N/100ml)	10000000	1E09	1E09	10000000
Alcalinidad como CaCO₃	345	345	345	345
pH²	7.5	7.5	7.5	7.5
Parámetros generales de diseño de la PTAR				
Temperatura ambiente del agua	20°C	22°C	27°C	20°C
Temperatura ambiente (verano)	22°C	32°C	38°C	22°C
Temperatura ambiente (invierno)	16°C	17°C	12°C	16°C

Los valores de las características del influente fueron obtenidos a partir de las visitas a las PTAR analizadas y de reportes técnicos, además en el caso de la PTAR de Cerro de la Estrella se obtuvieron los datos del Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACM) del 4to trimestre del 2010 y primer trimestre del 2011 (SACM 2010 y 2011)

Tabla 27 Características y parámetros generales de las PTARs

Parámetro (por 1m³ de agua tratada)	PTAR1 Na	PTAR2 La	PTAR3 Ph	PTAR4 Iz
Entradas				
Electricidad Total (kWh)	2.13	0.4454	0.811	0.615
Cloro (kg)	0.1263	2.15E-02	.0060	0.0869
Polímero (kg)	---	0.02204	0.3590	---
Uso de camión (tkm)	0.00068	0.0245	1.057	.0035
Salidas				
Recuperación de energía (kWh)	---	0.42	---	---
Productos evitados				
P como fertilizante evitado (kg)	---	0.06459	0.0305	---
Emisiones al agua (kg)				
Demanda Biológica de Oxígeno	0.048	0.0153	0.002	0.00465
Demanda química de oxígeno	0.025	0.02	0.02	0.04034
Sólidos suspendidos totales	0.014	0.018	0.003	0.00811
Nitrógeno Total	0.028	0.01	0.00235	0.00546
Fosforo total	0.0067	.001	.0026	0.004955
Mn	0.00019	0.00035	0.00035	0.0000427
Cu	0.000488	0.000043	0.000043	0.00026
Fe	0.00076	0.00013	0.00013	0.0001455
Pb	0.00082	0.00073	0.00073	0.0000689
Zn	0.0000557	0.000081	0.000081	0.0000325
Emisiones al suelo (kg)				
Lodo (base seca)	0.068	0.1293	5.28	0.0043
Cd	5.80E-06	.000085	0.000085	
As	5.12E-06	0.000075	0.000075	3.27E-07
Cu	0.000293	0.00043	0.00043	3.71E-07
Hg	3.89E-06	0.000057	0.000057	2.94E-07

Ni	2.86E-05	0.00042	0.00042	1.83E-06
Pb	5.73E-05	0.00084	0.00084	3.67E-06
Zn	0.0005123	0.0075	0.0075	3.27E-05
Emisiones al aire				
Biogás producido en reactor anaerobio(m³)	---	2.054E-06	0.1251	---

6.2.2.2 Metales pesados

Con respecto a los metales pesados en los diferentes procesos se considera la información proporcionada por informes de laboratorio y de artículos publicados. La Tabla 28 muestra los porcentajes de remoción de metales pesados en las distintas tecnologías de los escenarios, para el caso de lodos activados las remociones reportadas son las resultantes de un análisis estadístico a los resultados analíticos mensuales del SACM (2010 y 2011).

Tabla 28 Remoción considerada de metales pesados en las PTARs (%)

Metales pesados	Lodos activados
Fierro	82
Plomo	51
Cadmio	42
Mercurio	48
Arsénico	31
Cromo	20
Zinc	59
Manganeso	46
Cobre	58

Así mismo; la remoción considerada de metales en UASB fue extraída del estudio de Quan et al. (2003), para después relacionarla con el producto de solubilidad de acuerdo a Banfalvi (2006) y obtener un orden de los metales de acuerdo a mayor y menor precipitación.

De acuerdo con Quan *et al.* (2003), la solubilidad del sulfuro de zinc (Tabla 29) es suficientemente baja para precipitarse por completo; bajo este criterio, se asume que todos los sulfuros metálicos con producto de solubilidad menores al sulfuro de Zinc, se precipitarán totalmente, es decir, la remoción considerada para ellos es del 100%.

Tabla 29 Productos de solubilidad para sulfuros metálicos

Metal	Producto de solubilidad (Banfalvi, 2006)
Manganeso	1.4 E-15
Fierro	3.7 E-19
Zinc	1.2 E-23
Cadmio	3.6 E-29
Plomo	3.4 E-28
Cobre	2.0 E-47
Mercurio	4.0 E-53

6.2.2.3 Generación de biogás debido a la disposición de los residuos del cribado

De acuerdo a los datos recabados por los consultores en el muestreo de la región, los residuos de las PTAR son dirigidos, comúnmente, a rellenos sanitarios no controlados con algunas excepciones (mono relleno en Chile y México de mega plantas).

Para contabilizar las emisiones y lixiviados de los residuos de las PTAR en estos rellenos sanitarios no controlados se usaron las consideraciones de McDougall et al., (2001), el cual desarrolló un inventario de ciclo de vida del manejo integral de residuos sólidos.

Existen diversos métodos de cuantificar la producción de biogás en un relleno sanitario, en general son 3: Cálculos teóricos usando la cantidad de carbono orgánico presente en los residuos, por estudios lisimétricos a escala laboratorio y medición de la producción de biogás en vertederos existentes.

Existen fuertes variaciones en las estimaciones de cada método. La producción de biogás varía dependiendo de la vida activa del vertedero, por lo que es necesario extrapolar las mediciones estimadas para obtener el total de producción en su periodo activo. Además la medición de la producción de biogás del vertedero tampoco refleja completamente la cantidad de gas generada, pues esta producción dependerá de la eficiencia de la colección. La estimaciones de la eficiencia de colección varían (20-25%, De Baere et al., 1987; 40-70%, Carra and Cossu, 1990) y dependerán de la capacidad, forma y diseño del sitio. Para los propósitos del modelo de McDugall, el valor tomado por default para la colección del biogás es cero, lo que representa un vertedero sin colección, lo que se considera como representativo

en América Latina, según los datos recopilados de la muestra al ser sitios no controlados en su mayoría.

El biogás en un vertedero es producido solamente por la fracción biodegradable de los residuos sólidos municipales, esencialmente la fracción orgánica putrescible, la fracción de papel y cartón y cualquier textil no sintético; juntos, constituyen alrededor del 42% en peso de los residuos del cribado de las PTAR (Hospido et al., 2004). La producción de biogás para esta fracción de residuos, considerada por McDugall (2001) es de 250 Nm³ por tonelada.

6.2.2.4 Generación de lixiviados debido la disposición de los residuos del cribado

Tal como ocurre con el biogás, es difícil dar cifras típicas para la generación de lixiviado de los residuos de un vertedero, pues la cantidad y la composición de lixiviado dependerá de muchos factores, incluyendo la naturaleza del residuo confinado, el método y el nivel de compactación, la ingeniería de diseño del vertedero y la precipitación anual de la región.

La cantidad de lixiviado producido dentro de un vertedero depende principalmente de la cantidad de lluvia que reciba el área, que tan bien sellado esté el vertedero (especialmente la tapa), y del contenido original de agua en el residuo depositado. Los datos de la cantidad de lixiviado producido por los sitios reales no son comúnmente reportados, al menos IFEU (1992) estima que alrededor del 13% de la lluvia recibida en un vertedero, escapa como lixiviado.

Para algunos sitios de América Latina y el Caribe como la zona central de Chile o Bogotá, con una media anual de lluvia de 750 mm, esto produciría alrededor de 100 litros de lixiviado por metro cuadrado en el vertedero, por año. Usando un estimado de 20 metros de profundidad de residuos confinados, con una densidad aproximada de 1 tonelada/m³, esto da una producción de lixiviado de 5 litros por tonelada de residuos por año. Si el periodo para la producción de lixiviado es de alrededor de 30 años, la cantidad total de lixiviado producido sería de 150 litros por tonelada de residuos, acorde con el modelo de McDugall (2001).

6.2.2.5 Factores de emisión por uso de electricidad

Los factores de emisión usados para calcular emisiones indirectas por uso de electricidad son tomados principalmente de la base de datos Ecoinvent del software SimaPro 8.2, aunque son datos europeos tienen actualizada la base de BUWAL, por lo que se hará un análisis de sensibilidad en la evaluación de ciclo de vida comparándolos con los datos del Centro Mario Molina y los que se consideren más cercanos a la realidad de la región de estudio.

Tabla 30 Factores de emisión por la producción de la electricidad (g/kW.h). Fuente BUWAL 250 (1998).

	Carbón	Petróleo	Gas Natural	Nuclear	Hidroeléctrica
Partículas	1.73	0.376	0.0652	0.0179	0
CO	0.12	0.223	0.267	0.00565	0
CO₂	979	880	767	5.71	0
Metano	4.26	1.1	1.76	0.0138	0
NOx	2.52	1.96	1.49	0.0199	0
N₂O	0.00606	0.0194	0.00558	0.000152	0
SOx	4.02	9.3	0.265	0.0214	0
HCl	0.3	0.00969	0.000619	0.000361	0
HF	0.0319	0.000973	0.0000528	0.000108	0
CH clorados	1.06E-08	1.55E-09	1.55E-09	7.61E-07	0
Amoniaco	0.00584	0.000756	0.000194	0.000146	0
Cadmio	0.000004	0.0000596	2.29E-07	1.23E-07	0
Plomo	0.000183	0.000518	0.00000361	7.95E-07	0
Manganeso	0.000111	0.000158	0.00000296	1.94E-07	0
Mercurio	0.000038	0.000002	0.0000146	1.46E-07	0
Níquel	0.000464	0.00452	0.00000488	0.000003	0
Zinc	0.00035	0.000379	0.00000582	0.000009	0

BUWAL 250 (1998)

6.2.2.6 Consumo de electricidad

El consumo de electricidad para cada proceso de todos los escenarios fue cuantificado considerando los requerimientos de energía así como las horas calculadas de operación. La Tabla 31 muestra la distribución del consumo de energía eléctrica en las PTARs.

Tabla 31 Distribución de consumo de electricidad en las PTAR (kWh) por 1 m³ de agua tratada de acuerdo a la Unidad Funcional. Elaboración propia.

PTAR/Proceso	Naucalpan	Los Angeles	Phoenix	Iztapalapa
Criba	0.12609709	0.0067065	0.01221	0.00036
Desarenador	0.4083	0.008942	0.01628	3.60E-04
Clarificador primario	0.05	0.000089	0.000163	0.005731
Tanque de aireación	1.2	0.17	0.31	0.47
Clarificador secundario	0.0520000	0.05	0.10	0.0008660
Filtración	----	0.1014917	0.184778	1.74E-04
Dosificación de cloro	0.102524886	0.0031297	0.005698	5.57E-07
Bombeo final	0.12037037	0.0514165	0.09361	----
Espesador	----	0.000089	0.000163	----
Digestor	----	0.02	0.03	----
Centrífuga	----	0.03	0.06	----
Recuperación de energía	----	0.42	----	-----
Total de suministro	2.046	0.45	0.814	0.615

Es de notar que los procesos aireación son los de mayor consumo eléctrico por lo que es de esperarse que cuenten con mayores impactos ambientales según otros estudios (Rodríguez-García et al., 2011), mientras que los procesos como dosificación de cloro cuentan con muy bajos consumos eléctricos, de hecho el caudal pequeño (Naucalpan) se considera que no cuenta con ningún consumo, puesto que el influente es abastecido por gravedad, y las operaciones unitarias son diseñadas de tipo manual, no siendo el mismo caso para los caudales superiores, pues se considera que aunque el influente llega también por gravedad, las operaciones unitarias necesitan de automatización.

En el caso de la PTAR de Los Ángeles se puede observar que cuenta con el menor consumo eléctrico, además es la única planta (de las analizadas), que cuenta con un sistema de recuperación de energía cercano al 90%.

En el caso de las PTAR de México, no se cuenta con un sistema para tratamiento de lodos, e por lo que se desechan de nuevamente al alcantarillado. Mientras que la PTAR Phoenix, solo cuenta con un tratamiento anaerobio y venteo del biogás producido, pero carece de un sistema

de recuperación de energía eléctrica, lo que hace que la PTAR sea la que la que tenga un mayor consumo de electricidad por m³.

6.2.2.7 Software utilizado

Se utilizó el software Simapro 8.2, para realizar la evaluación de impacto ambiental, debido a que se cuenta con una versión actualizada (2014) e incorpora un inventario con más de 1,200 procesos.

SimaPro ha sido empleado para estudios similares, entre ellos: Hospido (2005), (2008), Vlasopoulos (2006), Rodriguez-Garcia (2011), Gallego (2008), entre otras.

A pesar de los beneficios que representan Simapro 8.2, es importante recalcar que la veracidad de los resultados depende principalmente de la calidad de los datos que se introducen en el modelo.

6.2.3 Evaluación de impacto

En este apartado se muestran los resultados de la Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida. Para intentar facilitar su comprensión, los resultados se muestran en tres distintas vistas comparativas. La primera presenta un panorama general, que incluye una visión de los escenarios de todas las categorías normalizadas. Posteriormente, se presenta un análisis por líneas de agua, lodos y residuos en cada PTAR.

Por último, se muestra el análisis por categoría de impacto comparando todos escenarios en cada una de ellas, detallando la sustancia que interviene en los impactos resultantes.

Las categorías usadas se definen con las siguientes abreviaturas: Disminución de recursos abióticos (DRA), Acidificación (AC), Eutrofización (EU), Cambio climático (CC), Disminución de ozono estratosférico (DOE), Toxicidad humana (HT), Toxicidad terrestre (TT), Formación de oxidantes fotoquímicos (FOF).

6.2.3.1 Vista general

Esta vista general incluye una visión de los escenarios de todas las categorías normalizadas de acuerdo a la PTAR que presenta el menor valor por categoría de impacto (valor 100%).

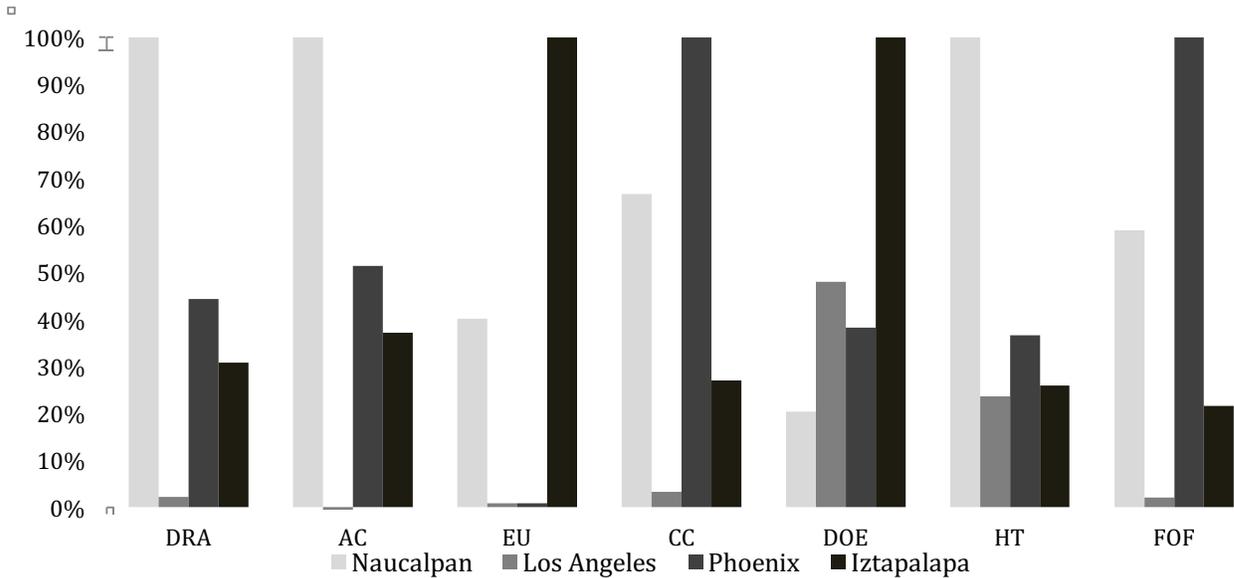


Figura 14 Comparación del perfil ambiental normalizado de acuerdo a la PTAR que presenta menor impacto ambiental

La Figura 15 muestra que las PTARs de México tienen mayores impactos ambientales que Phoenix y Arizona.

Con respecto a la PTAR de los Ángeles, con base en la unidad funcional, y debido a la eficiencia de consumo de energía y recuperación de la misma, además de aprovechar el lodo como fertilizante muestra de manera general el menor impacto ambiental dentro de las PTAR analizadas.

Se puede observar, que la PTAR de Naucalpan presenta el mayor impacto ambiental de manera general, esto debido a que tiene el mayor consumo eléctrico por unidad funcional y que además no trata los lodos generados, lo que propicia el incremento de algunos impactos ambientales como eutrofización y ecotoxicidad acuática.

En los siguientes apartados se detallaran los procesos y operaciones unitarias con mayores impactos ambientales así como las sustancias que intervienen en estos impactos.

6.2.3.2 Por categoría de impacto

La Figura 16 muestra los resultados para los diferentes procesos analizados. La definición de cada línea es como se mencionó en la descripción de procesos:

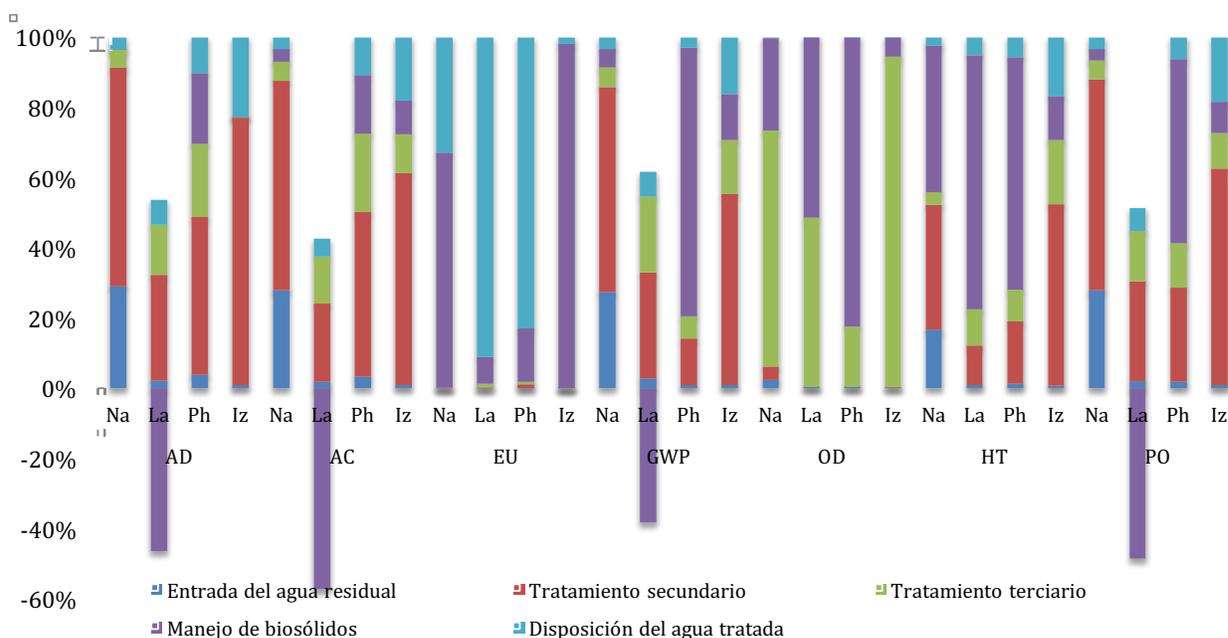


Figura 15 Comparación de PTAR por categoría de impacto

La acidificación

Las emisiones vinculadas a la acidificación, son causadas principalmente por la producción de electricidad utilizada en cada PTAR. De menor a mayor impacto (kg eq SO₂): -0.000579 en La, 0,00407 en IZ, 0,004868 en AZ y 0.0109 en NA. Estas diferencias se deben principalmente al consumo de electricidad en la PTAR Naucalpan (2,1 kWh / m³), cinco veces mayor que en LA (0,44 kWh / m³). Desafortunadamente, a una escala factor de unidad funcional de estos valores, no pueden ser comparados con los disponibles en la literatura. Sin embargo, de acuerdo con Vlasopolus et al., (2006) las emisiones de activación de consumo de energía son 0,20 kWh / m³ a 3 kWh / m³ en AC. Estos resultados están de acuerdo con

Hospido et al., (2008) la cual destaca que una mayor cantidad de tratamiento de agua en residuales tiene un menor consumo de electricidad por unidad funcional.

Disminución de recurso abióticos (combustibles fósiles)

El agotamiento de recursos abióticos se evaluó usando el método de línea de base descrito por CML (2013), tomando como referencia las reservas finales y las tasas de extracción. Los resultados se expresan como combustibles fósiles consumidos y se indican en equivalentes de MJ por 1m^3 , como se muestra en la Figura 15 y la Figura 16.

La PTAR de NA genera el mayor impacto (16.36 MJ), IZ (5.03 MJ) y AZ (7.25 MJ), mientras que LA produce 0.366 MJ. Estos valores se deben a la producción de la electricidad y los impactos evitados por la fabricación de fertilizantes. Si este proceso se tiene en cuenta, por ejemplo, en las instalaciones de California, la comparación está dominada por las cargas evitadas asociados con el uso de los lodos como fertilizante en los biosólidos sistema de manipulación. En el caso de caso de NA, AZ e IZ, los resultados muestran que el agotamiento de los recursos fósiles domina esta categoría de impacto en el resto de las instalaciones.

El calentamiento global

Los resultados del calentamiento global, con un horizonte temporal de 100 años, muestran que un mayor impacto en AZ (2,21 kg CO₂ eq), seguido de NA (1,47 kg CO₂ eq), IZ (0,60 kg CO₂ eq) y los impactos más bajos se mostraron en LA (0.073 kg CO₂ eq). Aunque este impacto puede ser asociado al alto consumo de electricidad, en este caso, el de alto impacto para el GW se presenta en el subsistema de manejo de biosólidos debido al biogás producido en la digestión anaerobia y la nula recuperación de la electricidad.

En cuanto al mix eléctrico, el gas natural utilizado es la principal fuente de energía en las instalaciones de 55%, 35% y 48% en la PTAR de LA, La PTAR de AZ y la PTAR de NA e IZ respectivamente, es un factor que determina el comportamiento del potencial de calentamiento global, por lo que, las emisiones de gases de efecto puede estar relacionado directamente a la mezcla de energía utilizada en esta evaluación.

Un análisis detallado se realizó para identificar los subsistemas que más contribuyen a los efectos del calentamiento global. En la PTAR de NA, el tratamiento secundario contribuye

con el más del 50% del valor total de la categoría de impacto de lodos. Las emisiones de gases de efecto invernadero están directamente relacionadas con el consumo de energía. El sistema de lodos activados, como se esperaba, presentó la mayor carga ambiental en la categoría de calentamiento global, en comparación con los demás subsistemas, debido a la entrada de alta energía para la aireación.

Con respecto al caso de California (0,074 kg CO₂ eq), el tratamiento secundario (lodos activados y clarificador secundario) y tratamiento terciario son las que mayormente contribuyen a la categoría de calentamiento global (52%). Sin embargo, el manejo de lodos alcanza el porcentaje más bajo (-57%), debido a que el metano generado en el proceso de digestión anaerobia es capturado y utilizado para generar electricidad y esta pueda ser aprovechada dentro de las instalaciones de la planta. Si no se capturaran las emisiones de metano, los GEI resultados de esta actividad se incrementarían en 25 veces (Stokes et al, 2010).

La PTAR de AZ muestra un comportamiento particular en la categoría de calentamiento global, en este caso, el manejo de lodos representa por sí sola más del 70%, el resto de los subsistemas contribuyen poco a los resultados del estudio de caso. La cantidad de gases de efecto invernadero producidos a partir de este subsistema están relacionados con la digestión de lodos y la producción de metano de la descomposición anaeróbica de los lodos. Además, la inexistencia de un programa de recuperación de la electricidad, aumentó de forma exponencial los efectos ambientales en la categoría calentamiento global.

En el caso de IZ (0,596 kg CO₂ eq) el sistema de lodos activados presentó la mayor carga ambiental en la categoría de calentamiento global (53%), en comparación con los otros sistemas, debido a la entrada de alta energía para la aireación.

La eutrofización

La eutrofización se evaluó usando el método de línea de base descrito en la LMC (2013), considerando el potencial de eutrofización genérico (EP) factores. Los resultados se expresan en kg PO₄ equivalentes por UF (1 m³), donde la PTAR de IZ tiene un impacto de 1.069, el mayor en comparación con 0,43 en NA y 0.0084 en AZ y LA. Los impactos de NA e IZ se deben a las malas prácticas en los biosólidos de manipulación, tales como las descargas a los cuerpos de agua (subsistema de eliminación de aguas) que determinan totalmente el impacto

en la eutrofización. A pesar de que la PTAR de IZ y NA no fue diseñada para la eliminación de fósforo, la eutrofización derivada de las emisiones de nitrógeno al agua se incluyó en la evaluación inicial. La PTAR de AZ mostró los resultados más favorables para el potencial de eutrofización, debido a las estrictas leyes para la eliminación del agua en cuerpos de agua, que tiene un cuidado en la eliminación de nutrientes.

En el análisis de rendimiento se encontró que gran parte del impacto (90%) fue originado por dos sustancias: amonio y fosforo fueron originados por dos sustancias para dar cuenta de más del 90% del valor total de la categoría de impacto: de amonio y fósforo, lo cual concuerda con Hospido (2007), donde se informó que el amoniaco y el fósforo son las dos sustancias principales esa categoría eutrofización impacto.

Agotamiento de la Capa de Ozono

El potencial de agotamiento de la capa de ozono es superior para IZ (0.0000001581g CFC-11 eq) que para NA (0,0000000322 g CFC₋₁₁ eq), LA (0,0000001131 g CFC₋₁₁ eq) y AZ (0,0000000901 g CFC₋₁₁ eq), debido al consume de energía eléctrica para el bombeo y aireación en las instalaciones y el diésel utilizado en el transporte de los lodos y residuos para su disposición final.

Toxicidad humana

La categoría de impacto de la toxicidad humana es mayor para NA (0.738774 kg 1,4-DB eq) que para Ca (0,449079 kg 1,4-DB eq), AZ (0,412274 kg 1,4-DB eq) y Iz (0,212998 kg 1,4-DB eq) .Esto se debe a la presencia de metales pesados en lodos (NA e IZ), esta es la baja capacidad debido a la eliminación de metales pesados, además de con la alta concentración de las muestras analizadas durante la recopilación de datos, el diesel usado en el transporte de los lodos en el caso de La y AZ es también un colaborador de la toxicidad humana. En este sentido, la cantidad de lodos en las PTARs depende de dos aspectos opuestos: la aplicación de tratamiento secundario y la digestión anaeróbica. Si esto ocurre, una mayor producción se lleva a cabo y se logra una gran reducción de lodos. IZ y NA combina ambos aspectos en una dirección negativa (presencia de tratamiento secundario y ausencia de digestión anaerobia) de modo que se produce una gran cantidad de lodo (ver Tabla 27) Por el contrario, LA y AZ fusiona ambos efectos en un sentido positivo (ausencia de tratamiento

secundario y la presencia de la digestión anaerobia), lo que explica el menor valor obtenido para esta categoría de impacto (Figura.16).

Oxidación fotoquímica

La categoría de la oxidación fotoquímica se elige de acuerdo con Lundin et al. (2000) que se expresa como PO, y es una de las categorías de interés para la industria del agua. Además Hospido et al., (2008), reporta que 12 g de equivalentes de etano se emiten por persona equivalente cuando se utiliza un sistema convencional para el tratamiento de aguas residuales. Los valores presentados aquí son mucho más altos, siendo el pH más alto con 0.000839 g por fu, Na (0.000284 g) Iz (0.000117 g) y la con 0.000018 g, como resultado de un uso de la energía más significativo (directa e indirecta), diésel para el transporte, elementos que domina las emisiones asociadas a esta categoría de impacto.

6.3 Consideraciones finales y conclusiones

El enfoque de ciclo de vida permite crear comparaciones de sistemas completos y da un informe detallado de puntos críticos del proceso, facilitando la toma de decisiones con una perspectiva a largo plazo. La adopción de este enfoque permite diseñar políticas/planes más eficientes y aprovechar mejor las materias primas, a la vez que arroja más resultados que el enfoque tradicional.

De esta manera el ACV se convierte en una herramienta acorde a las características de la sustentabilidad urbana al identificar los puntos más críticos del ciclo de vida del producto/proceso para conseguir mejoras ambientales y además poder comparar los impactos de productos/procesos que tengan una función o desempeño equivalente, permitiendo a los consumidores seleccionar productos/proceso menos dañinos al ambiente y la sociedad estableciendo de esta forma un criterio general para que los tomadores de decisiones puedan generar proyectos más amigables con el ambiente dentro de las ciudades.

En referencia al caso de estudio, los resultados permiten identificar qué proceso impacta más al ambiente y detallar la sustancia responsable de acuerdo a cada categoría de impacto. El tratamiento secundario es el que tiene los mayores impactos en casi todas las categorías en

todas las tecnologías, sobre todo en las tecnologías que usan electricidad; este comportamiento siempre se observa de acuerdo con otros estudios.

En el presente estudio, la PTAR de Los Ángeles alcanza los resultados más favorables desde el punto de vista ambiental en la mayor parte de las categorías evaluadas.

Los resultados del presente estudio sugieren que la instalación de una gran PTAR es mejor, en términos ambientales mientras que una PTAR pequeña presenta en la mayoría de las categorías impactos más altos. Sin embargo, con el fin de extrapolar los resultados obtenidos a otros lugares, es necesario considerar otros aspectos limitados en este estudio

Capítulo 7

6 Desarrollo de una metodología para evaluar el nivel de la sustentabilidad (MELS) mediante lógica difusa

7.1 Introducción

Recientemente, la cantidad y variedad de aplicaciones de la lógica difusa han crecido considerablemente. La lógica difusa es una lógica alternativa a la lógica clásica que pretende introducir un grado de vaguedad en las cosas que evalúa. En el mundo que vivimos existe mucho conocimiento ambiguo e impreciso por naturaleza. El razonamiento humano con frecuencia actúa con este tipo de información. La lógica difusa fue diseñada para imitar el comportamiento del ser humano.

La lógica difusa se inició alrededor de 1965 por Lofti Zadeh, profesor de la Universidad de California en Berkeley. Contraviniendo los conceptos de la lógica clásica, donde se marca únicamente un elemento como perteneciente o no a un conjunto, propone el concepto de pertenencias parciales a conjuntos que denominó difusos. Posteriormente, en 1975, el británico Ebrahim Mandami, (Mamdani and Assilian, 1975) demuestra la aplicabilidad de la lógica difusa en el campo del control. Desarrolla el primer sistema de control difuso práctico, la regulación de un motor de vapor. En la actualidad es un campo de investigación muy importante, tanto por sus implicaciones matemáticas o teóricas como por sus aplicaciones prácticas. Prueba de esta importancia es el gran número de revistas internacionales (Fuzzy Sets and Systems, IEEE Transactions on Fuzzy Systems.) Congresos (FUZZ-IEEE, IPMU, EUSFLAT, ESTYLF...) y libros (Kruse et al., 1994), (McNeill, 1994), (Mohammd, 1993), (Pedrycz, 1998) dedicados al tema.

En el siglo XXI, la solución de problemas ambientales con características de subjetividad e incertidumbre han sido abordados de manera apropiada por medio de métodos y herramientas matemáticos, dentro de las que destaca especialmente la lógica difusa (Silver, 2000; Sadiq y Rodríguez, 2004; Vemula et al., 2004; Liou and Lo, 2005; Mckone y Deshpande, 2005; Gosh y Mujumdar, 2006; Keskin et al., 2007). La lógica difusa, ha sido una herramienta para la solución de problemas en que el conocimiento proveniente de expertos juega un papel determinante. Al mismo tiempo, la flexibilidad de la Lógica difusa permite procesar, en

forma eficiente, la información subjetiva originada por investigadores y expertos y la información objetiva obtenida empíricamente (Silver, 1997).

En el campo de la sustentabilidad, la lógica difusa tomó auge a finales de los 90's y principios del milenio debido a la necesidad de hallar mejores técnicas para su evaluación reduciendo la incertidumbre e integrando los aspectos económico, social y ambiental, sin embargo no existen criterios unificados para medir estos indicadores de sustentabilidad. Es por ello, que se necesita de un método sistematizado, basado en una metodología confiable, que permita combinar los componentes multidimensionales de la sustentabilidad y que reduzca la incertidumbre. El método debe ser flexible en el sentido que pueda añadir o quitar indicadores para lograr una mejor evaluación del sistema de acuerdo a su contexto. En realidad la frontera entre los sustentabilidad y lo insostenible no es claro, sino más bien difusa. Esto significa que no es posible determinar valores exactos para la sustentabilidad, y un análisis de incertidumbre debe ser considerado en los procedimientos de evaluación de la sustentabilidad. Por esta razón, el uso del lenguaje natural y valores lingüísticos basados en la metodología de la lógica difusa son más apropiados para evaluar la sustentabilidad (Munda et al., 1994).

Considerando lo anterior, en éste capítulo se desarrolla una propuesta metodológica que tiene como objetivo realizar al mismo tiempo la normalización e integración de las dimensiones social, ambiental y económica de la sustentabilidad. Este proceso aprovecha la fortaleza teórica del enfoque de ciclo de vida y usa la lógica difusa para tratar la imprecisión que está presente en los datos y la subjetividad de los pesos, mediante el uso del modelo general de toma de decisiones multiatributo difusa, de Li y Yen (1995).

7.2 Panorama general

Tal como se describe en la primera parte de éste capítulo, la lógica difusa, facilita el manejo de datos y el proceso de toma de decisiones. A Partir de la revisión de estos conceptos y de sus aplicaciones, en éste capítulo se desarrolla una propuesta metodológica que tiene como objetivo realizar la integración de indicadores ambientales, sociales y económicos y a su vez generar un índice global de sustentabilidad. El modelo que se propone tiene un doble propósito, proporcionar un marco flexible que defina la sustentabilidad como una función de

un número determinado de variables y, al mismo tiempo que dé la maquinaria matemática para calcular los valores numéricos de la sustentabilidad.

Este proceso aprovecha la fortaleza teórica de la propuesta de Klöpffer (2008) y usa la lógica difusa para tratar la imprecisión que está presente en los datos y la subjetividad de los pesos, mediante el uso del modelo general de toma de decisiones multiatributo difusa, de Li y Yen (1995) y una adaptación de Koulompis et al., 2008.

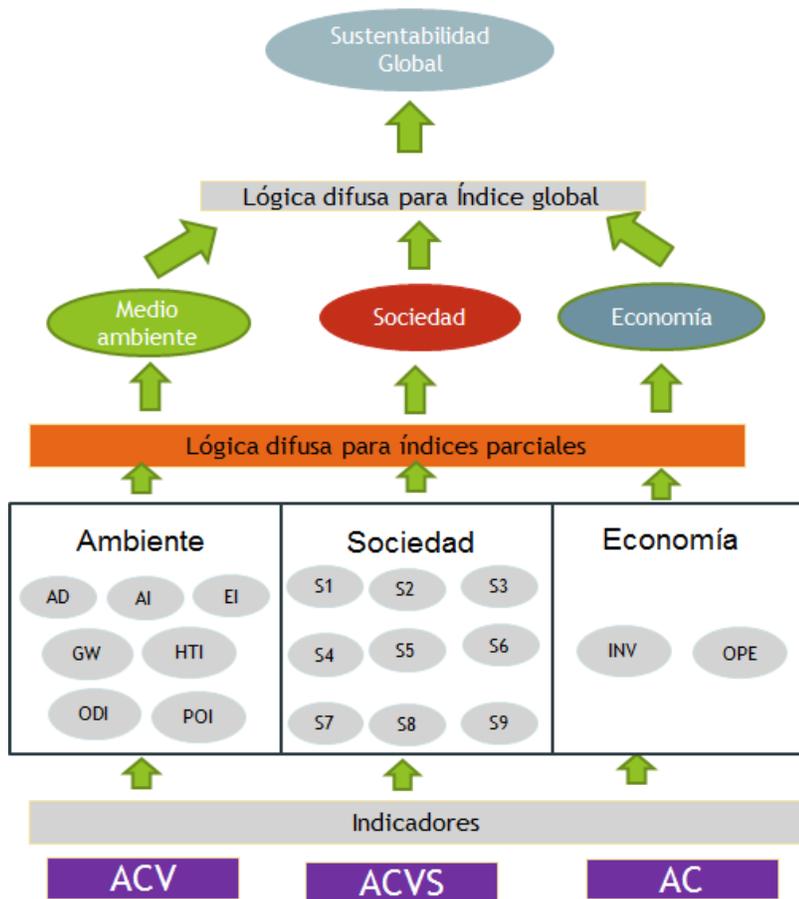


Figura 16 Esquema general para calcular la sustentabilidad global

7.3 Propuesta metodológica

A partir del panorama general (Figura 17) se plantea la siguiente estructura general de MELs la cual se conforma de cuatro etapas (Figura 18), la etapa 1 establece los criterios generales de la sustentabilidad, la etapa 2 consiste en la evaluación de cada dimensión de la

sustentabilidad mediante el análisis de ciclo de vida ambiental y social y un análisis económico para la dimensión económica. Una vez generado los indicadores parciales del paso anterior, el siguiente paso (Etapa 3), hace referencia a una normalización interna para poder hacer los indicadores equiparables entre sí. En la etapa 4 se lleva a cabo la evaluación de la sustentabilidad mediante la lógica difusa, la cual consiste en el tratamiento difuso de los indicadores parciales, para generar índices parciales de medio ambiente, de sociedad y de economía, finalmente en la Etapa 5 se genera un índice global de sustentabilidad a partir de los índices parciales generados en el paso anterior.

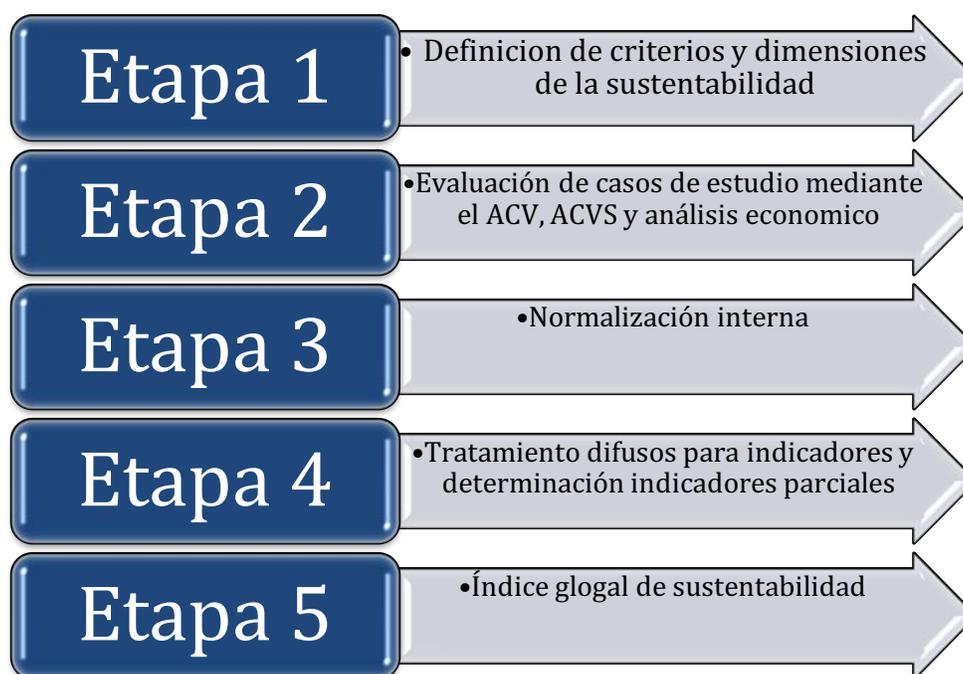


Figura 17 Metodología para evaluar sustentabilidad, MEL

7.4 Definición de criterios y dimensiones de la sustentabilidad

7.4.1 La sustentabilidad y sus dimensiones

Son innumerables las definiciones sobre desarrollo sustentable, Müller (1996) afirma que hay definiciones “para todos” y que la definición del Informe de Brundtland es tan amplia que todos la aceptan porque se basa en grandes generalidades prácticamente incuestionables. Sin embargo, se ha convertido en un “cliché” utilizado y definido con una gran inconsistencia

(Masera et al., 2000). Pinheiro et al., citados por Marzall (1999) enumeran 70 definiciones; mientras que Camino y Müller, citados por la misma autora enumeran 50 definiciones. Dado este panorama es que Marzall (1999) señala que es preferible referirse al desarrollo sustentable como noción y no como concepto, pues no existe una definición precisa.

De cualquier forma, y a pesar de las importantes diferencias, hay algunos elementos centrales presentes en casi todas las definiciones: se distinguen tres grandes dimensiones incluidas en el concepto: la social, la ambiental y la económica; se postula la equidad intergeneracional o solidaridad diacrónica (preservar la “nave Tierra” para las futuras generaciones); y, exceptuando al ecocentrismo ortodoxo. (Foladori y Tommasino 2000, Pierri 2001), se postula la equidad intrageneracional o solidaridad sincrónica (satisfacer las necesidades humanas de las generaciones del presente).



Figura 18 Dimensiones de la sustentabilidad

Prácticamente todos los autores indican la necesidad de satisfacer objetivos en al menos tres dimensiones (Müller 1996, Marzall 1999, Masera et al. 2000, Foladori y Tommasino 2000, Pierri 2001, von Wirén-Lehr 2001, van der Werf y Petit 2002). Algunos autores agregan otras dimensiones, como la cultural, la política y la ética (Caporal y Costabeber, 2002), aunque éstas suelen contemplarse en una concepción amplia de la dimensión social (Foladori, 2005b).

La dimensión ecológica refiere a la capacidad de un ecosistema de mantener sus características fundamentales para su reproducción en el largo plazo (Müller, 1996), lo que

implica la capacidad de preservar tanto los recursos abióticos, minerales y clima, como los recursos bióticos, en particular la diversidad de especies y genes. Algunos autores denominan a ésta característica de los ecosistemas como resiliencia, entendida como la capacidad de un sistema de reponerse ante cambios bruscos del medio externo (Hansen, 1996). Según Foladori (2005b) es la dimensión que presenta menos desacuerdos en su definición, aunque presenta dificultades importantes en su medición.

La dimensión económica encuentra una mayor diversidad de definiciones, a pesar de ser precursora de las otras dos en la medida de que la noción de desarrollo fue precursora a la de sustentabilidad, y refería fundamentalmente al crecimiento económico como factor esencial para el mismo. Para algunos autores (Müller, 1996) implica alcanzar un nivel de rentabilidad “atractivo”; otros autores entienden que el objetivo es el crecimiento cero (Foladori, 2005b); mientras que otros más pragmáticos plantean la necesidad de regular el crecimiento económico.

La dimensión social es definida como la capacidad de lograr que beneficios y costos se distribuyan equitativamente entre grupos y generaciones, de forma tal que satisfaga las necesidades humanas (Müller, 1996). Es la que presenta más diferencias en su definición, tanto que para algunos autores el gran problema conceptual del desarrollo sustentable es diferenciar la sustentabilidad ecológica de la social (Lélé, citado por Foladori, 2005b). Es también la dimensión más postergada, porque directamente no se la considera o se lo hace de forma secundaria (Marzall 1999, Masera et al. 2000, Foladori y Tommasino 2000).

Hasta los años 90 la concepción de sustentabilidad social impulsada por organismos internacionales (ONU, Banco Mundial) apuntaba a la pobreza y al incremento poblacional, pero como “puente” a los problemas ecológicos (Foladori y Tommasino, 2000). Sin embargo, y luego de importantes críticas a esta noción (Foladori y Tommasino 2000, Stiglitz, Anand y Sen, citados por Foladori 2005b), se jerarquiza conceptualmente la mejora de la calidad de vida de las personas como fin en sí mismo y no como un medio para solucionar los problemas ambientales. Según Foladori (2005b) para estos autores la participación social es el medio para la mejora de la calidad de vida porque es indicadora de: libertades democráticas, equidad en las decisiones y potenciar esfuerzos productivos.

La presente propuesta propone el manejo de tres dimensiones de la sustentabilidad, la económica, la social y la ecológica, utilizando el enfoque de ciclo de vida en las dimensiones social y ambiental, mientras que en la parte económica se considera un análisis económico básico. Al utilizar el enfoque de ciclo de vida y de acuerdo a Klöpffer (2008) se entiende a la sustentabilidad con enfoque de ciclo de vida como la integración del Análisis de Ciclo de Vida Ambiental, El Análisis de Ciclo de Vida Social y El Análisis de Ciclo de Vida Económico.

$$\underline{\text{Sustentabilidad} = \text{ACV} + \text{ACVS} + \text{ACVE}} \quad \text{(Ecuación 7)}$$

Por lo tanto se analizan por separado cada una de las dimensiones retomando únicamente los indicadores resultantes de las evaluaciones para éste capítulo.

7.5 Evaluación de casos de estudio

Una vez definidas las dimensiones de la sustentabilidad en la etapa 1, es necesario llevar a cabo las evaluaciones ambiental, social y económica, de manera independiente. Al haber realizado éste paso, se deben definir el tipo y número de indicadores de cada componente de la sustentabilidad. Para esta propuesta se propone utilizar 18 indicadores divididos de la siguiente manera: 7 ambientales, 9 sociales y 2 económicos. El tipo y número de indicadores no es limitativo, por lo que se pueden agregar indicadores.

7.6 Normalización interna

Para poder aplicar la lógica difusa requiere que todos los valores puedan ser comparables en un rango entre 0 y 1, donde 0 es el peor desempeño y 1 el mejor, para los indicadores parciales I(S), I(M) e I(E) resultantes del paso 2 se adaptan a la escala mediante el uso de la ecuación 8.

$$I_N(X) = 1 - \frac{I(x) - I(x)_{min}}{I(x)_{max} - I(x)_{min}} \quad \text{(Ecuación 8, adaptado de Güereca ,2006)}$$

Donde:

$I_N(x)$ es el valor normalizado de cada uno de los indicadores en las tres dimensiones de la sustentabilidad

$I(x)$ es el valor resultante del indicador a normalizar

$I(x)_{max}$ es el valor máximo del indicador x entre las alternativas a comparar

$I(x)_{min}$ es el valor mínimo del indicador x entre las alternativas a comparar

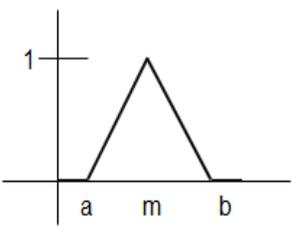
$x = 1, 2, 3, \dots, n$

7.7 Tratamiento difuso para los indicadores y determinación de índices parciales

El tratamiento difuso o fuzzificación es el método reportado por Li y Yen (1995), que consiste en asociar cada indicador parcial con una variable lingüística que lo describe en términos semánticos.

Para poder asignar alguna de las variables lingüísticas a los indicadores normalizados es necesario establecer su grado de membresía o pertenencia, por simplicidad se usan funciones de pertenencia triangulares $\mu(x)$.

Las medidas difusas se definen de acuerdo a las funciones de membresía que se presenta en la Ecuación 3, donde $x = I_N(x)$.

$$\mu(x) = \begin{cases} 0 & \text{para } x \leq a \\ \frac{x-a}{m-a} & \text{para } a < x \leq m \\ \frac{b-x}{b-m} & \text{para } m < x \leq b \\ 0 & \text{para } x > b \end{cases}$$


Ecuación 9 Función de membresía triangular

La Figura 20 muestra una representación gráfica de las funciones de pertenencia definidas, aquí el conjunto de variables lingüísticas (ek) está formado por el universo $E = \{e1, e2, e3, e4, e5, e6, e7, e8, e9, e10, e11.\}$, donde $e1$ es Extremadamente Bajo (EL), $e2$ Muy Bajo (VL),

e3 Bajo (L), e4 Relativamente Bajo (FL), e5 Intermedio (I), e6 Relativamente Alto (FH), e7 Alto (H), e8 Muy alto (VH) y e9 Extremadamente Alto (EH)

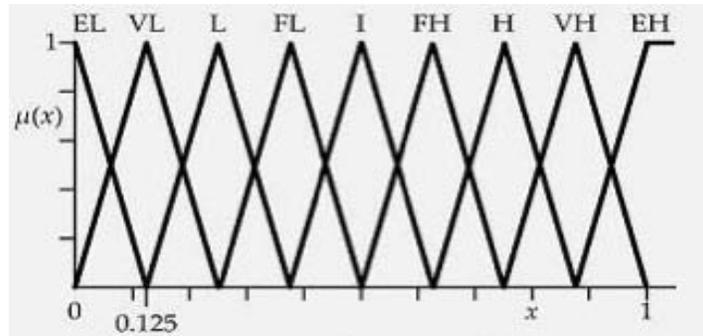


Figura 19 Escala semántica usada para difuminar los indicadores parciales normalizados. ($I_N(x)$)

Cada valor del indicador $I_N(x)$ pertenece a uno o más conjuntos difusos con ciertos grados de membresía. El valor resultante $\mu(x)$ es un conjunto difuso de la forma $\mu(x) = [j, k]$ entre $[0, 1]$ donde j es el grado de membresía del set difuso 1 y k el grado de membresía del set difuso 2. El grado de membresía de cada indicador pertenece al menos a un set difuso de los nueve establecidos anteriormente como se observa en la Figura 20.

Para cada indicador se obtiene el vector de decisión ($d^{(k)}(a_j)$), que contiene los valores globales de pertenencia para cada una de las etiquetas lingüísticas. Dicho vector se obtiene multiplicando el producto $\mu(x)$ por un vector de factores de ponderación (importancia de las categorías de impacto o pesos) $W = (w_1, w_2, \dots, w_9)$

$$d^{(k)}(a_j) = \mu(x) * W \dots \dots \dots \text{Ecuación 10}$$

Los factores de ponderación pueden ser obtenidos mediante técnicas de pesaje como es el caso del método panel y los pesos deben normalizarse para que la suma de todos los pesos sea igual a la unidad, tal como se presenta en la Ecuación 11.

$$\sum_{i=1}^{10} w_i = 1 \quad \text{Ecuación 11}$$

7.8 Consideración para dimensiones de la sustentabilidad

Es posible obtener índices parciales para cada una de las dimensiones de la sustentabilidad y de esta forma poder determinar el desempeño particular de estas dimensiones de manera independiente. Para obtener estos índices se llevan a cabo los siguientes pasos: se separan los indicadores de acuerdo a la dimensión que pertenezcan (ambientales, sociales y económicos), se determinan los factores de ponderación de las tres dimensiones evaluadas, (en este caso cada una de los indicadores presenta el mismo peso dentro de cada una de las dimensiones de sustentabilidad). Como penúltimo paso se determinan sus vectores de decisión $d^{(k)}(a_j)$ para las tres dimensiones. Finalmente se obtiene el orden de preferencia para los índices parciales de cada una de las dimensiones, este es obtenido tomando en cuenta los términos lingüísticos establecidos y el valor máximo de preferencia de acuerdo a la Figura 4, de tal forma que aquel indicador parcial que mostró máxima pertenencia en “excelente” será preferida sobre las alternativas que mostraron máximos valores en términos como “bueno”, “regular”, “malo”, etc., de esta forma se obtiene un índice parcial para la dimensión ambiental, social y económica.

7.7 Valor global de sustentabilidad (VGS)

Para poder generar el valor global de sustentabilidad es necesario llevar a cabo una defuzzificación del vector de decisión $d^{(k)}(a_j)$, es decir convertir los valores difusos en valores nítidos. La obtención de un valor nítido para los índices parciales se lleva a cabo mediante el método máximo el cual se presenta en la Ecuación 12.

$$IGS = \frac{\sum(\text{grado de membresía del set difuso } L \times \text{valor pico del set difuso } L)}{\sum \text{de los grados de membresía finales de los indicadores parciales}} \quad (\text{Ecuación 12})$$

Donde:

El valor Pico del set difuso L es el valor donde se maximiza la función de pertenencia L, es decir el valor sobre el eje de las abscisas donde el set difuso L es 1. Esto se lleva a cabo mediante la función triangular establecida al inicio de la fuzzificación.

Tabla 32 Valores máximos para los set difusos de sustentabilidad global

Set difuso	Valor máximo
EL	0

VL	0.125
L	0.25
FL	0.375
I	0.5
FH	0.625
H	0.75
FL	0.825
EL	1

7.8 Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad desempeña un papel fundamental en la toma de decisiones ya que determina los efectos de un cambio en un parámetro de decisión sobre el desempeño del sistema. En esta sección, se intenta dar una respuesta a la cuestión de cómo diseñar /evaluar infraestructura encaminadas a la sustentabilidad. El modelo MELS podría apoyar a los tomadores de decisiones para formular políticas de infraestructura sustentables mediante la evaluación de la sustentabilidad para diferentes infraestructuras, en este caso particular para PTAR. Una PTAR es definida por los indicadores de sustentabilidad disponibles, que reflejan en gran medida los resultados de las políticas y medidas adoptadas en un plazo determinado. Cuando se cambian la importancia (pesos) de estos valores y los cambios resultantes afectan el valor global de sustentabilidad, podríamos identificar los indicadores más importantes que contribuyen a la sustentabilidad. Este procedimiento se conoce como análisis de sensibilidad.

7.9 Fortalezas del modelo difuso para el análisis de decisiones

Las herramientas tradicionales para la modelación son determinísticas y asumen que los datos que manejan son precisos, están basadas en el enfoque *si-o-no*, y no en una visión *más-o-menos*. En ellas se asume que los parámetros de un modelo representan exactamente el fenómeno modelado, lo cual implica que el modelo no contiene ambigüedades. Sin embargo, en la realidad la imprecisión existe. Zimmermann (1991) establece que la teoría de los conjuntos borrosos proporciona un marco estricto en el sentido matemático en el cual los fenómenos conceptualmente vagos o imprecisos pueden ser rigurosamente estudiados.

Ross et al (2002) establecen que si un cálculo es realizado con datos inciertos, y la incertidumbre es menospreciada, entonces una decisión basada en los resultados de dichos cálculos puede ir en dirección equivocada.

Tomando en cuenta que los indicadores básicos de medio ambiente, economía y sociedad son valores inciertos, la metodología propuesta proporciona resultados más realistas que las herramientas tradicionales porque permite agregar la imprecisión inherente a todos los indicadores básicos y obtener una etiqueta semántica para cada alternativa, fácil de interpretar y con significado propio.

Este método permite realizar la normalización y la agrupación e integración, desde un enfoque matemáticamente robusto porque considera una escala semántica con nueve términos, cada uno de ellos es un número difuso triangular, que puede definir el desempeño de las alternativas de acuerdo a su nivel de pertenencia. Esta asociación está determinada por el principio de “simultaneidad gradual” (Zadeh, 1965), en el cual se expresa que una proposición puede ser, por al mismo tiempo verdadera y falsa, siempre y cuando se le asigne un grado a su verdad y un grado a su falsedad. Por lo tanto, los valores obtenidos a partir de la función de decisión representan el grado de verdad con el cual los escenarios se asocian a los términos semánticos. Con ésta consideración se admite y se da tratamiento a la imprecisión y subjetividad de los datos utilizados.

Este proceso permite una graduación de alternativas más robusta porque está asociada a rangos de números, de tal forma que una alternativa puede ser “buena” si su valor está dentro del rango que la reconoce como “buena”. De esta forma las graduaciones son más estables, lo cual quiere decir que aceptan cambios en los valores sin perturbar el orden establecido tan fácilmente como sucede cuando se manejan números exactos.

El uso de la lógica difusa evita el uso de pesos que a menudo son arbitrarios o no pueden ser fácilmente determinados por un tomador de decisiones.

Capítulo 8

8. Aplicación de MELS en los casos de estudio seleccionados

8.1. Introducción

El objetivo de este capítulo es aplicar la metodología desarrollada en el capítulo 7. Para cada uno de los casos de estudio seleccionados, para ello se normalizan los indicadores sociales, ambientales y sociales y se aplica el tratamiento difuso a estos indicadores, de esta forma se obtiene un indicador global de sustentabilidad el cual permita jerarquizar los casos de estudio evaluados

8.2. Indicadores utilizados

Como se mencionó en el capítulo 7 para la aplicación de esta metodología se utilizan 18 indicadores para cada una de las tres PTAR/casos de estudio seleccionados en el capítulo 3 además de agregar dos PTAR de Estados Unidos para complementar este capítulo, los indicadores son repartidos de la siguiente manera:

- 7 ambientales: Disminución de recursos abióticos (DRA), acidificación (AC), eutrofización (EU), cambio climático (CC), disminución de ozono estratosférico (DOE), toxicidad humana (TH), formación de oxidantes fotoquímicos (FOF).
- 9 sociales: participación pública (PP), condiciones de vida saludables y seguras (CSS), empleo local (EL), salud y seguridad (SS) horas de trabajo (HT), salario (SAL), capacitación (CAP), mecanismos de retroalimentación (MR), promoción de la responsabilidad social/sustentabilidad (PS).
- 2 económicos: costos de inversión (INV), costos de operación (OPE).

La selección de indicadores corresponde a un criterio práctico, es decir por simplicidad y factibilidad en la aplicación de la lógica difusa, sin embargo, esta metodología no es limitativa al permitir incorporar más indicadores.

8.3 Normalización interna

Para poder manejar todos los indicadores desde una perspectiva de lógica difusa se requiere que todos los valores puedan ser comparables entre 0 y 1, donde 0 es lo peor y 1 lo mejor, por eso cada uno de los 18 indicadores utilizados en la Tabla 1 se adapta a esta escala mediante el uso de la ecuación 2 (Capítulo 7) de esta forma se convierten los indicadores a una escala comparable entre si y al mismo tiempo se lleva a cabo una normalización interna al hacer los valores adimensionales. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 33.

Tabla 33 Indicadores utilizados para MELS

Dimensión	Indicador	Unidades	PTAR 1 Naucalpan	PTAR 2 Los Ángeles	PTAR 3 Phoenix	PTAR 4 Iztapalapa	PTAR 5 Tepalcingo
Ambiental	Disminución de recurso abióticos	MJ	16.363395	0.366593	7.250193	5.031834	1.35E-03
	Acidificación	kg SO2 eq	0.010949	-0.000599	0.005626	0.004073	0.000441
	Eutrofización	kg PO4--- eq	0.429779	0.008442	0.009322	1.070247	3.92E-02
	Cambio Climático	kg CO2 eq	1.474601	0.073253	2.210065	0.596033	0.336727
	Disminución de Ozono Estratosférico	kg CFC-11 eq	0.0000000322	0.00000007605	0.00000006055	0.00000015829	3.48E-08
	Toxicidad Humana	kg 1,4-DB eq	1.055018	0.249718	0.385839	0.273713	0.148911
	Formación de Oxidante Fotoquímicos	kg C2H4 eq	0.000494	0.000017	0.000838	0.000181	0.00011
Social	Participación pública*	Número de programas o eventos dirigidos para promover la participación de la comunidad período del informe.	1	4	6	2	0
	Condiciones de vida* saludables	Número de programas durante el período reportado para mejorar la salud o la seguridad de la comunidad.	1	1	1	1	0

	Empleo local**	Número de nuevos puestos de trabajo creados durante el período que se reporta	3	0	0	1	2
	Salud y seguridad**	Tasa promedio de incidentes durante el período del informe.	0.1	0.05	0.02	0.15	0.18
	Horas de trabajo**	# de horas promedio trabajadas por semana	72	48	48	60	80
	Salario **	% de trabajadores con un salario digno	50	100	100	70	20
	Capacitación**	Hrs. De capacitación por empleado en el periodo reportado	12	16	24	10	20
	Mecanismo de retroalimentación***	Número de quejas identificadas durante el período de presentación de informes relacionados con el producto	8	2	5	12	3
	Promoción de la responsabilidad social****	Número de iniciativas de las empresas relacionados con la sustentabilidad/ responsabilidad social	1	2	4	1	0
Económica	Costos de inversión	USD\$/m3	79732653.18	18368682.29	21648804.13	13745008.67	105323979
	Costos de operación	USD\$/m3	0.109555275	0.09109	0.055	0.60910489	0.01322768

*Grupo de interés comunidad local, **grupo de interés trabajadores, *** grupo de interés consumidores, **** grupo de interés cadena de valor

8.4 Ajuste del indicador normalizado

Como se mencionó en el punto anterior es necesario tener valores entre 0 y 1 para ser empleados en el tratamiento difuso, donde 0 es el peor desempeño y 1 el mejor. Sin embargo, en algunos indicadores sociales y económicos debido a la naturaleza de estos es necesario llevar a cabo un ajuste en la normalización para cumplir la premisa de la lógica difusa “0 el peor desempeño y 1 el mejor”. Por ejemplo en el caso de horas de trabajo entre más horas trabajadas el desempeño del indicador se convierte más negativo (0), y entre menos horas trabajadas el desempeño mejora (1). Esto es inverso según la premisa de la lógica difusa por lo que el ajuste se lleva a cabo mediante la siguiente formula:

$$I_N(X) = \frac{I(x) - I(x)_{min}}{I(x)_{max} - I(x)_{min}} \quad (\text{Ecuación 8, adaptado de Güereca ,2006})$$

En el caso de los indicadores económicos (ECO e INV) de igual forma se le realiza un ajuste a ambos indicadores, ya que se asume que entre más “barato sean los costos, el desempeño es mejor”. Lo que significa que el menor costo de inversión tiene un valor de 1 y el de mayor costo un valor de 0.

Tabla 34 Indicadores normalizados

Dimensión	Indicador	PTAR 1 Naucalpan	PTAR 2 Los Ángeles	PTAR 3 Phoenix	PTAR 4 Iztapalapa	PTAR 5 Tepalcingo
Ambiental	DRA	0	0.9776	0.5569	0.6925	1
	AC	0	1	0.4609	0.5954	0.9099
	EU	0.6031	1	0.9991	0	0.9710
	CC	0.3441	1	0	0.7553	0.8766
	DOE	1	0.6524	0.7753	0	.9797
	TH	0	0.8887	0.7385	0.8622	1
	FOF	0.4194	1	0	0.8008	0.8871
Social	PP	0.1666	0.6666	1	0.3333	0
	CSS	1	1	1	1	0
	EL	1	0	0	0.3333	0.6666
	SS*	0.5	0.8125	1	0.1875	0
	HT*	0.25	1	1	0.625	0

	SAL	0.375	1	1	0.625	0
	CAP	0.1428	0.4285	1	0	0.7142
	MR*	0.4	1	0.7	0	0.9
	PS	0.25	0.5	1	0.25	0
Económica	INV*	0	0.1178	0.1514	0.0474	1
	OPE*	1	0.9877	0.5172	0.6231	0

*Ajuste en la normalización

8.5 Tratamiento difuso

El siguiente paso es dar un tratamiento difuso a los indicadores normalizados (I_N), de acuerdo a las ecuaciones 6, 7 y 8 del capítulo 7. Los resultados se presentan en la Tabla 35, donde se representan el grado de pertinencia de cada escenario a la etiqueta lingüística para cada uno de los 18 indicadores normalizados. Los niveles cercanos a 0 implican la no pertenencia y los más cercanos a 1 la pertenencia o grado de verdad (por ejemplo: para EU la PTAR 1 es extremadamente bajo, porque presenta el máximo valor de pertenencia asociado a “bajo”).

Tabla 35 Nivel de pertenencia obtenido por cada uno de los indicadores

Termino lingüístico	PTAR	Indicadores																	
		DRA	AC	EU	CC	DOE	TH	FOF	PP	CSS	EL	SS	HT	SAL	CAP	MR	PS	INV	OPE
Extremadamente bajo (EL)	PTAR 1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 3	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
	PTAR 5	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0
Muy bajo (VL)	PTAR 1	0	0	0	0	0	0	0	0.667	0	0	0	0	0	0.857	0	0	0	0
	PTAR 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bajo (L)	PTAR 1	0	0	0	0.247	0	0	0	0.333	0	0	0	1.00	0	0.143	0	1.00	0.764	0
	PTAR 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 4	0	0	0	0	0	0	0	0.333	0	0.333	0.5	0	0	0	0	1.00	0	0
	PTAR 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Relativamente bajo (FL)	PTAR 1	0	0	0	0.754	0	0	0.644	0	0	0	0	0	1.00	0	0.80	0	0.236	0
	PTAR 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.571	0	0	0	0
	PTAR 3	0	0.313	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 4	0	0	0	0	0	0	0	0.667		0.667	0	0	0	0	0	0	0	0

	PTAR 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Intermedio (I)	PTAR 1	0	0.175	0	0	0	0	0.356	0	0	0	1.00	0	0	0	0.20	0	0	0	
	PTAR 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.429	0	1.00	0	0	
	PTAR	Indicadores																		
		DRA	AC	EU	CC	DOE	TH	FOF	PP	CSS	EL	SS	HT	SAL	CAP	MR	PS	INV	OPE	
	PTAR 3	0.544	0.687	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 4	0	0.237	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Relativamente alto (FH)	PTAR 1	0	0	0.826	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	PTAR 2	0	0	0	0	0.780	0	0	0.667	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	PTAR 3	0.456	0	0	0	0	0.092	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	
	PTAR 4	0.460	0.763	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00	1.00	0	0	0	0	0	0	
	PTAR 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.667	0	0	0	0.286	0	0	0	0	
Alto (H)	PTAR 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.293	
	PTAR 2	0	0	0	0	0.220	0	0	0.333	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0	0.045	
	PTAR 3	0	0	0	0	0.797	0.908	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0	0	0	
	PTAR 4	0.540	0	0	0.957	0	0.102	0.593	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	PTAR 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.333	0	0	0	0.714	0	0	0	0	
Muy alto (VH)	PTAR 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.707	
	PTAR 2	0.179	0	0	0	0	0.890	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0	0	0.404	0.955	
	PTAR 3	0	0	0.007	0	0.203	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.69	0.561	
	PTAR 4	0	0	0	0.043	0	0.898	0.407	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

	PTAR 5	0	0.721	0.232	0.986	0.162	0	0.903	0	0	0	0	0	0	0	0	0.80	0	0	0
Extremadamente alto (EH)	PTAR 1	0	0	0	0	1.00	0	0	0	1.00	1.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PTAR 2	0.821	1.00	1.00	1.00		0.110	1.00		1.00	0		1.00	1.00	0	1.00		0.596	0	
	PTAR 3	0	0	0.993	0	0	0	0	1.00	1.00	0	1.00	1.00	1.00	1.00	0	1.00	0.31	0.439	
	PTAR 4	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00	0	0	0	0	0	0	0	0	1.00	0
	PTAR 5	1.00	0.279	0.768	0.014	0.838	1.00	0.097	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	1.00

8.6 Factores de ponderación para el valor global de sustentabilidad

En esta tesis se ha considerado que todos los indicadores tienen el mismo peso, es decir $1/18$. Este valor resulta de dividir la unidad entre el número total de indicadores utilizados, que en este caso son 18.

8.7 Factores de ponderación para los índices parciales

Aunque, el resultado final del cómputo es un valor global de sustentabilidad, se puede derivar una batería de valores intermedios (índices parciales) para las tres dimensiones de la sustentabilidad. Estos valores parciales son importantes y pueden ser útiles en medida que se van agregando, ya que muestran las fortalezas y debilidades de todo el sistema de manera independiente y apuntan a la importancia de los sectores: medio ambiente, sociedad y economía.

En el caso de los índices parciales se consideran los siguientes factores de ponderación: $1/7$ para el caso de la índice ambiental, $1/9$ para el índice social y $1/2$ para el índice económico. Estos valores resultan al dividir la unidad entre el número de indicadores de cada una de las dimensiones de sustentabilidad, 7 indicadores para la dimensión ambiental, 9 para la social y 2 para la económica.

8.8 Obtención del vector de decisión para índices parciales

A partir del nivel de pertenencia presentado en la Tabla 35 y de los factores de ponderación de la sección 8.5 de este capítulo se obtiene el vector de decisión, que según la ecuación 11 del capítulo 7 consiste en multiplicar el nivel de pertenencia de cada indicador dentro de cada una de las tres dimensiones (ambiental, social y económica) por su correspondiente peso y después hacer una sumatoria por cada PTAR y para cada término lingüístico. Este procedimiento permite obtener el valor global de pertenencia para las tres dimensiones de la sustentabilidad, asociado a cada una de las etiquetas lingüísticas, tal como se muestra en la Tabla 38.

A partir del vector de decisión presentado en la Tabla 37 y aplicando la función de decisión propuesta en el capítulo 7 (Ecuación 12), se puede determinar el orden de preferencias de

acuerdo al principio de máxima pertenencia (defuzzificación), el cual establece que cada escenario/PTAR evaluado se etiqueta con el termino lingüístico en el que el nivel de pertenencia es máximo, es decir 1.

Tabla 36 Vector de decisión para las dimensiones de las sustentabilidad

Dimensión Ambiental									
PTAR	Términos lingüísticos								
	Extremadamente bajo	Muy bajo	Bajo	Relativamente bajo	Intermedio	Relativamente alto	Alto	Muy alto	Extremadamente alto
PTAR 1	0.482	0.00	0.035	0.20	0.076	0.118	0.00	0.00	0.143
PTAR 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.111	0.031	0.153	0.704
PTAR 3	0.286			0.045	0.176	0.078	0.244	0.030	0.142
PTAR 4	0.286	0.00	0.00	0.00	0.034	0.175	0.313	0.193	0.00
PTAR 5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.429	0.571
Dimensión social									
PTAR	Términos lingüísticos								
	Extremadamente bajo	Muy bajo	Bajo	Relativamente bajo	Intermedio	Relativamente alto	Alto	Muy alto	Extremadamente alto
PTAR 1	0.00	0.169	0.275	0.20	0.133	0.00	0.00	0.00	0.222
PTAR 2	0.111	0.00	0.00	0.063	0.159	0.074	0.093	0.056	0.444
PTAR 3	0.111	0.00	0.00	0.00	0.00	0.044	0.067	0.00	0.778
PTAR 4	0.222	0.056	0.241	0.148	0.00	0.222	0.00	0.00	0.111
PTAR 5	0.667	0.00	0.00	0.00	0.00	0.106	0.116	0.089	0.022
Dimensión económica									
PTAR	Términos lingüísticos								

	Extremadamente bajo	Muy bajo	Bajo	Relativamente bajo	Intermedio	Relativamente alto	Alto	Muy alto	Extremadamente alto
PTAR 1	0.00	0.00	0.382	0.118	0.00	0.00	0.147	0.353	0.00
PTAR 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.023	0.679	0.298
PTAR 3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.626	0.374
PTAR 4	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50
PTAR 5	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50

8.9 Obtención del vector de decisión para el valor global de sustentabilidad

Para la obtención del vector de decisión para el valor global de sustentabilidad se toman los niveles de pertenencia de la Tabla 35 y los factores de ponderación de la sección 8.6 de este capítulo. Se multiplica el nivel de pertenencia de cada indicador por su correspondiente peso y después se hace una sumatoria por cada PTAR y para cada término lingüístico, según lo establecido en la ecuación 9 del capítulo 7. A través de este procedimiento se obtiene el valor global de sustentabilidad de pertinencia de cada PTAR, que se asocia a cada una de las etiquetas lingüísticas, tal como se muestra en la Tabla 37.

Tabla 37 Vector de decisión para el cálculo de valor global de sustentabilidad

PTAR	Términos lingüísticos								
	Extremadamente bajo	Muy bajo	Bajo	Relativamente bajo	Intermedio	Relativamente alto	Alto	Muy alto	Extremadamente alto
PTAR 1	0.167	0.085	0.194	0.191	0.096	0.046	0.016	0.039	0.167
PTAR 2	0.056	0.000	0.000	0.032	0.079	0.080	0.061	0.163	0.529
PTAR 3	0.167	0.000	0.000	0.017	0.068	0.053	0.128	0.081	0.486
PTAR 4	0.278	0.028	0.120	0.074	0.013	0.179	0.122	0.075	0.111
PTAR 5	0.389	0.000	0.000	0.000	0.000	0.053	0.058	0.211	0.289

A partir del vector de decisión presentado en la Tabla 37 es posible obtener el orden de preferencias para las PTAR evaluadas, esto se lleva a cabo aplicando la defuzzificación de acuerdo al principio de máxima pertinencia. A través de este método se logra convertir los valores difusos a valores nítidos los cuales permiten llevar a cabo una jerarquización de las opciones evaluadas, permitiendo conocer el desempeño global de sustentabilidad.

8.10 Resultados y discusión

8.10.1 Obtención de índices parciales

En la Tabla 38 se muestran los resultados obtenidos al aplicar la función de decisión (Ecuación 12) para cada PTAR evaluada y para las tres dimensiones de sustentabilidad. Para la dimensión ambiental, como se puede ver las PTAR 5 se asocia al término

“Extremadamente alto”, la PTAR 2 con “Muy alto”, las PTAR 3 y PTAR 4 están asociadas al término “Intermedio” y la PTAR 1 se relaciona con “Relativamente bajo”.

En la dimensión social la PTAR3 se asocia con el término lingüístico “Muy alto”, la PTAR 2 con el término “Alto”, la PTAR está asociada con “Intermedio, mientras que la PTAR 4 se asocia con “Relativamente bajo” y la PTAR 4 con el término “Bajo”.

Respecto a la dimensión económica, las asociaciones quedan de la siguiente forma, la PTAR 2 y la PTAR 3 están asociadas con el término “Muy alto”, y las PTAR1, PTAR 4 y PTAR 5 se les relaciona con “Intermedio”

A partir de lo anterior, se identifica las siguientes jerarquizaciones entre las PTAR evaluadas para cada dimensión. Cuando dos PTAR son marcadas con el mismo descriptor semántico se considera el valor numérico obtenido por cada una de ellas para establecer la jerarquía de preferencia.

- Ambiental: PTAR 5 > PTAR 2 > PTAR 4 > PTAR 3 > PTAR 1
- Social: PTAR 3 > PTAR 2 > PTAR 1 > PTAR 4 > PTAR 5
- Económica: PTAR 3 > PTAR 2 > PTAR 1 > (PTAR 4 = PTAR 5)

Tabla 38 Valores obtenidos para cada una de las PTAR (defuzzificación) para las tres dimensiones de sustentabilidad

Dimensión Ambiental		
PTAR	Valor	Etiqueta de máximo grado de membresía
PTAR 1	0.3381	FL
PTAR 2	0.9313	VH
PTAR 3	0.5044	I
PTAR 4	0.5295	I
PTAR 5	0.9464	EH
Dimensión social		
PTAR	Valor	Etiqueta de máximo grado de membresía

PTAR 1	0.4538	I
PTAR 2	0.7120	H
PTAR 3	0.8556	VH
PTAR 4	0.3727	FL
PTAR 5	0.2534	L
Dimensión económica		
PTAR	Valor	Etiqueta de máximo grado de membresía
PTAR 1	0.5589	I
PTAR 2	0.9094	VH
PTAR 3	0.9218	VH
PTAR 4	0.5000	I
PTAR 5	0.5000	I

Los descriptores semánticos indican que en la dimensión ambiental las PTAR 2 y la PTAR 5 obtuvieron el mejor desempeño, lo cual concuerda con las características de estas PTAR puesto que presentan los más altos niveles de recuperación de energía eléctrica y por lo tanto los mínimos valores de consumo energético de la red.

En estas PTAR la quema de biogás y la cogeneración de energía eléctrica tiene relevancia porque evitan el uso de combustibles fósiles utilizados para la producción de energía eléctrica y por lo tanto bajos niveles (en comparación con las PTAR 1, PTAR 3 y PTAR 4) en categorías de impacto como: Calentamiento global y disminución de ozono estratosférico, ya que uno de los procesos que genera más impactos ambientales es la producción de energía eléctrica a través de combustibles fósiles.

El manejo y el correcto vertido de los lodos en las PTAR son muy importantes porque representan un alto impacto en las categorías evaluadas en el ACV como es el caso las PTAR 1 y PTAR 4 que carecen de un buen manejo de lodos y su disposición la realizan al alcantarillado.

La PTAR 3 a pesar de contar con un sistema de recuperación de biogás carece de cogeneración eléctrica lo que la hace contar con un desempeño “intermedio” en comparación de las PTAR 2 y PTAR 5 las cuales cuentan con sistema de cogeneración de electricidad.

Respecto a la dimensión social, las etiquetas lingüísticas indican que las PTAR 2 y la PTAR 3 son alternativas “Alta” y “Muy alta”, respectivamente, lo cual concuerda con las características socio-económicas de la región (Los Ángeles y Phoenix) que albergan estas PTAR. En ambas PTAR se presentan menores niveles de desempleo, mejor educación, un salario digno y condiciones de trabajo adecuadas, además de contar con comunidades más informadas en materia de agua y saneamiento con una más alta disposición por la participación ciudadana. Por lo tanto ambas ciudades cuentan con un IDH y PIB más alto que las PTAR 1, PTAR 4 y PTAR 5 (PTAR localizadas en México). Además de lo anterior, las PTAR de USA tienen un nivel de saneamiento superior a las PTAR localizadas en México lo cual se ve reflejado de manera global en la dimensión social.

Si comparamos las PTAR 1, PTAR 4 y PTAR 5, las cuales se localizan en México, vemos claramente que existen diferencias marcadas entre las PTAR 1 y PTAR 4 localizadas en zonas urbanas y la PTAR 5 localizada en una zona rural. De igual forma el contexto socioeconómico que rodea estas poblaciones es quien determina el desempeño social global, puesto que la PTAR 5 que tiene el menor IDH (7771) es la que obtiene el peor desempeño social con un nivel de “Bajo”, mientras que la PTAR 1 obtiene el mejor desempeño de estas tres PTAR con un nivel “Intermedio” y más alto IDH (8754), mientras que la PTAR 4, con un IDH (.8256) intermedio obtuvo un desempeño de “Relativamente bajo”.

Finalmente, en la dimensión económica la economía de escala (ventajas de costes que una empresa obtiene debido al aumento de su tamaño) se hace presente en el desempeño de las alternativas evaluadas. En el caso de las PTAR 2 y PTAR 3 son alternativas “Muy altas”. Mientras que las PTAR 1, PTAR 4 y PTAR 5 presentaron un desempeño de “Intermedio”. En efecto, el costo unitario (US Dólares/m³) tanto de inversión como de operación es menor en las PTAR 2 y PTAR 3 ya que son las PTAR con mayor capacidad en cuanto a volumen de agua residual tratada que el resto de las PTAR evaluadas. Lo anterior representa ventajas en cuanto a la reducción de los costos unitarios y trae como consecuencia ahorros y mejoras en la eficiencia operativa. Esta economía de escala permite que las grandes PTAR (Los Ángeles y Phoenix) puedan hacer comprar al por mayor a través de contratos a largo plazo, pagos menores de intereses de préstamos de bancos y tener accesos a una gama más amplia de instrumentos financieros. Cabe señalar que aunque la PTAR 4 (Iztapalapa) es de una capacidad de 1.4 m³/s se le invirtió y se diseñó para operar a un flujo de 3 m³/s, por lo que al

llevar a cabo la normalización y estandarizar los valores a “US dólares/m³” “de agua tratada su desempeño bajo significativamente respecto a las PTAR 3 cuyo caudal es similar.

Aunque las PTAR pequeñas (PTAR 1 y PTAR 5) obtuvieron un desempeño de “Intermedio” la PTAR 1 obtuvo una puntuación más elevada (0.5589 vs 0.500), esto se debe principalmente a su costo de inversión más bajo ya que no cuenta se diseñó un sistema de tratamiento de lodos, mientras que la PTAR 5 cuenta con un sistema para el quemado y cogeneración de energía eléctrica lo que eleva su costo de inversión.

8.10.2 Valor global de sustentabilidad

Al llevar a cabo el proceso de defuzzificación y la obtención del vector de decisión (Tabla 37) es posible obtener el orden de preferencias para cada PTAR y determinar el valor global de sustentabilidad (Tabla 39). Como se puede ver, las alternativas PTAR 2 y PTAR 3 están asociadas a los términos “Muy alto” y “Alto”, PTAR 5 y PTAR 4 se relacionan con “Intermedio” y PTAR 1 a “Relativamente bajo”.

A partir de lo anterior, se identifica el siguiente orden de preferencia entre las PTAR analizadas:

PTAR 2 > PTAR 3 > PTAR 5 > PTAR 4 > PTAR 1

Los descriptores semánticos indican que la PTAR 2 es la alternativa con mejor desempeño, “Muy alto”, tomando en cuenta los indicadores de las tres dimensiones de sustentabilidad, lo cual concuerda con los índices parciales social y económico ya que presentaron los más altos niveles en estas dimensiones.

La PTAR 3 obtuvo el segundo mejor desempeño de las cinco alternativas evaluadas al obtener un valor de “Alto”. Lo anterior se debe por sus altos desempeños de sus indicadores en la dimensión económica y social, sin embargo, su valor global de sustentabilidad se ve mermado por su bajo nivel en la dimensión ambiental.

PTAR 5 y PTAR 4 ocupan el tercer y cuarto lugar en el orden de preferencia al obtener un desempeño de “Intermedio”, sin embargo, la PTAR 5 obtiene una puntuación más alta a la

hora de convertir los valores difusos a valores nítidos (0.5503 vs 0.4478). Estos valores se deben por su desempeño en los indicadores de la dimensión social, en donde en su mayoría de indicadores sus valores rondaron entre “Intermedio” y “Relativamente bajo”. Además, los indicadores económicos obtuvieron sus niveles más bajos dentro de las alternativas evaluadas.

La PTAR 1 es la alternativa peor valorada en este estudio, “Relativamente bajo”, por los bajos desempeños de sus indicadores en las tres dimensiones de sustentabilidad. Sobre todo en los indicadores de la dimensión ambiental y social. Esta situación podría mejorar ligeramente si se contará con un sistema de manejo de lodos y se evitara su vertido a un cuerpo de agua.

Tabla 39 Valores obtenidos para cada una de las PTAR (defuzzificación) para el valor global de sustentabilidad

PTAR	Valor	Etiqueta de máximo grado de membresía
PTAR 1	0.4205	FL
PTAR 2	0.8192	VH
PTAR 3	0.7264	H
PTAR 4	0.4478	I
PTAR 5	0.5503	I

8.10.3 Análisis de sensibilidad

En esta tesis los pesos de todos los indicadores utilizados y los pesos de cada dimensión de sustentabilidad son considerados como equivalentes porque su obtención es un proceso que consume mucho tiempo y sus resultados no son completamente significativos debido a la baja participación de expertos, a la alta variabilidad entre sus respuestas y a la incertidumbre de los resultados (Güereca, 2007).

Chang y Yeh (2001) establecen que el uso de importancias equivalentes concuerda con el “Principio de razón insuficiente” (Strarr y Greenwood, 1977), el cual sugiere la utilización de pesos equivalentes cuando no sea posible una confiable obtención de pesos subjetivos.

Sin embargo para verificar la viabilidad de la metodología expuesta en esta tesis se realiza un análisis de sensibilidad cambiando la importancia relativa o pesos de los indicadores para determinar su variación respecto a la propuesta original. Cabe resaltar que los nuevos pesos asignados a cada uno de los indicadores no responden a ningún criterio científico o de juicios de expertos, se realiza como ejercicio y de manera aleatoria.

Se realizaron tres ejercicios en donde se asignaron nuevos pesos a distintos indicadores. La Tabla 40 muestra los nuevos pesos asignados para cada uno de los indicadores dentro de las tres dimensiones de sustentabilidad. En este caso se optó por darles mayor importancia a tres indicadores, un indicador por cada dimensión, y cambiando los pesos en cada ejercicio. Los indicadores modificados son: cambio climático, para la dimensión ambiental, participación ciudadana, para la dimensión social y costos de operación para la dimensión económica.

Tabla 40 Importancia relativa o nuevos pesos para los indicadores

Indicador	Peso anterior	Peso actual
Ejercicio 1		
Cambio climático	0.055	0.10
Participación ciudadana	0.055	0.10
Costos de operación	0.055	0.10
Restantes 15 indicadores	0.055	0.046
Ejercicio 2		
Cambio climático	0.055	0.15
Participación ciudadana	0.055	0.15
Costos de operación	0.055	0.15
Restantes 15 indicadores	0.055	0.036
Ejercicio 3		
Cambio climático	0.055	0.25
Participación ciudadana	0.055	0.25
Costos de operación	0.055	0.25
Restantes 15 indicadores	0.055	0.016

Después de cambiar los pesos se determinó el vector de decisión y el valor global de sustentabilidad para los tres ejercicios realizados. La Tabla 40 muestra el valor global de

sustentabilidad para cada alternativa evaluada con los pesos de la metodología propuesta y con los tres cambios de pesaje para tres indicadores.

Como se puede observar en la Tabla 41 las variaciones en el valor global de sustentabilidad no son significativas respecto a la propuesta original, los valores oscilan entre en un rango del $\pm 1-5\%$ entre las alternativas evaluadas. Sin embargo, hay PTAR que sufren cambios respecto al término lingüístico que se le asocia, estos cambios ocurren principalmente en el ejercicio 3 (pesaje de 25%) y sobre todo en aquellas PTAR que obtuvieron un bajo desempeño en los indicadores de cambio climático, participación ciudadana y/o costos de operación. Estos cambios ocurrieron principalmente en la PTAR 1 y la PTAR 5 que fueron las PTARs peor evaluadas en la propuesta original. Mientras que las PTAR mejor evaluadas no sufrieron cambios en los descriptores semánticos que se les asocia. Por lo tanto, se puede decir que esta metodología (en al menos los ejercicios realizados con cuatro pesajes distintos) no sufre cambios significativos ($>10\%$) en el valor global de sustentabilidad al introducir pesos/importancia en los indicadores. Sería necesario realizar para un análisis más detallado para validar esta última afirmación.

Tabla 41 Valor global de sustentabilidad con variación de pesos (10%, 15 y 25%)

PTAR	Valor global de sustentabilidad Mismo pesos	Etiqueta de máximo grado de pertinencia	Valor global de sustentabilidad Ejercicio 1	Etiqueta de máximo grado de pertinencia	Valor global de sustentabilidad Ejercicio 2	Etiqueta de máximo grado de pertinencia	Valor global de sustentabilidad Ejercicio 3	Etiqueta de máximo grado de pertinencia
PTAR 1	0.4205	FL	0.4180	FL	0.4263	FL	0.4424	I
PTAR 2	0.8192	VH	0.8092	H	0.8199	VH	0.8483	VH
PTAR 3	0.7264	H	0.6936	H	0.6907	H	0.6791	FH
PTAR 4	0.4478	I	0.4266	FL	0.4143	FL	0.4037	FL
PTAR 5	0.5503	I	0.5570	I	0.5705	FH	0.5976	FH

8.10.4 Consideraciones finales de MELS

El orden de preferencias identificado por el MELS propuesto señala que el comportamiento ambiental mejora de forma continua y notable a medida que disminuye el consumo de electricidad o en su defecto en medida que aumenta la co-generación energética, y se disminuye la producción de lodos.

Los PTAR que incorporan la tecnología de UASB o reactores anaerobios para el tratamiento de lodos muestran una mejor práctica ambiental que aquellos que consideran la tecnología de lodos activados, aunque las características generales sean las mismas.

Respecto a la dimensión social, la jerarquía obtenida es consistente con las características de cada PTAR analizada y concuerda con los valores del Índice de Desarrollo Humano (IDH) de otros trabajos publicados que plantean escenarios parecidos, índice que engloba características propias de la región de estudio. Los factores que se encuentran englobados en el índice de desarrollo humano son: educación, salud, PIB y esperanza de vida que incidieron de manera directa al desempeño social global de las PTAR evaluadas.

En cuanto a la dimensión económica, la economía de escala juega un papel importante en la evaluación de los indicadores de costos de inversión y costos de operación, las PTAR más grandes cuyo flujo tratado es mayor obtuvieron un mejor desempeño en esta dimensión, caso contrario con las PTAR pequeñas que obtuvieron las calificaciones más bajas.

No existe un método de integración de indicadores perfecto puesto que todos tienen limitaciones relacionadas con la incorporación de juicios de valor y de datos regionales que al aplicarlos en otra región no siempre reflejan la realidad.

El MELS propuesto tiene la ventaja de incorporar datos de referencia para cada región de estudio en un contexto real, lo cual no sucede cuando se utilizan otros métodos de evaluación de sustentabilidad ya que incorporan datos genéricos y o de escenarios hipotéticos.

Otra ventaja de la metodología propuesta es que se propone un algoritmo que se puede aplicar a cualquier tipo de infraestructura en cualquier región, siempre y cuando se obtengan los datos para realizar el inventario y posteriormente el ACV.

En esta metodología no se requiere el cuestionamiento a expertos para la obtención de pesos, lo que es una ventaja porque la determinación de pesos es un procedimiento largo en el cual se logra una limitada participación y cuyos resultados no son concluyentes, ya que se presenta mucha variación entre las respuestas obtenidas.

Con la metodología propuesta la normalización y el pesaje se realizan desde un enfoque matemáticamente robusto puesto que es una técnica que considera la incertidumbre inherente a los valores de referencia y a los datos utilizados para la realización del inventario, mediante el uso de la escala semántica y los niveles de pertenencia.

En este caso la escala semántica de nueve términos permite una definición muy gradual del comportamiento de las alternativas y con ello se facilita la incorporación de la variabilidad entre los datos de una forma más precisa.

A pesar de las ventajas señaladas es necesario aplicar este método a otras situaciones para probar su eficiencia y funcionalidad, además de llevar a cabo un análisis de incertidumbre y/o sensibilidad más detallado.

Capítulo 9

9. Conclusiones y futuras líneas de investigación

Dentro del desarrollo sustentable las pautas utilizadas para evaluar la sustentabilidad son muy controversiales porque presentan limitaciones relacionadas con la selección e integración de los indicadores utilizados y la subjetividad inherente a las elecciones basadas en juicios de valor a la hora de evaluar dichos indicadores. Sin embargo se trata de dos pasos que facilitan la interpretación y la incorporación de aspectos sociales, ambientales y económicos en la toma de decisiones, por lo cual se requiere mejorarlos a través de métodos que fortalezcan su valor científico.

El enfoque de ciclo de vida tiene un gran potencial para fundamentar la toma de decisiones ambientales, sociales o económicas, particularmente en sistemas complejos como es el caso de la infraestructura hídrica, en particular las PTAR, pero los problemas asociados con la medición, integración y comparación de indicadores han limitado ese potencial debido a la dificultad de interpretación de los resultados. Actualmente la cantidad de trabajos publicados para la evaluación de la sustentabilidad utilizando el enfoque de ciclo de vida es muy reducida, además en la mayoría de ellos no se abordan los pasos de la normalización e integración de indicadores para generar un valor global de sustentabilidad.

Con el propósito de fortalecer los elementos de la normalización e integración de indicadores, y tomando en cuenta que en las metodologías que evalúan sustentabilidad existe una carencia en la aplicación de métodos de normalización e integración de indicadores, en esta tesis se establecieron los siguientes objetivos:

- Desarrollar una metodología para evaluar los impactos sociales asociados a las PTAR utilizando un enfoque de ciclo de vida
- Determinar y evaluar los principales impactos sociales asociados a la infraestructura hídrica con un enfoque de ciclo de vida

- Determinar y evaluar los impactos urbano-ambientales, asociados a la infraestructura hídrica, mediante el Análisis de Ciclo de Vida.
- Determinar los costos (inversión y operación) asociados a los servicios de infraestructura hídrica.
- Desarrollar una metodología que permita evaluar el desempeño de la infraestructura urbana en el marco de la sustentabilidad utilizando lógica difusa.
- Aplicar la metodología desarrollada a cinco casos de estudio.

Se pueden afirmar que los objetivos anteriores fueron satisfechos, ya que:

- Se analizaron las metodologías de evaluación de sustentabilidad existentes.
- Se analizaron las metodologías para evaluar impactos sociales, específicamente aquellas que evaluaran algún tipo de infraestructura.
- Se analizaron las metodologías para la toma de decisiones en ambientes difusos.
- Se definieron las regiones de estudio y las PTAR basadas en un análisis socio-demográfico.
- Se desarrolló una metodología para evaluar aspectos sociales utilizando un enfoque de ciclo de vida.
- Se aplicó la metodología desarrollada para los evaluar los aspectos sociales asociados a los casos de estudio definidos.
- Se estimaron los costos de inversión, así como los costos de operación para los casos de estudio seleccionados.
- Se definieron los objetivos y el alcance para el ACV de los casos de estudio en cuestión, y se plantearon nuevas casos de estudio complementarios.

- Se realizó un inventario de ciclo de vida (ICV) para los casos de estudio seleccionados y para dos casos de estudio complementarios.
- Se realizó la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) para los casos de estudio seleccionados y para dos casos de estudio complementarios.
- Se desarrolló una metodología para la integración de indicadores y normalización, basada en la lógica difusa.
- Se aplicó la metodología generada para integrar y normalizar los indicadores obtenidos en el EICV, en la metodología social y en los costos de inversión y operación mediante la metodología de normalización y valoración propuesta.
- Se generaron índices parciales de medio ambiente, sociedad y economía de las PTAR propuestas.
- Se generó un valor global de sustentabilidad para cada uno de los casos de estudio seleccionados y de esta forma jerarquizar las PTAR evaluadas.

A continuación se resaltan los aspectos más relevantes que representan las principales contribuciones de esta tesis.

9.1. Propuesta metodológica difusa para la integración de indicadores ambientales, sociales y económicos y medición de la sustentabilidad

Se puede confirmar que se probó la hipótesis I, pues el uso de la metodología de integración y normalización mediante lógica difusa, desarrollada en esta tesis, proporciona un soporte teórico en el proceso de ACV de los casos de estudio seleccionados. Este proceso aprovecha la fortaleza teórica de la lógica difusa para tratar la imprecisión que está presente en los datos y la subjetividad de los pesos, mediante el uso del modelo general de toma de decisiones multiatributo difusa. A través de este esquema se permitió llevar a cabo una evaluación holística de los efectos ambientales y socioeconómicos de PTAR en el contexto de la sustentabilidad urbana.

Considerando lo anterior, se desarrolló una propuesta metodológica que tiene como objetivo realizar, al mismo tiempo, la normalización e integración de los indicadores de las dimensiones social, ambiental y económica, la cual es una herramienta capaz de evaluar sistemas complejos que coexisten en el campo de la subjetividad y la imprecisión en el campo de la sustentabilidad.

La propuesta metodológica difusa que se presenta es una herramienta adecuada para apoyar el proceso de toma de decisiones a partir de los resultados de los indicadores ambientales, sociales y económicos, ya que hace posible la realización de la integración y normalización de una forma matemáticamente robusta y considerando la incertidumbre de los datos.

El modelo que se propone tiene un doble uso, proporciona un marco flexible que defina la sustentabilidad como una función de un número determinado de variables y, al mismo tiempo dé la maquinaria matemática para calcular los valores numéricos de la sustentabilidad.

9.2. Metodología de evaluación de aspectos sociales

Para evaluar los factores sociales asociados a la operación de una PTAR se desarrolló una metodología y se aplicó a tres casos de estudio. La aplicación del enfoque desarrollado permitió identificar y evaluar los impactos sociales con respecto a la operación de PTAR.

Las conclusiones específicas de esta metodología son los siguientes:

- La metodología proporciona un perfil social de las PTAR, el cual resalta el mejor y peor desempeño en los casos evaluados.
- La propuesta metodológica puede ayudar a las agencias de manejo de aguas residuales para establecer los requisitos básicos y las conductas proactivas de responsabilidad social a través de la utilización de los Requisitos Básicos.
- Cuantifica y califica los aspectos sociales a través de los puntos de referencia de rendimiento basados en objetivos internacionales, lo que elimina suposiciones, malas interpretaciones e incertidumbre por parte de decisiones de expertos.

- La metodología mapea los actores sociales en la estructura del problema para especificar las partes afectadas, por lo tanto, se puede evaluar asuntos individuales y específicos relacionados con las PTAR.
- Los resultados permitieron identificar las fortalezas y debilidades dentro de las instalaciones y alrededor de ellos, en este sentido, esta metodología podría ser una herramienta alternativa para avanzar hacia la sustentabilidad en la evaluación y mejora de las PTAR.

Respecto a la aplicación de la metodología, en dos de los casos de estudio se puede concluir que Naucalpan (urbana) mostró un mejor desempeño general en tres de los cuatro grupos de interés: la comunidad local y la sociedad, los trabajadores y los consumidores. La instalación urbana presentó un mejor comportamiento en doce indicadores, mientras que en la PTAR rural (tepalcingo) tuvo un rendimiento más alto sólo en tres indicadores: la calidad del efluente, el empleo local y la contribución al desarrollo económico, de los veintiséis indicadores evaluados. Hubo un empate en once indicadores. El rendimiento global se puede atribuir principalmente al contexto socio-económico del municipio, un mejor PIB e IDH, como es el caso de la instalación urbana tiene un mejor sistema de saneamiento, y por lo tanto una mejor evaluación social global en la PTAR.

9.3. ACV de las PTAR seleccionadas

El enfoque de ciclo de vida permite crear comparaciones de sistemas completos y da un informe detallado de puntos críticos del proceso, facilitando la toma de decisiones con una perspectiva a largo plazo. La adopción de este enfoque permite diseñar políticas/planes más eficientes y aprovechar mejor las materias primas, a la vez que arroja más resultados que el enfoque tradicional.

De esta manera el ACV se convierte en una herramienta acorde a las características de la sustentabilidad urbana al identificar los puntos más críticos del ciclo de vida del producto/proceso para conseguir mejoras ambientales y además poder comparar los impactos de productos/procesos que tengan una función o desempeño equivalente, permitiendo a los consumidores seleccionar productos/proceso menos dañinos al ambiente y la sociedad

estableciendo de esta forma un criterio general para que los tomadores de decisiones puedan generar proyectos más amigables con el ambiente dentro de las ciudades.

En referencia al caso de estudio, los resultados permiten identificar qué proceso impacta más al ambiente y detallar la sustancia responsable de acuerdo a cada categoría de impacto. El tratamiento secundario es el que tiene los mayores impactos en casi todas las categorías en todas las tecnologías, sobre todo en las tecnologías que usan electricidad como fuente principal para su tratamiento secundario; este comportamiento siempre se observa de acuerdo con otros estudios.

En el presente estudio, la PTAR de Los Ángeles alcanza los resultados más favorables desde el punto de vista ambiental en la mayor parte de las categorías evaluadas.

Los procesos secundarios (tratamientos biológicos) son los que más contribuyen al impacto en todas las categorías analizadas debido al uso de los combustibles fósiles, sin embargo, el uso de sistemas de co-generación de electricidad reducen el impacto ambiental significativamente.

El manejo de lodos genera impactos significativos, en seis de las siete categorías analizadas, por el consumo de energía eléctrica y su alta concentración de nutrientes, sin embargo el impacto se ve disminuido si se lleva a cabo un manejo correcto y una disposición final como compost.

La producción de biogás y generación de energía eléctrica en reactores UASB y digestores anaerobios de lodos, contribuye en las categorías de eutrofización y toxicidad terrestre, pero evita el daño en acidificación, disminución de ozono estratosférico, cambio climático, formación oxidantes fotoquímicos y uso de combustibles fósiles. Estos resultados son producto de los beneficios de generar energía eléctrica en el proceso.

Los procesos de producción de compost a partir de lodo en base seca evitan los impactos en todas las categorías analizadas dado que ahorran emisiones al sustituir materias primas vírgenes por materiales recuperados.

Los resultados del presente estudio resaltan que no siempre una PTAR de capacidad mayor a $1 \text{ m}^3/\text{s}$ es mejor en términos ambientales, ya que una PTAR pequeña como es el caso de

Tepalcingo (30 L/s) presentó en la mayoría de las categorías impactos evaluadas un alto desempeño ambiental en comparación de dos PTAR con caudales superiores 1 m³/s. Sin embargo, con el fin de extrapolar los resultados obtenidos a otros lugares y otras PTAR de diferentes capacidades, es necesario considerar otros aspectos limitados en este estudio

De manera global una tecnología combinada (lodos activados con reactor anaerobio para el tratamiento de lodos) representó la opción tecnológica más viable dentro de las alternativas evaluadas, pues obtuvo un alto desempeño ambiental, altos valores en los indicadores sociales y costos intermedios. Las PTAR analizadas presentan un mejor desempeño conforme se disminuyen los consumos de electricidad y se aumentan los tratamientos anaerobios o naturales. Considerando lo anterior queda comprobada la hipótesis II.

9.4. Integración y normalización difusa de los resultados ambientales, sociales y económicos de las PTAR seleccionadas

La jerarquía de desempeño obtenida a través del valor global de sustentabilidad es consistente con las características de cada escenario analizado, sin embargo no existen resultados de otros trabajos publicados que planten escenarios parecidos. En ella se observa que la PTAR de Los Ángeles es la que presenta el mejor desempeño en doce de los dieciocho indicadores evaluados, y la PTAR de Naucalpan obtuvo el peor desempeño en cuatro indicadores. Sin embargo, como la propuesta metodológica considera que todos los indicadores tienen el mismo peso o importancia relativa no es posible decir qué indicador es menos o más importante para la determinación del valor global de sustentabilidad.

Otra ventaja de la metodología propuesta es que se propone un algoritmo que se puede aplicar a cualquier PTAR o infraestructura hídrica sin importar la región de estudio, siempre y cuando se obtengan los datos necesarios para realizar el inventario para el área de estudio.

En esta metodología no se requiere el cuestionamiento a expertos para la obtención de pesos, lo es una ventaja porque el cálculo de pesos es un procedimiento largo en el cual se logra una limitada participación y cuyos resultados no son concluyentes, ya que se presenta mucha variación entre las respuestas obtenidas.

En esta propuesta se lleva a cabo un ejercicio de análisis de sensibilidad, esto se lleva a cabo con la modificación de pesos en algunos indicadores. Al llevar a cabo este proceso se puede concluir que la metodología sigue funcionando de acuerdo con los objetivos establecidos.

La metodología propuesta permite la integración y normalización de indicadores ambientales, sociales y económicos desde un enfoque matemáticamente robusto puesto que es una técnica que considera la incertidumbre inherente a los datos utilizados para la realización del inventario y los valores de referencia o desempeño, mediante el uso de la escala semántica y los niveles de pertenencia.

El uso del proceso de defuzzificación permite transformar los valores difusos a valores nítidos los cuales permiten llevar a cabo una jerarquización de las PTAR evaluadas y de esta forma obtener su desempeño global de sustentabilidad.

De acuerdo a los resultados obtenidos se sugiere la siguiente jerarquía de PTAR evaluadas:

1. Los Ángeles
2. Phoenix
3. Tepalcingo
4. Iztapalapa
5. Naucalpan

Esta metodología es una herramienta alternativa de toma de decisiones que permite evaluar condiciones y tendencias con relación a los objetivos y metas trazadas en materia de agua y saneamiento para poder decidir qué tipos de PTAR son los que más favorecen a la sustentabilidad urbana, jerarquizando los sistemas evaluados y decidiendo cual es el más óptimo. Así mismo, esta propuesta genera un índice de global de sustentabilidad el cual puede ser utilizado y extrapolado en el contexto de la infraestructura urbana.

A pesar de las ventajas señaladas es necesario aplicar este método a otras PTAR para buscar probar su eficiencia y funcionalidad.

9.5. Futuras líneas de investigación y trabajos complementarios

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis se pueden desarrollar los siguientes trabajos complementarios:

- Aplicación de la metodología propuesta a otros tipos de infraestructura hídrica para probar su funcionalidad.
- Comparación de la metodología propuesta con otros enfoques difusos que pueden ser apropiados para la integración de indicadores y la generación de un valor global de sustentabilidad.
- Comparación de los impactos sociales asociados a las PTAR evaluadas con otros enfoques utilizados en las ciencias sociales.
- Comparación de los impactos ambientales generados por los escenarios mediante otros métodos de impacto.
- Elaboración de una herramienta computacional (software) que integre lo desarrollado en esta metodología compuesta.

Las líneas de investigación que podrían derivarse de esta tesis son los siguientes:

1. Fortalecer la metodología social desarrollada
 - a. Ampliar los puntos de referencia de los aspectos sociales en el sector agua y saneamiento de tal forma que se genere una base de datos fiable que refleje la realidad social del ciclo urbano del agua.
 - b. Fortalecer la normalización de la metodología propuesta
 - c. Determinar con una base científica los objetivos sociales para las regiones de estudio a partir de los compromisos de los municipios evaluados o de las metas determinadas a nivel internacional para los diferentes indicadores utilizados.
 - d. Desarrollar y aplicar una metodología que permita identificar umbrales de desempeño social para diferentes indicadores en las regiones de estudio.
2. Utilización de la lógica difusa como herramienta para evaluar la sustentabilidad

- a. Desarrollar nuevos enfoques para la consideración del mecanismo de interferencia difusa
- b. Creación de herramientas computacionales de tal forma que se permitan crear simulaciones en tiempo real y se pueda apoyar la toma de decisiones.
- c. Experimentación y análisis con distintos pesajes en los indicadores de tal forma que se desarrolle un análisis de incertidumbre, y así comprobar la eficiencia de la metodología propuesta.

REFERENCIAS

1. Auclair, Christine. “Indicadores Urbanos, Impactos en la Conferencia de Estambul + 5 y sus Direcciones Futuras”. Traducción de Paola Jirón. En: Boletín del Instituto de la Vivienda N° 45; Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y urbanismo, Instituto de la Vivienda, Santiago, Chile, 2002. pp. 83 – 91.
2. Azapagic, A., 2004. Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry. *J. Cleaner Prod.* 12, 639–662.
3. Al-Sa’ed, R., Mubarak, S., (2006). Sustainability assessment of onsite sanitation facilities in Ramallah-Albireh district with emphasis on technical, sociocultural and financial aspects. *Manage. Environ. Qual.* 17 (2), 140-156.
4. Baumann, H., & Tillman, A. (2004). *The Hitch Hiker’s Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application.* Lund, Sweden: Studentlitteratur.
5. Balkema, A., Preisig, H.A., Otterpohl, R., Lambert, F.J.D., (2002). Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment system. *Urban Water J.* 4 (2), 153-161. doi:10.1016/S1462-0758(02)00014-6
6. Benedetto, Luca De, and Jiří Klemeš. "The Environmental Performance Strategy Map: An Integrated LCA Approach to Support the Strategic Decision-making Process." *Journal of Cleaner Production* 17.10 (2009): 900-06. Web.
7. Begic, F., Afghan, N.H., 2007. Sustainability Assessment tool for the decision making in the energy system – Bosnian case. *Energy* 32, 1979–1985.
8. Benoit C., Norris G.A., Valdivia S., Cirot A., Moberg A., Bos U., Prakash S., Ugaya C., Beck T. (2010), The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time, *Int. J. Life Cycle Assess.* 15 (2):156 – 163.
9. Bieker, S., P. Cornel, and M. Wagner (2010). Semicentralised Supply and Treatment Systems: Integrated Infrastructure Solutions for Fast Growing Urban Areas. *Water Sci Technol* 61(11): 2905-2913. doi:10.2166/wst.2010.189
10. Bosso, Christopher J., and Deborah L. Guber. (2006). *Maintaining Presence: Environmental Advocacy and the Permanent Campaign.*” In *Environmental Policy: New Directions for the Twenty-first Century*, 6th ed., N. Vig and M. Kraft. Washington, DC: CQ Press, pp 78–99.
11. Bradley B., Daigger G., Rubin R., Tchobanoglous G. (2002) Evaluation of onsite wastewater treatment technologies using sustainable development criteria. *Clean Techn Environ Policy* 4: 87-99. DOI 10.1007/s10098-001-0130-y

12. Camara de diputados del H. Congreso de la Unión. (2006) Ley Federal del Trabajo. Mexico. In Spanish. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/125.pdf>. Accessed 15 December 2014
13. Caporal, F. R.; Costabeber, J. A. “Agroecologia análise multidimensional da sustentabilidade; uma proposta metodológica a partir da agroecología”. *Agroecología e Desenvolvimento Rural Sustentable. Journal* 3 (3): (2002) 70-85. Web
14. Ceulemans, K., Van Caillie, D., Molderez, I., Van Liedekerke, L. (2014). A Management Control Perspective of Sustainability Reporting in Higher Education: In Search of a Holistic View. *ACRN. Entrep Persp*, 3 (1):1-17.
15. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 1998. Environmental and Sustainability Indicators: Outlook for Latin America and Caribbean. Cali, Colombia.
16. Chittoor Jhansi S., Kumar Mishra S. (2013). Wastewater Treatment and Reuse: Sustainability Options. *Consilience: Sustain Dev*. 10(1): 1 – 15.
17. Comisión Nacional del Agua. (CONAGUA) (2014). Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento. Mexico City: Comisión Nacional del Agua/Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (In Spanish). <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAPDS-6-14.pdf> . Accessed January 10, 2015
18. Comisión Nacional del Agua. CONAGUA (2008). Estadísticas del Agua en México. Consultado diciembre de 2011. Disponible: http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM_2008.pdf
19. CSD, 2001. Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. Commission on Sustainable Development, New York, USA. <http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/indisd/indisd-mg2001.pdf>.
20. Consumer Product Safety Improvement Act of (2008). (PUBLIC LAW 110–314— AUG. 14,) Commerce and trade. 15 USC 2051 note. <http://www.cpsc.gov/PageFiles/129663/cpsia.pdf> Accessed 30 May 2014
21. Cirot, A., Franze, J., (2011). - Consideration of Social and Environmental Impacts along the Entire Life Cycle, LCA of an Ecolabeled Notebook ISBN 978-1-4466-0087-0.
22. Daniels David, Krosnick Jon. (2013). Public Opinion on Environmental Policy in the United States. The Associated Press. Ohio State University <https://web.stanford.edu/dept/communication/faculty/krosnick/docs/2011/Environmental%20Attitudes%20Lit%20Review.pdf> Accessed 15 September 2014.

23. European Union EU, (2013), Antitrust and anti-cartel legislation. Article 101. <http://ec.europa.eu/competition/publications/> Accessed September 01 2014
24. Emmerson, R. H. C., G. K. Morse, J. N. Lester, and D. R. Edge. "The Life-Cycle Analysis of Small-Scale Sewage-Treatment Processes." *Water and Environment Journal* 9.3 (1995): 317-25. Web
25. Esty, C.D., A. M. Levy, T. Srebotnjak, y A. de Sherbinin. 2005. *Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship*. Yale Center for Environmental Law & Policy, New Haven, USA.
26. Foladori, G. Tommasino, H. "El concepto de desarrollo sustentable 30 años después". *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, n. 1, p. 41-56, jan./jun. 2000. Editora da UFPR. Impreso
27. Foladori, G. "Por una sustentabilidad alternativa". In: Foladori, G. eds. *Por una sustentabilidad alternativa*. Montevideo, 2005b. REL-UITA. pp. 13-23. Web
28. FAO (2010). *Global Forest Resources Assessment 2010*, FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>. Accessed 30 October 2014
29. Foley, Jeffrey, David De Haas, Ken Hartley, and Paul Lant. "Comprehensive Life Cycle Inventories of Alternative Wastewater Treatment Systems." *Water Research* 44.5 (2010): 1654-666. Web.
30. Gallego, Alejandro, Almudena Hospido, Maria Teresa Moreira, and Gumersindo Feijoo. "Environmental Performance of Wastewater Treatment Plants for Small Populations." *Resources, Conservation and Recycling* 52.6 (2008): 931-40. Web
31. Godfray H CJ, Beddington JR, Crute IR, Haddad L. (2010) Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*. 327 (5967):812–818. DOI: 10.1126/science.1185383
32. Gray, S., Booker, N., (2003). Wastewater services for small communities. *Water Sci. Technol.* 47 (7-8), 65-71.
33. Global Reporting Initiative GRI (2006). G3 Sustainability Reporting Guidelines, Version 3.0. Online: http://www.globalreporting.org/NR/rdonlyres/ED9E9B36-AB54-4DE1-BFF2-5F735235CA44/0/G3_GuidelinesENU.pdf. Accessed June 20 2014
34. Guineé, J. B., Gorré, M., Heijungs, R., Huppes, G., de Koning, A., Wegener Sleeswijk, A., et al. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to ISO standards*. Dordrecht. N.L. Kluwer.
35. Güereca, L. (2006). *Desarrollo de una metodología para la valoración en Análisis de ciclo de vida aplicada a la Gestión integral de Residuos Municipales*, tesis doctoral.

36. Hansen, J.w. "Is Agricultural Sustainability a Useful Concept?" *Agricultural Systems* 50.2 (1996): 117-43. Web.
37. Harrington, L. W., P. Jones, y M. Winograd. 1994. Operationalizing Sustainability: a Total Productivity Approach. Pags. 1-34, en Land Quality Indicators Conference, CIAT, Cali, Colombia.
38. Hernández A, Agustín. "Calidad de Vida y Medio Ambiente Urbano. Indicadores Locales de Sostenibilidad y Calidad de Vida Urbana". En: Revista INVI, N° 65. Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Instituto de la Vivienda; Santiago, Chile; 2009. p. 79 – 111
39. Hospido, Almudena, Ma Teresa Moreira, and Gumersindo Feijoo. "A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain)." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13.1 (2008): 57-64. Web.
40. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). (2010). Población de México 2010 (In spanish). <http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/habitantes.aspx?tema=P> Accessed May 21, 2013
41. International Finance Corporation (2007). AA1000 Stakeholder Engagement Standards. Online: <http://www.accountability21.net/uploadedFiles/publications/SES%20Exposure%20Draft%20-%20FullPDF.pdf> Accessed Nov. 15 2014
42. International Organization for Standardization. ISO (2009). Guidance on Social Responsibility, Draft ISO/DIS 26000.
43. International Institute on Sustainable Development (IISD). 2002. Consultative Group on Sustainable Development Indicators (CGSDI). Winnipeg, Canada
44. ISO 14040. 2006 Gestión Ambiental, Análisis del ciclo de vida, principios y marco de referencia. Instituto Mexicano de normalización y certificación A. C., México
45. ISO 14000. 2005, Sistema de Gestión Ambiental. Instituto Mexicano de normalización y certificación A. C., México
46. Juarez, R. (2008). Análisis de ciclo de vida del sistema de gestión de residuos sólidos en la ciudad de México. Tesis de Maestría. Estado de México.
47. Lezama, José Luis., and Judith Domínguez. *Medio Ambiente Y Sustentabilidad Urbana*. Toluca: Universidad Autónoma Del Estado De México, 2006. Impreso
48. Lundin, Margareta, Magnus Bengtsson, and Sverker Molander. "Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads." *Environmental Science & Technology* 34.1 (2000): 180-86. Web.
49. López López, Víctor Manuel. 2009. Sustentabilidad y Desarrollo Sustentable, Origen, precisiones conceptuales y metodología operativa. México. Trillas.

50. Manik Y, Halog A (2013). A meta analytic review of life cycle assessment and flow analyses studies of palm oil biodiesel. *Integr Environ Assess Manag.* 9(1):134–141. doi: 10.1002/ieam.1362
51. Marzall, K. *Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas*. Tesis MSc em Fitotecnia. Porto Alegre, Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Faculdade de Agronomia. 1999, Web
52. Maserá, O.; Astier, M.; López-Ridaura, S.. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales; el marco de evaluación MESMIS*. México D.F., Mundi-Prensa. Impreso
53. Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica (MIDEPLAN). 1998. Sistema de Indicadores sobre Desarrollo Sostenible (SIDES). San José, Costa Rica.
54. McDougall, F., White, P., Franke, M., Hindle, P., (2007). *Integrated solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*. 2nd, Blackwell Publishing, United Kindom, 513pp.
55. Molinos-Senante, María, Francesc Hernández-Sancho, and Ramón Sala-Garrido (2010). Economic Feasibility Study for Wastewater Treatment: A Cost–benefit Analysis. *Sci Total Environ* 408(20): 4396-402
56. Monno, V. and Khakee, A. (2012). Tokenism or Political Activism? Some Reflections on Participatory Planning. *Int. Plann. Stud.* 17(1): 85-101.
57. Morse, S., y E. D. G. Fraser. 2005. Making Dirty Nations Look Clean? The Nation State and the Problem of Selecting Indices as Tools for Measuring Progress Towards Sustainability. *Geoforum*, 36 625-640
58. Mulder K, Hagens N, Fisher B (2010) Burning water: a comparative analysis of the energy return on water invested. *Ambio* 39(1):30–39.
59. Muga, H. and. Mihelcic J. (2008) Sustainability of Wastewater Treatment Technologies. *Environ Manage.* 88(3): 437-447.
60. Müller S. ¿Cómo Medir la Sostenibilidad?, *Una Propuesta para el Area de la Agricultura y de los Recursos Naturales. Serie de Documentos de Discusión Sobre Agricultura y Recursos Naturales*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 1996. Impreso.
61. Musharrafie, A. “Análisis de ciclo de vida ambiental y desarrollo de una metodología para la identificación y evaluación de impactos sociales mediante análisis de ciclo de vida, aplicado a dos tecnologías de tratamiento de aguas residuales en México”. Tesis de Maestría en Ciencias del Desarrollo Sostenible, ITESM, México. 2011. Impreso.

62. NOM-003-SEMARNAT-1996, (1996) Norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, Secretaría del Medio Ambiente, México. (In Spanish). <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NormasOficialesMexicanas.pdf> . Accessed 15 November 2014
63. Naik, Kartiki S., and Michael K. Stenstrom (2012). Evidence of the Influence of Wastewater Treatment on Improved Public Health. *Water Sci Technol* 66.(3): 644
64. Ness, B., Urbel_Piirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecol. Econ.* 60, 498–508.
65. Noyola A., Heller L., Otterstetter H., (2009). Los desafíos para la universalización del saneamiento básico, in *Determinantes Ambientales y Sociales de la Salud* (Eds. L. A. Galvaño, J. Finkelman, S. Henao), PALTEX McGraw-Hill Interamericana, Washington, DC , pp. 367–381.
66. Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P. and Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean – Soil Air Water* 40(9): 926-932
67. Oliveira, Sílvia C., and Marcos Von Sperling (2011). Performance Evaluation of Different Wastewater Treatment Technologies Operating in a Developing Country. *J Water, Sanitation and Hygiene for Development* 01(1): 37-56
68. Organization for Economic Co-operation and Development, OECD (2008). Guidelines for Multinational Enterprises. Online: <http://www.oecd.org/daf/investment/guidelines>. Accessed July 20, 2013
69. Orraca Pedro (2014). Child labor and its causes in Mexico. *Problemas del desarrollo. Revista latinoamericana de economía*, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Vol.45, Num. (179). http://www.probdes.iiec.unam.mx/en/revistas/v45n178/body/v45n178a5_1.php Accessed 15 January 2015.
70. Pandey, Vishnu P., Sangam Shrestha, Saroj K. Chapagain, and Futaba Kazama (2011). A Framework for Measuring Groundwater Sustainability. *Environ Sci Policy* 14. (4): 396-407.
71. Pasqualino, Jorgelina C., Montse Meneses, Montserrat Abella, and Francesc Castells. "LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant." *Environmental Science & Technology* 43.9 (2009): 3300-307. Web.

72. Pearce, David W., and Jeremy J. Warford. *World without End: Economics, Environment, and Sustainable Development*. New York, NY: Published for the World Bank Oxford UP, 1993. Print
73. Pierri, N. *El proceso histórico y teórico que conduce a la propuesta del desarrollo sustentable.. ¿Sustentabilidad? desacuerdos sobre el desarrollo sustentable*. Montevideo, Trabajo y Capital. pp. 27-79. 2001. Impreso.
74. Pina Patricia (2011). Addressing water crisis in Mexico City: A political and institutional perspective. Second Year Policy Analysis Report, Harvard Kennedy School, USA. http://watersecurityinitiative.seas.harvard.edu/sites/default/files/Patricia%20PINA%20SYP%20on%20Mexico%20City%20Water_0.pdf Accessed November 20 2014
75. Pohl, E., 2006. Towards Corporate Sustainable development – ITT Flygt Sustainability Index, Licentiate Thesis, Malarden University
76. Prescott-Allen, R. 2001. The Wellbeing of Nations: A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment. IDRC/ Island Press. Canada.
77. Pulia , Michael (2008) Public Opinion on Environmental Issues: Does It Influence Government Action?, *Res Publica - Journal of Undergraduate Research*: Vol. 6 <http://digitalcommons.iwu.edu/respublica/vol6/iss1/8> Accessed November, 2014
78. Ramirez p. K. S., Petti l., Brones f., Ugaya c. M. L. (2012) Subcategory Assessment Method for Social LCA: Application for Workers in Natura's Cocoa Soap. Proc. In: *EcoBalance: Challenges and Solutions for Sustainable Society*, Yokohama, Japan.
79. Ramírez, Treviño Alfredo, Sánchez Núñez Juan Manuel, Enfoques de Desarrollo Sostenible y Urbanismo. *Revista Digital Universitaria*. Volumen 10 Numero 7, 2010.
80. Renzoni, Robert, and Albert Germain. "Life Cycle Assessment of Water: From the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant (9 Pp)." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12.2 (2007): 118-26. Web.
81. Rodriguez-Garcia, G., M. Molinos-Senante, A. Hospido, F. Hernández-Sancho, M.t. Moreira, and G. Feijoo. "Environmental and Economic Profile of Six Typologies of Wastewater Treatment Plants." *Water Research* 45.18 (2011): 5997-6010. Web.
82. Saisana M. and Tarantola S. (2002), State-of-the-art report on current methodologies and practices for composite indicator development, EUR 20408 EN, European Commission-JRC: Italy. <http://bookshop.europa.eu/en/state-of-the-art-report-on-current-methodologies-and-practices-for-composite-indicator-development-pbEUNA20408/> Accessed December 01 2014

83. Sarikaya, H.Z., Sevimli, M.F., Koyuncu, I., Yuksel, E., (2003). Joint operation of small wastewater treatment plants in southern Turkey. *Water Sci. Technol.* 48 (11-12) 69-76.
84. Saz-Salazar, Salvador Del, Francesc Hernández-Sancho, and Ramón Sala-Garrido. (2009). The Social Benefits of Restoring Water Quality in the Context of the Water Framework Directive: A Comparison of Willingness to Pay and Willingness to Accept. *Sci Total Environ* 407(16): 4574-58 doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.05.010.
85. Singh, R. K., Murty, H., Gupta, S. & Dikshit, A. (2009). An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecol Indic*, 15 (01):189-212 [doi:10.1016/j.ecolind.2011.01.007](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.007)
86. Social Accountability International, SAI (2008). Guidance Document for Social Accountability 8000 International. Online: http://www.sai-intl.org/_data/n_0001/resources/live/2008StdEnglishFinal.pdf Accessed May 15, 2014
87. Snauffer Andrew M. (2007). Development of a Decision Support Tool for On-site Wastewater Treatment Systems in Jamaican Communities. Dissertation Michigan Technological University.
88. Spangenberg, J. H., S. Pfahl, y K. Deller. 2002. Towards Indicators for Institutional Sustainability: Lessons from an Analysis of Agenda 21. *Ecological Indicators*, 42: 1-17.
89. Steen, B (2005), Environmental costs and benefits in life cycle costing, Management of environmental quality (en inglés) An international Journal Emerald Publishing, 16(2), p 107-118
90. Sujaritpong, Sarunya, and Vilas Nitivattananon. (2009): Factors Influencing Wastewater Management Performance: Case Study of Housing Estates in Suburban Bangkok, Thailand. *Environ Manage.* 90(1) 455-65.
91. Sutton, P. 2003. An Empirical Environmental Sustainability Index Derived Solely from Nighttime Satellite Imagery and Ecosystem Service Valuation. *Population and Environment*, 24: 293-311.
92. Taylor, D.C., M. Z. Abidin, S. M. Nasir, M. M. Ghazali, y E.F. C. Chiew. 1993. Creating a Farmer Sustainability Index: a Malaysian Case Study. *American Journal of Alternative Agriculture*, 8: 175-184.
93. United Nations and Environmental Program (UNEP/SETAC) (2009). Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Available at: http://www.unep.org/pdf/DTIE_PDFS/DTIx1164xPA-guidelines_sLCA.pdf Accessed October 2012 Accessed May 25, 2014
94. [United Nations and Development Program \(UNDP\), 2014. "Índice de desarrollo humano municipal en México Nueva Metodología. \(In Spanish\).](#)

<http://www.mx.undp.org/content/mexico/es/home/library/poverty/idh-municipal-en-mexico--nueva-metodologia.html> Accessed January 05 2014

95. U.S. EPA, 2004. Federal register www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/2001/April/Day-18/w9482.html, accessed September 2014.
96. von Sperling M., Chernicharo C.A.L., Soares A.M.E. and Zerbini A.M (2002). Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor – baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modelling. *Water Sci Technol* 45 (10):237–24
97. Water Environment Research Federation (WERF, 2010). Technology Roadmap for Sustainable Wastewater Treatment Plants in a carbon-constrained World. Report. IWA Publishing. <http://www.werf.org/a/ka/Search/ResearchProfile.aspx?ReportId=OWSO4R07d> Accessed February 01 2015
98. Yeager, David S., Samuel B. Larson, Jon A. Krosnick, and Trevor Tompson. (2011). Measuring Americans, Issue Priorities: A New Version of the Most Important Problem Question Reveals More Concern about Global Warming and the Environment. *Public Opin. Quart.* 75 (1): 125–138.
99. Wilderer, P.A., Schreff, D., (2000). Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers. *Water Sci. Technol.* 41 (1):1-8.
100. World Health Organization (WHO), (2000). Tools for assessing the O&M status of water supply and sanitation in developing countries. <http://www.sswm.info/library/6459> Accessed 15 October 2014
101. Suppen, N., Onosato, M., Koji, T. y Takeuchi, Y. La Serie ISO 14040 - Análisis de Ciclo de Vida. En A. Caldeira-Pires, A avaliação do ciclo de vida: a ISO14040 na América latina (págs. 25-37). Brasil. 2005
102. Tillman AM., Svingby M., Lundström H. (1998), “Life cycle assessment of municipal wastewater systems”. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3(3) (1998)145-157. Web
103. Vlasopoulos, N., F.a. Memon, D. Butler, and R. Murphy. "Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Technologies Treating Petroleum Process Waters." *Science of The Total Environment* 367.1 (2006): 58-70. Web.
104. Wirén-Lehr, S. Von. "Sustainability in Agriculture — an Evaluation of Principal Goal-oriented Concepts to Close the Gap between Theory and Practice." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84.2 (2001): 115-29. Web.

105. Weidema BP (2006). The integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment. *Int J LCA* 11 (1) (Special Issue) pp. 89–96.
106. Weidema BP (2005). ISO 14044 also Applies to Social LCA. *Int J LCA* 10 (6) pp. 381–38.
107. Wenzel H, Hauschild M, Alting L (1997). Environmental assessment of products. Vol. 1 – Methodology, tools and case studies in product development. First edition. Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA, USA.
108. World Commission on Environment and Development. *Our Common Future*. Oxford: Oxford UP, 1987. Print.
109. Werf, Hayo M.g Van Der, and Jean Petit. "Evaluation of the Environmental Impact of Agriculture at the Farm Level: A Comparison and Analysis of 12 Indicator-based Methods." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93.1-3 (2002): 131-45. Web.
110. Zhang, Z., and F. Wilson. "Life-Cycle Assessment of a Sewage-Treatment Plant in South-East Asia." *Water and Environment Journal* 14.1 (2000): 51-56. Web.