



CENTRO DE ESTUDIOS DEMOGRÁFICOS, URBANOS Y AMBIENTALES

**“ESTIMACIÓN DE LA HUELLA DE AGUA DE USO PÚBLICO-URBANO Y SUS ECO-COSTOS EN
MÉXICO, 2013”**

TESIS QUE PRESENTA:

ANA KAREN EMBARCADERO LUNA

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN ESTUDIOS URBANOS

PROMOCIÓN 2013-2015

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. MARÍA PEREVOCHTCHIKOVA

LECTORA:

DRA. CAROLE FARELL BARIL

AGRADECIMIENTOS

SE AGRADECE AL CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT) EL APOYO BRINDADO MEDIANTE LA BECA No. 364428, PARA CURSAR EL PROGRAMA DE MAESTRÍA EN ESTUDIOS URBANOS EN EL COLEGIO DE MÉXICO, A.C.

A MI DIRECTORA DE TESIS, MARÍA, POR TODO SU APOYO A LO LARGO DE LA ELABORACIÓN DE ESTA TESIS. GRACIAS POR TUS PALABRAS DE ALIENTO Y ENTUSIASMO PARA LLEGAR A LA META.

A MI LECTORA, CAROLE, POR SU DISPOSICIÓN PARA COLABORAR EN ESTA TESIS Y DAR LUZ EN EL CAMINO PARA ALCANZAR LOS OBJETIVOS PLANTEADOS.

A MIS PADRES Y A MI HERMANO, POR APOYARME INCONDICIONALMENTE SIN IMPORTAR LO QUE PASE. NUNCA LO HABRÍA ALCANZADO SIN USTEDES A MI LADO, COMO TODOS LOS LOGROS Y ÉXITOS EN MI VIDA. GRACIAS POR DARMÉ ÁNIMO Y CONFIANZA SIEMPRE.

A LOS NUEVOS AMIGOS QUE ESTUVIERON CONMIGO A LO LARGO DE ESTOS DOS AÑOS Y QUE LO SERÁN DE AHORA EN ADELANTE PARA SIEMPRE; APOLO, DAMIÁN, DIEGO, GORKA, JAIME, MARIANA, MARCELA, TEYE Y ULSÍA.

A NORMA POR APOYARME EN LA CULMINACIÓN DE ESTE LOGRO DE PRINCIPIO A FIN. GRACIAS POR ALENTARME SIEMPRE.

A LUZ MARÍA POR IMPULSARME A REALIZAR LA MEJOR INVERSIÓN POSIBLE, EN MÍ MISMA.

A TODAS LAS PERSONAS, AMIGOS Y PROFESORES, QUE DE UNA U OTRA FORMA CONTRIBUYERON A TRAVÉS DE ESTOS AÑOS A QUE TERMINARA UN GRADO MÁS.

A SERGIO, POR ESTAR PRESENTE EN UNA ETAPA MÁS DE MUCHAS OTRAS QUE FALTAN. GRACIAS POR SER MI CALMA Y MI HOGAR.

RESUMEN

Ante el imperante aumento en la demanda de agua de uso público-urbano a nivel mundial se han elaborado varios instrumentos de política pública que se basan en el uso de indicadores de sostenibilidad. Sin embargo, los indicadores que se emplean actualmente en la gestión del agua permiten evaluar sólo el estado y la disponibilidad del recurso de manera parcial. Por lo anterior, el presente trabajo tuvo como principal objetivo llevar a cabo la estimación de la huella de agua de uso público-urbano en México a escala de Región Hidrológico-Administrativa (RHA) mediante la técnica de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) e incorporándole una dimensión económica con el fin de proveer un indicador biofísico de sostenibilidad que permita analizar el impacto integral al agua.

La estimación de la Huella de Agua (HA) de uso público-urbano y sus eco-costos realizada para el 2013 (por la disponibilidad de información necesaria) permite evidenciar una heterogeneidad de valores por RHA (con mayores valores en la región Centro y de Lerma-Santiago). Donde además parece no haber una correlación directa entre los valores de HA y eco-costos, ya que existen casos con HA no tan alta donde habría necesidad de una mayor inversión para revertir la carga ambiental, y por lo tanto eco-costos elevados. Por otro lado es importante notar que en el análisis de HA y sus eco-costos es posible incorporar diversas características socio-económicas para una mejor explicación de sus efectos e implicaciones, además de poder visualizar todo con el apoyo del Sistema de Información Geográfica, en términos de correlaciones territoriales.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO-CONCEPTUAL	6
1.1 El concepto de sostenibilidad	6
1.2 Indicadores del desarrollo sostenible	14
1.2.1 <i>La evolución del concepto de Huella de Agua (HA)</i>	14
1.2.1 <i>La gestión del agua de uso público-urbano</i>	23
1.3 Huella de Agua con enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	27
1.4 Los eco-costos	31
CAPÍTULO 2. MARCO METODOLÓGICO	37
2.1 Etapas de la estimación de la Huella de Agua mediante el ACV	37
2.1.1 <i>Fase 1. Definición del objetivo y alcance del ACV</i>	38
2.1.2 <i>Fase 2. Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (AICV)</i>	40
2.1.3 <i>Fase 3. Evaluación del Impacto Ambiental de Ciclo de Vida (EICV)</i>	41
2.1.4 <i>Fase 4. Interpretación</i>	48
2.2 Etapas de la estimación de eco-costos mediante ACV	49
2.3. Información disponible en México para la estimación de la Huella de Agua y sus eco-costos	52
CAPÍTULO 3. ANÁLISIS DE LA HUELLA DE AGUA Y SUS ECO-COSTOS EN MÉXICO	57
3.1 Síntesis de información para el cálculo	57
3.1.1 <i>Grado de presión hídrica</i>	58
3.1.2 <i>Ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce</i>	62
3.1.3 <i>Cobertura de agua potable</i>	63
3.1.4 <i>Eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbano</i>	65
3.2 Estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano mediante ACV	67
3.2.1 <i>Fase 1. Definición del objetivo y alcance de la HA de uso público-urbano</i>	67
3.2.2 <i>Fase 2. Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)</i>	70
3.2.3 <i>Fase 3. Evaluación del Impacto Ambiental de Ciclo de Vida (EICV)</i>	73
3.2.4 <i>Fase 4. Interpretación</i>	78
3.3 Estimación de los eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbano ... 92	
CONCLUSIONES	101
BIBLIOGRAFÍA.....	105

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Conversiones de costos de prevención marginal de la contaminación (norma sostenible) por categoría de impacto de acuerdo con el modelo Eco-costos	35
Tabla 2. Fuentes de información previstas para los cálculos de HA y sus eco-costos	54
Tabla 3. Estimación del grado de presión hídrica ajustado según la variación de la precipitación anual, 2013	60
Tabla 4. Estimación del Índice de Estrés Hídrico adaptado a México, 2013.....	61
Tabla 5. Ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce en cada Región Hidrológico-Administrativa de México por uso público-urbano, 2013	63
Tabla 6. Cobertura de agua potable en cada Región Hidrológico-Administrativa de México, 2010 ¹	64
Tabla 7. Conversiones de costos de prevención marginal según las categorías de impacto requeridas para la estimación del eco-costo de la Huella de Agua de uso público-urbano.	66
Tabla 8. ICV de agua para el uso público-urbano, 2012	73
Tabla 9. Estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano en México, 2013.....	75
Tabla 10. Conversión de eco-costos de agua de uso público-urbano a pesos ¹	93
Tabla 11. Corrección de parámetros económicos según el método BT (Benefit Transfer) requeridos para la estimación del eco-costo	94
Tabla 12. Estimación de los eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbano en México, 2013	96

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Volúmenes concesionados para usos consuntivos, 2012	26
Gráfico 2. Relación entre el grado de presión hídrico (WTA) y el índice de estrés hídrico (WSI).	46
Gráfico 3. Relación de la HA de uso público-urbano con el volumen de agua concesionada, 2013.....	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Grados de sostenibilidad.....	11
Figura 2. Marcos referenciales de los indicadores de sostenibilidad	14
Figura 3. Evolución del concepto de Huella de Agua	19
Figura 4. Pirámide de información en relación con su uso	22
Figura 5. Relación entre los costos de contaminación/prevenición con el nivel de riesgo imperceptible (norma de sostenibilidad).....	34
Figura 6. Fases del contenido de un Análisis de Ciclo de Vida.	38

ÍNDICE DE MAPAS

Mapa 1. Cobertura de agua potable por RHA, 2010	65
Mapa 2. Huella de Agua de uso público-urbano en México, 2013.....	77
Mapa 3. Grado de presión hídrica vs disponibilidad natural media per cápita (%), 2013..	80
Mapa 4. Disponibilidad natural media per cápita vs población, 2013	81
Mapa 5. Huella de Agua de uso público-urbano vs aportación al PIB (%), 2013.....	83
Mapa 6. Huella de Agua de uso público-urbano y las 88 ciudades más grandes de México, 2013	85
Mapa 7. Huella de Agua de uso público-urbano y contaminación según DBO ₅ , 2013.....	88
Mapa 8. Huella de Agua de uso público-urbano y contaminación según DQO, 2013.....	89
Mapa 9. Huella de Agua de uso público-urbano y contaminación según SST, 2013.....	90
Mapa 10. Huella de Agua de uso público-urbano y sus eco-costos, 2013.....	98

ACRÓNIMOS

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
AICV	Análisis del Inventario del Ciclo de Vida
BATNET	Best Available Technology Not Entailing Excessive cost
BT	Benefit Transfer
CDS	Comisión para el Desarrollo Sostenible
CMMAD	Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CTU	Comparative Toxicological Units
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EICV	Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida
EMC	Estrategia Mundial de la Conservación
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GIAU	Gestión Integrada del Agua Urbana
GIRH	Gestión Integral de Recursos Hídricos
HA	Huella de Agua
HH	Huella Hídrica
ICV	Inventario de Ciclo de Vida
IDH	Índice de Desarrollo Humano
ISO	Organización Internacional para la Estandarización
NRI	Nivel de Riesgo Insignificante
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
OMS	Organización Mundial de la Salud
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PER	Presión-Estado-Respuesta
PIB	Producto Interno Bruto
PNB	Producto Nacional Bruto
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
PPP	Purchasing Power Parity
RHA	Región Hidrológico-Administrativa
SIG	Sistema de Información Geográfica
SST	Sólidos Suspendidos Totales
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
VPPC	Virtual Pollution Prevention Cost
WFN	Water Footprint Network
WSI	Water Stress Index

INTRODUCCIÓN

La Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus siglas en inglés) establece que si bien el agua es el elemento más abundante en el planeta Tierra, sólo el 2.53% del total es agua dulce; y menos del 1% del agua dulce se encuentra disponible en forma superficial, apto para el consumo humano. Así mismo, de acuerdo con su Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo el mayor problema en el siglo XXI es el de la calidad y la gestión del agua, con que tiene una relación directa con temas de salud, saneamiento, medio ambiente, seguridad, alimentos, industria y de producción de energía (UNESCO, 2003).

Se considera que el sistema de abastecimiento público-urbano presenta deficiencias en el proceso de distribución del recurso, y esta situación se torna aún más grave si se revisan otros aspectos. Lo es por ejemplo cuando se observa, como en el caso de México, que no hay una correspondencia entre disponibilidad de agua natural y la ubicación de los principales centros urbanos e industriales de desarrollo, lo que convierte el paradigma de la eficiente gestión del agua en un asunto urgente en aplicar dentro de la perspectiva de un Desarrollo Sostenible.

Si bien la disponibilidad del agua puede verse influida por varios factores, el aumento de la población, la demanda del agua y su uso ineficiente son unos de los más relevantes. Al respecto los diferentes usos del agua requieren de una calidad del recurso distinta, sin embargo ante los crecientes problemas de contaminación la situación de abastecimiento del agua se complica aún más, dando lugar a escenarios en los que estados que tienen abundancia de fuentes superficiales, tengan que satisfacer su demanda principalmente de fuentes subterráneas por problemas de contaminación.

En virtud de considerar la necesidad de la búsqueda de nuevas herramientas para poder mejorar la gestión del agua, con enfoque al uso público-urbano en México, se ha observado que los indicadores que se utilizan actualmente en la política hídrica miden de forma parcial el estado de recursos hídricos. En particular, reportando algunas cuestiones de la calidad, la disponibilidad y la eficiencia en la provisión del servicio, sin embargo, sin una perspectiva integral, ni de impacto ambiental. Por lo tanto el presente trabajo pretende demostrar que es posible realizar la estimación de un indicador que contribuya a la transición hacia un modelo de gestión ecosistémica del agua (dentro del marco de Sostenibilidad Fuerte) al manifestar en términos de impacto integral lo que se produce del uso público-urbano del agua, y que además sea capaz de expresar estos impactos ambientales en términos monetarios (costos de prevención marginal), invitando así a continuar la búsqueda de un lenguaje común entre los ámbitos económico, político y ambiental.

En relación con los indicadores ambientales, su construcción se justifica ante la necesidad de disponer de información adecuada que oriente a la acción, satisfaciendo dos propósitos principales: configurarse como una herramienta útil para la planificación y el desarrollo de las políticas públicas (dentro de la ideología de Sostenibilidad); y constituirse en una herramienta de comunicación, con el fin de orientar las conductas en el sentido de la sostenibilidad. Por tanto, los indicadores que se utilizan en el seguimiento y evaluación de las políticas públicas deben ser comprensibles y expresar de manera explícita la información obtenida (Rodríguez y Cano, 2012: 20).

Este procedimiento (con base en el uso de los indicadores claros y sustentados) ayuda a los tomadores de decisiones a definir las metas y objetivos de las acciones concretas a realizar. Así mismo, el diseño de un buen indicador de sostenibilidad implica la combinación de aspectos sociales, económicos y ecológicos, igual que la explicación de las relaciones entre estos elementos. De este modo una oportunidad para contribuir se vislumbra a partir de la integración

de los componentes explicativos, elaborando indicadores sinérgicos (Rodríguez, 2002: 8).

En este trabajo se propone utilizar el marco del capital natural para el desarrollo de los indicadores biofísicos de sostenibilidad, los cuales permiten identificar el grado del uso y el agotamiento de los recursos naturales, posibilitando la obtención de información integral de presión humana sobre el ambiente. En específico, la Huella de Agua (HA), evaluada a través del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), se encuentra entre dichos indicadores ya que expresa la cantidad total de impactos producidos al agua por los procesos, productos o servicios que se encuentran en todas las etapas de su ciclo de vida.

De esta manera en la tesis se busca estimar cuantitativamente el indicador de la Huella de Agua de uso público-urbano en México, que reflejaría la reducción en disponibilidad de agua dulce de calidad apta para consumo humano. Acompañándolo con el cálculo de los eco-costos con el fin de proponer mejoras para su interpretación integral y comunicación a nivel político dentro del proceso de la gestión del agua. En este sentido, el aporte de este trabajo consiste en expresar la Huella de Agua de uso público-urbano en eco-ecostos, es decir, los costos de prevención marginal que se requieren para revertir la carga ambiental. Al mismo tiempo, remarcando que el concepto de eco-costos se utilizaría en un terreno nuevo, ya que hasta ahora sólo ha sido aplicado a las estimaciones de emisiones, energía, uso de suelo y agotamiento de recursos (Universidad Delft, 2015).

A fin de lograr el objetivo, el trabajo se dividió en tres capítulos. En el primero de ellos se brinda un recorrido histórico de la inclusión de los problemas ambientales en el ámbito internacional, así como un panorama general acerca del debate de la sostenibilidad, su distinción del concepto de desarrollo sostenible y antecedentes acerca del establecimiento del propio concepto. Posteriormente se habla de los marcos referenciales para la elaboración de los indicadores del desarrollo sostenible, prestando énfasis particular a la evolución del concepto de Huella de Agua dentro de la Sostenibilidad Fuerte. En este mismo se incluye un

apartado adicional acerca de la generación de indicadores en México para la gestión del agua de uso público-urbano, así como su problemática actual. Finalmente se exponen los conceptos de la Huella de Agua y los eco-costos que se utilizarán para el trabajo, proponiendo su estimación a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida.

En el segundo capítulo se ahonda en la metodología a utilizar en la estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano y sus eco-costos para México, por lo que se desarrolla paso por paso cada una de las etapas que integran dichas estimaciones con base en la metodología de ACV, de conformidad con lo establecido en la Norma ISO 14046 referida a “Gestión Ambiental – Huella de Agua – Principios, Requisitos y Directrices”. Luego se incorpora por su importancia al tema un apartado acerca de las condiciones de la información en México (fuentes y su disponibilidad) para la estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano y sus eco-costos, determinando entonces la escala a la cual se pueden llevar a cabo dichas estimaciones.

Finalmente, en el capítulo tres se describe cada uno de los elementos necesarios para estas estimaciones, por lo que se expone brevemente la problemática relacionada con cada uno y se detallan las operaciones y fuentes de información de las cuales fueron obtenidos los datos concretos. Es importante señalar que la escala de la estimación se determinó a nivel de Región Hidrológico-Administrativa (RHA) debido a la falta de datos requeridos para el cálculo a escala local.

Además como aporte empírico se resalta que fue necesario actualizar los datos que conforman el Inventario del Ciclo de Vida (ICV), así como el factor de corrección de acuerdo con el método de Transferencia de Beneficios (Benefit Transfer, BT por sus siglas en inglés) de acuerdo con la Paridad del Poder Adquisitivo (Purchasing Power Parity, PPP por sus siglas en inglés) para adaptar los datos de eco-costos para México. Así, con estos datos se desarrolló la estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano, y posteriormente su transformación a eco-costos de acuerdo con la metodología propuesta por la

Universidad Delft, de los Países Bajos. Al final, estos valores se presentaron en forma gráfica, y se relacionaron con otros factores socio-económicos del país.

Derivado de este trabajo, se puede decir que al proveer el agua potable para uso público-urbano sería más adecuado invertir en proyectos cuyo objetivo se centrara en la disminución de las fugas y en el uso eficiente de los recursos existentes, más que en la búsqueda de nuevas fuentes de abastecimiento. Por lo que aún queda mucho camino por recorrer, para la elaboración de políticas de gestión hídrica integral.

CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO-CONCEPTUAL

1.1 El concepto de sostenibilidad

En el siglo XIX, con la Revolución Industrial y la aplicación de las innovaciones técnico-científicas a la producción, la problemática ambiental comenzó a atravesar fronteras a una escala cada vez mayor; esto fue en parte el detonante para que desde ese entonces algunos ingenieros¹, precursores de la economía ecológica, previeran los efectos del acelerado crecimiento como “...trastornos irreversibles en los grandes ciclos biogeoquímicos de la biósfera” (Chang, 2005: 178).

De acuerdo con Pierri (2005: 29) el ambientalismo contemporáneo se originó a partir de diferentes tradiciones de pensamiento surgidas en el siglo XIX, y de las cuales destacan principalmente dos: 1) la crítica naturalista² a la destrucción de la naturaleza provocada por la Revolución Industrial; y 2) la crítica social contra los efectos sociales negativos de la industrialización y la colonización.

Por otro lado, a finales del siglo XIX aparecieron los primeros intentos por conformar una asociación internacional en defensa de la naturaleza, entre los cuales se encuentra el VIII Congreso Internacional de Zoología, cuya realización no fue posible por el estallido de la Primera Guerra Mundial (1914-1918). Para el año 1923 la idea resurgió cuando se llevó a cabo el I Congreso Internacional para la Protección de la Naturaleza, y en 1928 varios países europeos acordaron la creación de la Oficina Internacional para la Protección de la Naturaleza, la cual fue frustrada por la Segunda Guerra Mundial (1939-1945), que al concluir trajo consigo la creación de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), y cuyo órgano especializado para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus

¹ Referidos por Chang (2005: 177) como “ingenieros economistas”.

² Según Pierri (2005: 30,31) la crítica naturalista se compone por: a) el higienismo decimonónico (demandaba mejoras sanitarias en las primeras ciudades industriales por las condiciones deplorables en las que vivían los trabajadores); b) el naturismo (busca que la recuperación del medio natural contribuya a mejorar la unión hombre-naturaleza); y c) el conservacionismo (se expresa en las asociaciones y leyes proteccionistas que abogan por la preservación de la naturaleza en su estado original).

siglas en inglés) instauró en 1947 la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Posteriormente, en la época de la posguerra durante el periodo 1950-1973, la introducción de invenciones relacionadas con la electrónica y la química impulsaron un aumento sin precedentes en las tasas de producción y de productividad de la mano de obra, lo que condujo a denominar este periodo como la <edad de oro>. Si bien ya en los años 60-70's los problemas ambientales como la contaminación y los derrames de petróleo eran notorios hasta para los no especialistas³, y a pesar de lo advertido por los ingenieros ya antes mencionados, no fue hasta la década de los 80's que la problemática ambiental comenzó a tomar protagonismo en la escena mundial⁴ (Chang, 2005: 178).

Por otra parte, inició la producción de una serie de informes científicos⁵ que encontraron su momento cúlmine en la Conferencia de Estocolmo que tuvo lugar en 1972. La literatura reconoce este suceso como un antes y un después en la problematización política del tema ambiental debido a que representa el primer intento de conciliar objetivos de desarrollo con la protección de la naturaleza, jerarquizando el tema ambiental a través del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)⁶ (Pierri, 2005: 36). La Declaración de Estocolmo, acordada durante la Conferencia, es el primer antecedente en el cual comenzó a ser analizado el concepto de desarrollo sostenible, que sería consolidado más tarde.

³ En este momento se consideraba que estos problemas ocurrían únicamente a una escala local o regional.

⁴ "...el capitalismo del carbón y de la máquina de vapor tenía efectos negativos, pero de alcance local, y la población mundial era cinco veces inferior a la actual" (Pierri, 2005: 32).

⁵ Entre estos informes se encuentran: Primavera Silenciosa (Rachel Carson, 1962); Bomba Demográfica (Paul Ehrlich, 1968); Población, Recursos y Ambiente (Paul y Anne Ehrlich, 1970); Una Sola Tierra (René Dubos, Barbara Ward, 1972); Límites al Crecimiento (Primer Informe del Club de Roma, MIT, 1972) (Pierri, 2005: 33).

⁶ Durante la Primera Reunión del Consejo de Administración de este Programa (Ginebra, 1973) Maurice Strong, acuñó el término de <ecodesarrollo> (Pierri, 2005: 46).

Entre 1972 y 1987 ocurrieron una serie de acontecimientos⁷ que evidenciaron cada vez más que la crisis ambiental estaba alcanzando una escala global; adicionalmente tuvieron lugar otros hechos económicos y políticos que ejercieron mayor presión sobre la utilización de los recursos naturales. De acuerdo con Lelé (1991: 610), el término de desarrollo sostenible ganó terreno cuando la UICN presentó la Estrategia Mundial de la Conservación (EMC) en 1980, en la cual se propuso por primera vez considerar al desarrollo como la mayor oportunidad para lograr la conservación, y no un obstáculo.

En 1983 fue creada la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CMMAD) por resolución de la Asamblea General de la ONU, cuyos miembros elaboraron el documento titulado “Nuestro Futuro Común”, también conocido como el “Informe Brundtland”, mismo que fue aprobado en 1987. En este informe fue descrito el término de desarrollo sostenible como “...un desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades” (UNESCO, 2014).

En el año de 1992 tuvo lugar la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, en Río de Janeiro, mejor conocida como la “Cumbre de Río”, misma en que fue acuñado formalmente y por la comunidad internacional el concepto de desarrollo sostenible, y a partir del cual se tenía que conciliar el logro de las metas económicas, con el objetivo de preservar el patrimonio natural para las generaciones futuras. Durante esta Conferencia, también se firmó un documento normativo, no jurídicamente vinculante, denominado “Agenda 21”, con el objetivo de servir como una directriz para el desarrollo mundial de 1992 a 2002 (ONU, DDS).

De acuerdo con la ONU (2014), el desarrollo sostenible ha emergido como el principio rector para el desarrollo mundial a largo plazo. Busca que sus tres

⁷ Entre los más importantes se encuentran: Catástrofe químico-ecológica (Italia, 1976); Segunda Crisis Petrolera (1978); alerta sobre el agujero en la capa de ozono (1981); escape en la fábrica de plaguicidas Unión Carbide (multinacional estadounidense, 1984); Accidente Nuclear de Chernobyl (Ucrania, 1986) (Pierri, 2005: 54).

pilares, a saber, el desarrollo económico, el desarrollo social y la protección del medio ambiente, sean alcanzados de manera equilibrada. Cabe destacar que las metas del desarrollo sostenible no son estáticas, sino que se replantean de manera continua según evoluciona la sociedad y la relación de ésta con el medio ambiente (Macías *et al.*, 2006: 22).

El concepto de sostenibilidad se encuentra en el centro del debate sobre medio ambiente y desarrollo que ha tenido lugar desde hace ya varias décadas, como se ha venido mostrando. De acuerdo con Jiménez (2002: 65) este concepto ha generado controversia especialmente en los terrenos científico y político debido a que aborda un aspecto tan amplio que se encuentra en medio de una red de interconexiones entre dos elementos de gran complejidad: la naturaleza y el ser humano. Más específicamente, para este autor tanto la sostenibilidad como el desarrollo sostenible, si bien no se trata de sinónimos, ambos representan procesos de cambio, adaptación, auto-organización y equilibrios permanentes para ajustar las relaciones de los sistemas ecológicos, económicos y sociales. En este sentido, el cambio y la adaptación pueden ser consideradas como propiedades de la sostenibilidad, misma que se encuentra relacionada con la habilidad de los sistemas (económico, social y ambiental).

Por otro lado, Jiménez (2002: 66) distingue entre los conceptos de sostenibilidad y desarrollo sostenible. Define de esta forma la sostenibilidad como un conjunto de principios funcionales que pueden aplicarse a sistemas, mientras que el desarrollo sostenible se refiere a un proceso abierto que se retroalimenta progresivamente dependiendo de la evolución de los contextos incluyendo objetivos sociales y de satisfacción de necesidades. Adicionalmente, el autor resalta que si bien la sostenibilidad es una premisa básica para el desarrollo sostenible, no es suficiente para alcanzarlo en vista de que no necesariamente implica la dimensión de bienestar social.

Existe una serie de posiciones sobre la sostenibilidad que se enmarcan en los paradigmas de la economía neoclásica y la economía ecológica, mismas que pueden distinguirse en la literatura y se encuentran diferenciadas por la

importancia que le otorgan al crecimiento y a la posible complementariedad entre capital natural y el capital creado por el hombre⁸ (Pierri, 2005: 71). Resultan entonces cuatro sostenibilidades⁹, las cuales se explican brevemente a continuación (Figura 1):

- 1) Sostenibilidad muy fuerte: Representa la posición de la economía ecológica y se opone de manera absoluta al crecimiento. Rechaza la posible sustituibilidad entre capital natural y el capital manufacturado, proponiendo su complementariedad; por lo que aboga por la preservación y reposición del capital natural.
- 2) Sostenibilidad fuerte: Surge de una posición de la economía ecológica menos extrema y ortodoxa, inclinándose por un realismo pragmático. Propone la preservación del capital natural crítico¹⁰, por lo que acepta la sustituibilidad de aquél capital natural que no se incluye en esta categoría.
- 3) Sostenibilidad débil: Es la propuesta de la economía neoclásica ambiental keynesiana. Considera que la posible sustituibilidad de capitales no es perfecta, por lo que aprueba la conservación de cierta cantidad de capital natural según las circunstancias de las que se trate.
- 4) Sostenibilidad muy débil: Es la posición de la economía neoclásica “cornucopiana” y apoya alcanzar un alto crecimiento. Acepta que existe una sustituibilidad perfecta entre el capital natural y el capital manufacturado, y se centra en incrementar lo más posible este último.

⁸ Este tipo de capital también es referido en la literatura como “capital manufacturado” y “capital artificial”, entre otros.

⁹ En 1993 Turner subdividió en estas cuatro categorías los conceptos acuñados originalmente por Pearce y Atkinson en 1992 de sostenibilidad fuerte y sostenibilidad débil (Gallopín, 2003: 13).

¹⁰ Se considera como capital natural crítico a los bienes y servicios ambientales que son necesarios para el mantenimiento de los sistemas vitales y que no pueden ser reemplazados, como es el caso del agua.

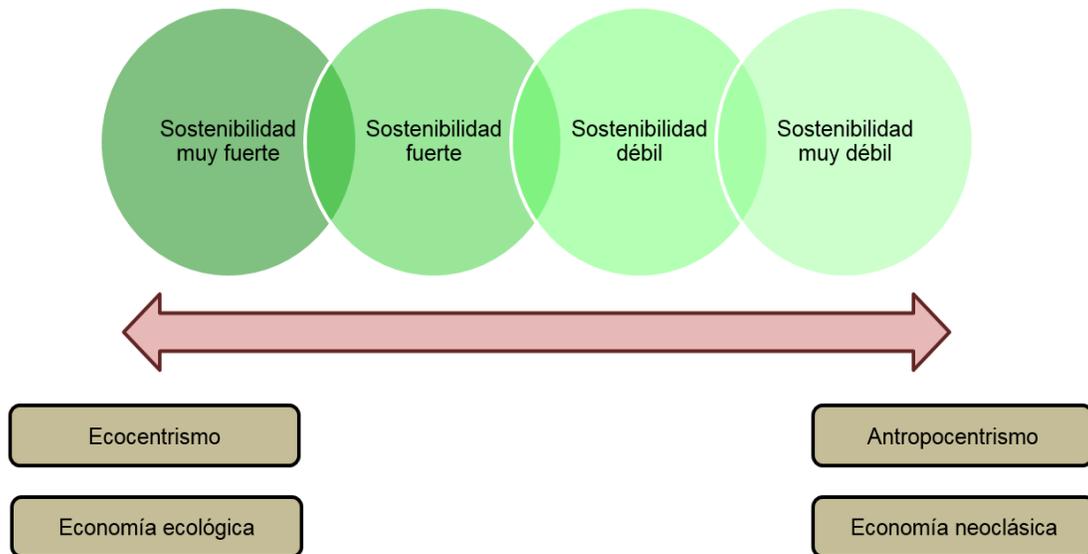


Figura 1. Grados de sostenibilidad
Elaboración propia con base en Pierri (2005: 71) y Martínez y Roca (2000: 374).

Según Salas *et al.* (2011: 140), hay tres perspectivas básicas desde las cuales puede ser definida la sostenibilidad, mismas que son descritas enseguida:

- 1) La sostenibilidad entendida como un proyecto social y político de la humanidad que equivale a un desarrollo sostenible, es decir, un desarrollo que satisface las necesidades presentes sin menoscabo de la capacidad de las generaciones futuras para cubrir las suyas.
- 2) La sostenibilidad referida a un sistema, según la cual existe una relación equilibrada de los seres humanos con la esfera económica, social y ambiental; las cuales se encuentran en el mismo nivel de jerarquía.
- 3) La sostenibilidad entendida como una propiedad de resiliencia de un sistema, que por tanto es capaz de adaptarse para evitar perturbaciones y mantener sus atributos esenciales.

Macías *et al.* (2006: 21) menciona que Dixon y Fallon identificaron tres enfoques del concepto, a saber: 1) Biofísico para un recurso natural (la sostenibilidad se entiende como una < cosecha sostenida >, es decir, deben

hacerse uso de los recursos naturales pero sin reducir su reserva física); 2) Biofísico para un conjunto de recursos o un ecosistema (el concepto se amplía al considerar más de un recurso natural y la sostenibilidad se mide biofísicamente de acuerdo con las entradas y salidas del ecosistema); y 3) Biofísico, social y económico (este enfoque define a la sostenibilidad como el mantener una serie de propiedades en un sistema en el largo plazo). Estos diferentes enfoques muestran que no es posible tener una definición universal de sostenibilidad.

En cambio, según Gallopín (2003: 13), existen dos extremos en la discusión del desarrollo sostenible y el concepto de sostenibilidad. En uno de ellos se encuentran los que abogan por la sostenibilidad del sistema social o socioeconómico, mientras que en el otro están los que apoyan la sostenibilidad sólo de la naturaleza. Se encuentran entonces así las siguientes perspectivas: 1) Sostenibilidad sólo del sistema humano (importa el sistema de la economía, por lo que la naturaleza sólo provee recursos y servicios, y asimila residuos, es importante conservar el sistema natural en tanto es relevante para sostener a la humanidad); 2) sostenibilidad primordialmente del sistema ecológico (si se agotan los recursos naturales provocarán una pérdida irreversible en el bienestar social); y 3) sostenibilidad de todo el sistema socioecológico (se reconoce que hay una relación importante sociedad-naturaleza, y que deben conservarse los recursos naturales en tanto son insumos necesarios para la reproducción del sistema que no pueden sustituirse por capital físico o humano).

Martínez y Roca (2000: 374), así como Bell y Morse (2008: 14), de manera resumida hablan únicamente de dos tipos de sostenibilidad: a) la sostenibilidad débil que se caracteriza por diluir la complejidad de funciones que tiene el patrimonio natural en un conjunto al que identifica como “capital natural”, suponiendo además que es posible sustituirlo por “capital fabricado”, además los costos para alcanzar la sostenibilidad son clave y se pone énfasis a la localización de los recursos y los niveles de consumo; y la b) sostenibilidad fuerte que presta poca o nula atención a los costos de la sostenibilidad, destacando las funciones

insustituibles del patrimonio natural, dando pie a la discusión sobre los indicadores biofísicos de la sostenibilidad.

De acuerdo con Pearce y Atkinson (1993: 57) hay por lo menos dos argumentos para preferir el enfoque de la sostenibilidad fuerte:

- Ante la incertidumbre sobre el funcionamiento de los sistemas ecológicos que conforman el capital natural, la sociedad favorece la adopción de un principio de precaución¹¹, ya que puede darse el caso de que exista una probabilidad elevada de que el daño por la pérdida del capital natural sea de grandes proporciones, lo cual aún no es posible prever científicamente.
- La pérdida de capital natural puede ser irreversible, contrario a lo que sucede con el capital económico que ha sido construido por el hombre y puede ser recreado, o incluso el capital social, donde por ejemplo los conocimientos de las personas pueden ser heredados.

La presente investigación se enmarcará en el enfoque de la sostenibilidad fuerte ya que dentro de ésta se encuentran enmarcados los indicadores biofísicos de sostenibilidad, entre los cuales, como se expondrá más adelante, se encuentra el indicador Huella de Agua (HA).

Si bien, muchos han cuestionado los motivos que se encuentran detrás de la popularidad en el uso de la palabra “sostenible”, no cabe duda de que se trata de un tema dominante hoy en día (Bell y Morse, 2008: 3). A pesar de la incertidumbre acerca de su significado, esto no ha reducido su uso ni su popularidad. En vista de que las personas viven en diferentes circunstancias económicas, ambientales y sociales, tal vez el tener una definición única de sostenibilidad entre tanta diversidad puede ser poco práctico e incluso peligroso.

¹¹ Esto se encuentra enunciado en el Principio 15 de la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo, el cual a la letra dice: Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente.

1.2 Indicadores del desarrollo sostenible

1.2.1 La evolución del concepto de Huella de Agua (HA)

Como se ha expuesto brevemente en el apartado anterior, existen diferentes escuelas del pensamiento económico que han intentado asignar un valor a los bienes ambientales de acuerdo con su escasez y/o disponibilidad presente y futura, es decir, entenderlos como si se tratase de bienes económicos. A partir de estas escuelas se establecen marcos referenciales con base en los cuales se elaboran los distintos conjuntos de estadísticas e indicadores de desarrollo sostenible, los cuales se muestran a continuación (Quiroga, 2005: 55, 56).



Figura 2. Marcos referenciales de los indicadores de sostenibilidad
Elaboración propia con base en Quiroga (2005: 55, 56).

Por otro lado, la sistematización de indicadores de sostenibilidad ambiental a nivel mundial se puede dividir en tres generaciones de acuerdo con sus características:

- Primera generación: los indicadores son parciales y describen fenómenos complejos a partir de un número reducido de parámetros ambientales.

- Segunda generación: los indicadores son desarrollados bajo un enfoque multidimensional (ambiental, social, económico e institucional) pero no alcanzan a representar más de una dimensión.
- Tercera generación: Se propone que los indicadores den cuenta del avance del desarrollo sostenible en pocas cifras y de forma rápida.

De acuerdo con López y Cattaneo (2013: 281) existen diversas herramientas metodológicas que posibilitan un acercamiento a la internalización del medio ambiente en el mercado; sin embargo, el obstáculo más grande se encuentra en determinar el mecanismo más adecuado para asignar un valor a los bienes (ambientales) que son considerados como invaluableles.

Ante la necesidad de transitar hacia un modelo de gestión ecosistémica del agua, la sostenibilidad fuerte se plantea como el marco más adecuado para desarrollar la presente investigación ya que propone el uso de indicadores biofísicos que permitan identificar el grado del uso y el agotamiento de los recursos naturales, posibilitando la obtención de indicadores de presión del subsistema económico sobre el ambiente, y no sólo que indiquen la disponibilidad y/o calidad del recurso. Entre los indicadores e índices del impacto ambiental de los humanos sobre el medio ambiente se encuentran los siguientes (Pérez, 2009a):

- Índice de la Huella Ecológica (Ecological footprint)
- Apropiación Humana de la Producción Primaria Neta (Human Appropriation of Net Primary Production, HANPP)
- Input Material por Unidad de Servicio (Material Input per Unit Service, MIPS)
- Indicadores de Flujo de Materiales y Energía (Material and Energy Flow Accounting, MEFA)
- La Huella Hídrica, el Agua Virtual y la Huella de Agua (Water Footprint and Virtual Water)
- Balances energéticos de la agricultura (EROI)

Para el caso de los recursos hídricos, y en vista de que el concepto de Huella de Agua ha sido desarrollado en analogía al de la Huella Ecológica (Pérez, 2009b), se retomarán estos dos conceptos a continuación.

Según M. Wackernagel y W. Rees (1995), la Huella Ecológica se define como el área o territorio ecológicamente productivo (cultivos, pastos, bosques o ecosistema acuático) que se requiere para producir los recursos utilizados y para asimilar los residuos que son generados por una población definida con un nivel de vida específico. Es decir, se trata de un indicador biofísico que expresa el impacto al ambiente en función del estilo de vida de una población determinada y de la productividad del espacio físico.

De acuerdo con Tobasura (2008: 121-122), este indicador agrupa en un solo dato el impacto que el ritmo de consumo y la consecuente generación de residuos de una población determinada tiene sobre los ecosistemas, por lo que permite: a) definir y visualizar la dependencia de las sociedades humanas respecto al funcionamiento de los ecosistemas a partir de superficies apropiadas para satisfacer un determinado nivel de consumo; b) brindar un panorama general de la inequidad social en la apropiación de los ecosistemas al diferenciar entre comunidades humanas o grupos sociales; c) dar seguimiento a la evolución de dicho impacto a través de la actualización del indicador.

Posteriormente, surgió el concepto de agua virtual; ésta puede definirse de acuerdo con Arreguín (2007: 122) como la cantidad de agua que se utiliza para producir o integrar a un producto, bien o servicio. En 1993 el profesor John Anthony Allan de la Universidad de Londres fue el primero en introducir el término a razón del estudio que se encontraba realizando sobre la escasez de agua en Medio Oriente, analizando la importación de agua como una opción al problema (Farell, 2013: 60). Cabe destacar que el concepto de agua virtual establece que el agua requerida durante la producción de bienes se adiciona al volumen de agua que los mismos ya tienen incorporada.

Este concepto también es definido por Hoekstra y Hung (2002: 7) como el agua que es utilizada en el proceso productivo de un producto agrícola o industrial; de tal forma que un país con escasez de agua podría querer importar productos que requieran gran cantidad de agua en su producción (productos intensivos en el uso de agua) y exportar productos o servicios que requieran una menor cantidad de agua (productos extensivos en agua). A partir de este concepto, en 2002 el profesor Arjen Hoekstra propuso una metodología, difundida a través de la iniciativa “Water Footprint Network” (WFN), por medio de la cual generó un indicador denominado “Huella Hídrica” (HH), que se enfoca no sólo en el uso directo del agua dulce por parte del consumidor o el productor, sino que también considera su uso indirecto. La HH según Hoekstra *et al.* (2011: 2) resulta de la suma de los diferentes tipos o colores de agua según la siguiente clasificación:

- a) Agua azul: Agrupa el consumo de agua subterránea y superficial a lo largo de la cadena de suministro de un producto¹².
- b) Agua verde: Se refiere al consumo de agua de lluvia, que se encuentra en la parte superior del suelo.
- c) Agua gris: Corresponde al volumen de agua dulce que se requiere para asimilar la carga de contaminantes dadas las concentraciones naturales y los estándares de calidad de la misma.

De esta forma, la HH es un indicador para evaluar el uso del agua que establece el volumen total de agua que es consumida, evaporada o contaminada durante la producción de bienes y servicios por parte de una empresa u organización, o durante las actividades desarrolladas por un individuo, familia, comunidad o país. La estimación de este indicador incluye la producción, transformación, comercialización y consumo de los productos; el cálculo se realiza en m³/ kg para la producción de bienes y en m³/año para el consumo. Cabe

¹² El término <consumo> se refiere a la pérdida de agua del cuerpo de ésta en la superficie de tierra disponible en un área de influencia. Una <pérdida>, en cambio, sucede cuando el agua se evapora, vuelve a otra zona de captación o al mar, o es incorporada en la elaboración de un producto.

destacar que la HH de una región o país se realiza considerando el uso evaporativo, es decir, el agua evaporada y/o transpirada en el proceso del cultivo a través de los modelos de evapotranspiración. Debido a lo anterior y a que en la evaluación no se consideran procesos de eficiencias en el uso del agua, para disminuir la HH se tienen dos opciones: la modificación de los patrones de consumo o el cambio de país/región de donde proceden los productos o procesos (López y Cattaneo, 2013: 286, 287).

Según Farell (2013: 22), aún no se encuentran claras las ventajas y alcances de este concepto, ya que por un lado, algunas investigaciones favorecen su uso al encubrir los impactos ambientales, no obstante hay otros expertos que han señalado algunas limitaciones importantes, tales como: la posibilidad de que la producción agrícola se concentre en ciertas regiones (aumentando la vulnerabilidad), la dificultad de estimación del volumen de agua gris ante las variaciones en los estándares de calidad en diferentes países y el que la toma de decisiones no puede basarse únicamente en el análisis de volúmenes de agua utilizados, ya que deben incorporarse otros aspectos como la sobreexplotación (o no), la emisión de sustancias persistentes y la disponibilidad del recurso que tiene el lugar de donde fue extraída el agua.

De acuerdo con Farell *et al.* (2013: 61), el término <Huella> indica la medición de la cantidad total de impactos al ambiente, por lo que la suma de volúmenes de agua es insuficiente para satisfacer la definición de “Huella Hídrica”, que es ahora redefinida como “Huella de Agua”, la cual indica la cantidad total de impactos al agua producidos por procesos, productos o servicios en todas las etapas de su ciclo de vida. Para el cálculo de dichos impactos se ha incluido la técnica de Análisis de Ciclo de Vida, la cual posibilita la evaluación de los impactos ambientales potenciales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto o servicio desde la extracción de la materia prima, yendo hacia el proceso de su producción, uso, tratamiento final y reciclado, hasta su disposición final. Esta técnica es en general usada y aceptada para medir las intervenciones ambientales causadas por diversos productos (Schnoor, 2009). La evolución por la cual ha

transitado el concepto de HH hasta alcanzar el de HA puede sintetizarse en la figura que se muestra a continuación (Figura 3):

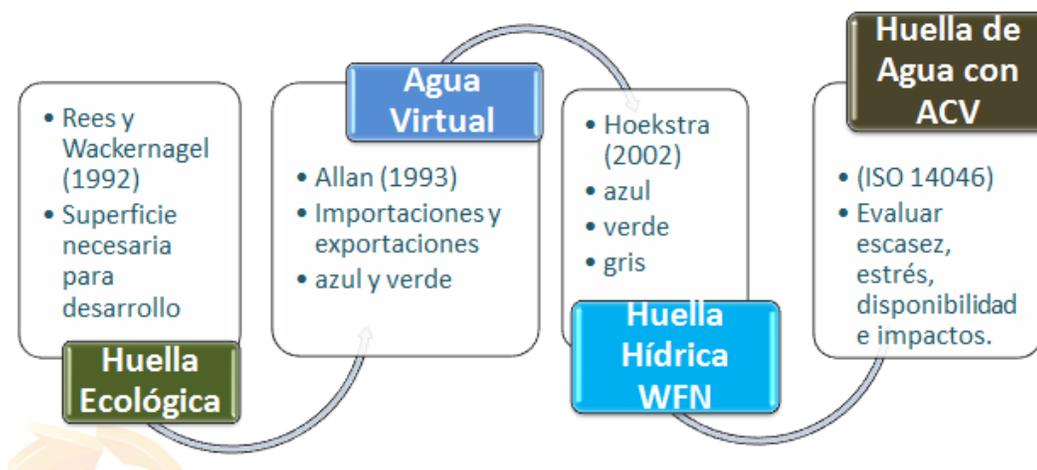


Figura 3. Evolución del concepto de Huella de Agua
Elaboración propia con base en Farell (2013).

Después de esta breve revisión resulta evidente el avance que se ha dado en la construcción de indicadores basados en el enfoque de sostenibilidad fuerte, ya que a pesar de que aún no se dispone de un indicador global sí existen algunos otros que brindan un panorama general de la situación ambiental del planeta (Tobasura, 2008: 120). Cabe destacar que los resultados de los indicadores ambientales estimados para una región o país tendrán posterior incidencia ya sea en el corto o en el largo plazo en otros indicadores económicos de bienestar como el Producto Interno Bruto (PIB) o el Índice de Desarrollo Humano (IDH)¹³, misma que será negativa si es que el indicador ambiental muestra que se trata de una región o país con actividad económica de externalidades negativas.

Por otro lado, en el Capítulo 40 de la Agenda 21 se habla sobre la información para la toma de decisiones. En dicho apartado se dice que en el desarrollo sostenible, cada persona es a la vez usuario y portador de información,

¹³ El PIB es una medida macroeconómica que expresa el valor de la producción de bienes y servicios, por lo general en el periodo de 1 año. El IDH fue propuesto por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y considera los rubros de salud, educación y nivel de vida.

considerada en un sentido amplio. En este marco, la necesidad de información se plantea en todos los niveles, nacional e internacional, local e individual. Se deben aplicar dos esferas de programas a fin de que la toma de decisiones se encuentre basada cada vez en información más confiable: a) reducción de las diferencias en materia de datos; y b) mejoramiento del acceso a la información. De la primera de ellas se desprenden las siguientes consideraciones relacionadas con los indicadores de sostenibilidad (ONU, 2015):

- 40.2. Aunque ya hay una cantidad considerable de datos, es preciso reunir no solamente más tipos de datos sino diversos tipos de datos en los planos local, regional y mundial, que indiquen los estados y tendencias de las variables socioeconómicas, de contaminación, de recursos naturales y ecosistemas pertinentes.
- 40.4. Los indicadores comúnmente utilizados, como el Producto Nacional Bruto (PNB) o las mediciones de las corrientes individuales de contaminación o de recursos, no dan indicaciones precisas de sostenibilidad. Es preciso elaborar indicadores del desarrollo sostenible que sirvan de base sólida para adoptar decisiones en todos los niveles y que contribuyan a una sostenibilidad autorregulada de los sistemas integrados del medio ambiente y el desarrollo.
- 40.5. Entre los objetivos más importantes se encuentra lograr una reunión y evaluación de datos más económica y pertinente mediante una mejor determinación de los usuarios y de sus necesidades de información en los planos local, nacional, regional y mundial.

El uso de indicadores ambientales se ha difundido ampliamente en instituciones a nivel mundial y nacional, lo que en parte se explica por su utilidad para una amplia cantidad de escenarios y actores diversos. Adicionalmente, debido a la complejidad de la problemática ambiental, se ha evidenciado que es necesario basar la toma de decisiones político-administrativas en resultados que provean un análisis riguroso de los problemas, sus causas, efectos, procesos e

impacto ambiental; esto es lo que también motiva en parte la necesidad de llevar a cabo evaluaciones y diagnósticos de la gestión de recursos hídricos con información sintetizada (Tiburcio, 2013: 17,18).

Según Domínguez (2014: 366), se reconoce que ha habido un gran avance en cuanto a la mayor generación de información para la gestión de los recursos hídricos en México, pero existen algunos problemas por superar, tales como:

- Calidad de la información: Relacionada tanto en la generación de la información como en la forma en la que se presenta; una calidad deficiente conlleva a la distorsión de la información y a la elaboración de políticas muy estrictas que conducen a su incumplimiento. O bien, la información está incompleta o es muy agregada, lo que disminuye su contribución para la toma de decisiones.
- Pobreza de agua: No se atiende adecuadamente este problema porque no es posible en ocasiones identificar a la población objetivo.
- Información insuficiente: Algunos actores locales no tienen acceso a la información, lo que se añade a su incapacidad de gestionar adecuadamente el agua, especialmente la de servicios públicos; de tener acceso, pero no a la información más adecuada sobre la problemática específica local, no se logra dimensionar la gravedad del problema ni tomar las mejores decisiones.

De acuerdo con Perevochtchikova (2013: 45), dado que ha sido reconocida la degradación ambiental a razón de una gestión de recursos naturales inadecuada, en las últimas décadas se han presentado iniciativas que apoyan una visión más integral, entre las cuales destaca la adopción a nivel mundial del enfoque de Gestión Integral de Recursos Hídricos (GIRH), así como su adaptación a las áreas urbanas (Gestión Integrada del Agua Urbana, GIAU). Cabe resaltar que la aplicación de este esquema en la gestión pública ambiental necesita datos de alta calidad sobre varios aspectos de la vida.

Así mismo, el periodo de uso de la información sobre el agua en la política se compone de varias etapas consecutivas, las cuales pueden observarse más claramente en el siguiente esquema (Figura 4):



Figura 4. Pirámide de información en relación con su uso¹⁴
Perevochtchikova (2013: 46).

En la Figura 4 puede observarse que en la parte inferior se obtienen datos discretos que son utilizados mayormente por los investigadores; en la siguiente parte se encuentran los datos que han sido procesados, analizados y evaluados, que son requeridos por los analistas y tomadores de decisión; finalmente en la parte más alta de la pirámide se encuentra información que se expresa en indicadores e índices que son más adecuados para el uso en la política y pueden comunicarse fácilmente al público no especializado.

Este esquema se relaciona con el modelo Presión-Estado-Respuesta (PER) difundido por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), según el cual son clasificadas las estadísticas ambientales en tres niveles: a) estadísticas de presión sobre el ambiente (se buscan datos para la primera caracterización del ambiente); b) estadísticas sobre el estado que guarda el ambiente (se elaboran diagnóstico con base en información procesada); y c) estadísticas sobre las respuestas a dichas presiones (se fundamentan los

¹⁴ La gestión de cuencas es lo que se utiliza actualmente; los recursos hídricos son administrados a través de organismos de cuenca.

indicadores). El modelo se basa en la aceptación de la relación entre los recursos naturales y las actividades sociodemográficas y económicas de la sociedad (Quiroga, 2005: 61).

En México, el desarrollo de los indicadores sobre los recursos hídricos refleja el carácter altamente centralizado en la gestión del agua que ha derivado en la construcción de una compleja red de información, la cual no necesariamente resulta en la generación de indicadores. Si bien han sido importantes los esfuerzos para la recopilación y administración de los datos, estos sólo se han destinado a la elaboración de estadísticas y compendios.

De acuerdo con Tiburcio (2014: 74) se pueden distinguir dos tendencias en el desarrollo de indicadores para la gestión del agua en México:

- Indicadores aislados que dan cuenta del estado del recurso y evalúan la disponibilidad del mismo.
- Indicadores que miden la eficiencia de la cobertura de agua potable y alcantarillado de la población.

Igualmente, el carácter centralizado del modelo de la gestión del agua en México que implica que una sola institución concentre las funciones de planeación, recopilación y manejo de los datos ha desmotivado la generación de otros indicadores de agua; incluso las iniciativas propuestas por diversas instituciones se enfocan solamente en medir los mismos aspectos: calidad del agua, disponibilidad del agua y grado de cobertura del servicio (Tiburcio, 2014: 74).

1.2.1 La gestión del agua de uso público-urbano

El presente estudio busca enfocarse en el análisis de la HA en México a escala de las Regiones Hidrológico-Administrativas (RHA) prestando especial énfasis al uso público-urbano del agua en vista de que se trata de un indicador biofísico para la sostenibilidad que, como ya se mostró, se basa en el enfoque de sostenibilidad

fuerte en el cual se enmarca la elaboración de políticas públicas en materia de agua.

El medio que se denomina como <urbano> se ha definido por la concentración de los medios de producción, de la población, de los recursos financieros, administrativos, políticos y de servicios (Ramírez y Sánchez, 2009: 3). Se trata entonces de un espacio territorial que tiene una elevada concentración poblacional y de actividades socioeconómicas. Cabe apuntar que las urbes contemporáneas dependen en gran medida de las condiciones ambientales, no sólo del lugar en el que se encuentran, sino de lugares más lejanos a dicha urbe, hecho que es evidente en el caso de los recursos hídricos. Al ser grandes centros de producción y consumo, las ciudades demandan grandes cantidades de recursos para su reproducción y constante expansión; y también se constituyen como centros de degradación de recursos.

Ramírez y Sánchez (2009: 4) distinguen entre los principales impactos ambientales ocasionados por el estilo de vida en las zonas urbanas los siguientes:

- Ocupación del espacio: la ciudad se asienta en un espacio físico concreto, lo que por sí mismo y de manera permanente es causa de una transformación de la naturaleza y de un fuerte impacto social.
- Utilización de recursos naturales: la demanda de recursos naturales por parte de la ciudad puede ser en determinado momento superior a la capacidad de regeneración natural del recurso, lo que llevaría al agotamiento del mismo.
- Generación de residuos: los desechos urbanos que son vertidos pueden no ser asimilados por la naturaleza, según el tipo y volumen de estos desechos.
- Emisión y descarga de contaminantes: la ciudad descarga y emite sustancias que son nocivas para el aire, agua o suelo y que igualmente son nocivas para la salud humana.

El crecimiento de las zonas urbanas ha sido constante en los últimos siglos. De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2012) actualmente la mitad de la población vive en ellas y la población urbana ha venido aumentando, ya que transitó de 750 millones de habitantes en 1950 hasta 3 600 millones en 2011. Hacia 2030, casi un 60% de la población mundial residirá en zonas urbanas.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha reconocido que, cuando no se cuenta con la infraestructura y los servicios suficientes, las zonas urbanas se figuran como uno de los medios más amenazantes para la salud humana (UNESCO, 2003: 159). Aunque la recopilación de los datos sobre agua y saneamiento en estas zonas es poco fiable y complicada, sí existen indicios sobre numerosas tareas pendientes y que, por tanto, una mejor gestión de los recursos hídricos en estas zonas es uno de los grandes retos a nivel mundial.

Según la UNESCO (2003: 160), la mayor parte de las mega-ciudades¹⁵ se encuentra en regiones que muestran un nivel medio a alto de estrés hídrico; esto se debe a la extracción del agua por la demanda por parte de los usuarios domésticos, industriales y de servicios cuya satisfacción genera un gran problema en tanto se requiere un volumen de agua cada vez más grande, lo que conduce a profundizar la extracción de aguas subterráneas para encontrar nuevas fuentes, o bien, se recurre a la extracción de aguas superficiales pero de zonas más lejanas; ambos casos dan lugar a una situación que en el largo plazo será insostenible ante los elevados costos ambientales y económicos. También ocurre que el sistema de abastecimiento doméstico presenta deficiencias, lo que implica la pérdida de grandes cantidades de agua en el proceso de distribución del recurso (UNESCO, 2003: 161).

Por otro lado, en México la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) establece la clasificación de los usos del agua que puede observarse a continuación (Gráfico 1):

¹⁵ Referidas como “ciudades gigantes” basadas en la industrialización (principal característica de la Segunda Revolución Urbana) aparecen durante el S. XIX, dando inicio a la época de las ciudades de un millón de habitantes (Graizbord, 2011: 132).

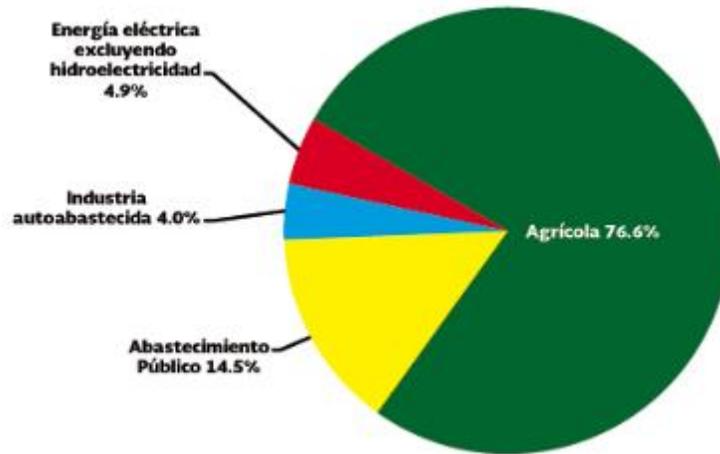


Gráfico 1. Volúmenes concesionados para usos consuntivos, 2012
CONAGUA (2013: 47).

Como se puede notar, el rubro agrícola es el que ocupa la mayor cantidad del agua extraída, siendo esto un hecho común en el mundo. No obstante Garduño (2004: 37) hace énfasis en que en México el consumo es ineficiente en vista de que el mismo es mucho mayor al porcentaje que aporta esta actividad al PIB, que es de 256 224 (millones de pesos a precios de 2008)¹⁶, lo que representa el 1.95% del total de lo producido a nivel nacional en 2013.

En 2012, las zonas urbanas recibieron el 88.68% de la inversión¹⁷ en el sector hídrico, mientras que las de tipo rural captaron el 11.32%. Cabe destacar que el agua que se destina al uso agropecuario e industrial proviene principalmente de fuentes superficiales, mientras que la destinada al abastecimiento público proviene en mayor proporción de fuentes subterráneas (CONAGUA, 2013: 46).

De hecho, también en el caso de suministro municipal se tienen pérdidas del recurso por alrededor de un 40% debido a las fugas que se presentan. Igualmente, Izazola (2014: 272) argumenta que si bien las estimaciones de

¹⁶ De acuerdo con cifras del Sistema de Cuentas Nacionales de México, INEGI.

¹⁷ Inversiones requeridas tanto para la operación como para el mantenimiento de la infraestructura creada en el sector hídrico.

demanda total y per cápita de agua varían, sí existe un amplio consenso sobre su desperdicio, tanto en el sector agrícola como en los hogares.

De acuerdo con Tiburcio (2013: 61), la gestión del agua de uso público-urbano en México se enfrenta a algunas dificultades particulares en diferentes sectores sociales, como: a) desde el sector administrativo el sistema de gestión está en crisis por la permanencia de subsidios y su aumento; b) desde la salud pública la calidad del agua es inadecuada para su consumo seguro en parte por la inadecuada infraestructura urbana; y c) desde la perspectiva ambiental, hay sobreexplotación de acuíferos, provocando la peligrosa disminución de los mantos freáticos, hundimientos diferenciales y calidad del agua.

En virtud de lo anterior, y de la importancia que revisten las zonas urbanas en cuanto a impacto ambiental, esta investigación pretende dar énfasis a la problemática de las zonas urbanas abocándose a la estimación de la HA específica para el uso público-urbano (o de abastecimiento público), la cual es definida por Farrell *et al.* (2013: 66) como la huella en el uso agrupado del agua que es entregada a través de las redes de agua potable, las cuales abastecen a los usuarios domésticos (viviendas), así como a las diversas industrias y servicios conectados a dichas redes.

1.3 Huella de Agua con enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

La creciente preocupación acerca de la importancia que tiene para la sobrevivencia de la raza humana la protección del medio ambiente, y los posibles impactos derivados de los productos que consume la sociedad, se han convertido en un incentivo para desarrollar métodos que contribuyan a dimensionar de una forma más adecuada la gravedad de dichos impactos. Una de las técnicas que han sido desarrolladas para este fin se denomina Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (Industria Argentina, 2013: 1).

El impacto ambiental que provoca un producto inicia desde la extracción de las materias primas necesarias para su fabricación hasta el momento en que su

periodo de vida útil concluye, transformándose entonces en un residuo que debe ser gestionado adecuadamente (Romero, 2003: 91). La Organización Internacional para la Estandarización (ISO, por sus siglas en inglés) es el organismo que se ha encargado de elaborar un conjunto de estándares relacionados con la gestión ambiental. Entre dichos estándares se encuentra la serie 14044-2006 en la cual se encuentra definido el ACV como:

“...una técnica para estimar los aspectos ambientales y los impactos potenciales asociados con un producto, a través de: la compilación de un inventario de entradas y salidas relevantes de un sistema de producto¹⁸, la evaluación de los impactos ambientales potenciales asociados con estas entradas y salidas, y la interpretación de los resultados del inventario y de las etapas de evaluación del impacto en relación con los objetivos del estudio” (Farell *et al.*, 2013: 61).

Se puede decir entonces que el ACV es una herramienta metodológica diseñada para medir el impacto ambiental de un producto, proceso o sistema a lo largo de todo su ciclo de vida. De esta forma, por ejemplo, durante un proceso de producción las empresas evalúan el impacto ambiental que tiene su proceso a través del ACV.

Por otro lado, lo que caracteriza entre otros elementos al ACV es que esta herramienta tiene un enfoque holístico, es decir, que se encuentra basada en la concepción de que todas las propiedades de un sistema no pueden ser explicadas de manera aislada, sino a partir del conjunto de todas las partes que le integran. Como lo menciona la propia ISO 14044 en su definición de ACV, esta herramienta se basa en la recopilación y el análisis de las entradas y salidas del sistema a fin de mostrar los mencionados impactos ambientales asociados (Ihobe, 2009: 2).

¹⁸ Un sistema de producto se define como el conjunto de procesos unitarios conectados por flujos de productos intermedios que realizan una o más funciones definidas. La propiedad esencial de un sistema de producto es que está caracterizado por su función y no puede ser definido solamente en términos de los productos finales (Romero, 2003: 91).

Los elementos que son considerados en el ACV, como ya se refirió, se dividen en dos categorías: 1) entradas (o inputs en inglés) que engloban el uso de recursos, materias primas, piezas y productos, transporte, electricidad, energía, agua, etc., los cuales son utilizados en cada etapa del sistema que se desea analizar; y 2) salidas (outputs en inglés) que pueden ser emisiones a la atmósfera, al agua y al suelo, residuos generados, subproductos, etc., que igualmente son utilizados para cada parte que conforma el proceso del sistema. Al conjunto que conforma la recopilación de las entradas y salidas se le denomina Inventario de Ciclo de Vida (ICV).

Cabe destacar que al ACV que considera todas las entradas y salidas de las etapas que conforman el ciclo de vida del producto, proceso o sistema usualmente se le denomina <de la cuna a la tumba>. Cuando el alcance del sistema se conforma de las entradas y salidas desde que se obtienen las materias primas para la elaboración del producto hasta que éste se coloca de venta en el mercado se le conoce como <de la cuna a la puerta>. Y finalmente cuando se toman en cuenta las entradas y salidas del proceso productivo, es decir, sólo durante la fabricación, se le designa como <de la puerta a la puerta> (Ihobe, 2009: 3).

De acuerdo con lo dictado en la Norma ISO 14046 Gestión Ambiental – Huella de Agua – Principios, Requisitos y Directrices, una evaluación de la HA se enfocará en los impactos ambientales potenciales en el agua asociados con las actividades de la elaboración de un producto, proceso u organización. De acuerdo con esta Norma la evaluación deberá incluir las 4 fases del ACV:

- *Definición del objetivo y el alcance del ACV:* Se define el objetivo (lo que se pretende medir, con qué fin, la audiencia a la que se dirige y determinar si se trata de un estudio independiente o con fines comparativos) y el alcance (deberá ser consistente con el objetivo, y se delimitan la escala geográfica y temporal, requisitos de calidad de los datos, los impactos ambientales potenciales que considerará y sus limitaciones).

- *Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (ICV)*: El ICV se estima de acuerdo con los procedimientos descritos en la ISO 14044. En este Inventario se especifican los diferentes tipos de agua y su fuente. Posteriormente esto se traduce a impactos a través de factores de caracterización (que pueden ser provistos por un software determinado, dependiendo de lo que se busca medir).
- *Evaluación del Impacto Ambiental del Ciclo de Vida (EICV)*: Esta evaluación debe realizarse de acuerdo con lo dictado en la Norma ISO 14044. Los impactos relacionados con el agua pueden ser representados por uno o más parámetros que cuantifican los impactos ambientales potenciales del sistema de un producto, proceso u organización.

En el caso de la metodología propuesta por Farell (2013: 63-70) en esta etapa se integran el impacto de escasez (medido a través del índice de estrés hídrico adaptado a México) y el impacto de ecotoxicidad acuática (medido a través del modelo USEtox que ya cuenta con los parámetros establecidos que describen los efectos de productos químicos en el agua dulce).

- *Interpretación*: Esta fase debe incluir la identificación de problemas significativos, y una evaluación completa con consistencia, considerando aspectos temporales y geográficos, conclusiones y limitaciones.

El ICV tiene el objetivo de caracterizar las emisiones de sustancias que se producen en el ciclo de vida de un producto, de acuerdo a sus impactos potenciales sobre el medio ambiente. Cuando las sustancias se liberan al ambiente pueden causar daños a los recursos, a la salud humana y/o a los ecosistemas; estos daños potenciales se traducen utilizando factores de caracterización¹⁹. Existen varios tipos de impactos ambientales que pueden

¹⁹ Un factor de caracterización es un factor de equivalencia derivado de un modelo de caracterización que se aplica para convertir los resultados asignados del Inventario de Ciclo de Vida a una unidad común del indicador de la categoría (unidades equivalentes, eq).

clasificarse como sigue: categorías de impacto intermedias o categorías de impacto de daño.

Según Farell *et al.* (2013: 61) la herramienta de ACV es muy aceptada y utilizada para medir los efectos ambientales provocados por diversos productos. Cuando se realiza la evaluación del desempeño ambiental de un producto por medio del ACV se presta especial atención a los materiales y la energía consumida, principalmente a las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI), motivo por el cual el ACV posibilita una estimación precisa de la huella de carbono.

No obstante, en el caso de los recursos hídricos el análisis no resulta tan completo debido a varias razones, como son: a) no hay métodos ni modelos que evalúen el impacto del uso de los recursos hídricos, a pesar de que se cuenta con los volúmenes de agua que fueron utilizados; b) el empleo de los recursos hídricos en algunos casos forma parte del ciclo hidrológico; y c) la disponibilidad y calidad del agua dulce es cambiante según el lugar en el que se encuentre, lo que a su vez determina el tipo de actividades que pueden llevarse a cabo.

1.4 Los eco-costos

Como ya se ha venido explicando, la presente investigación se desarrollará bajo el marco de la sostenibilidad fuerte, que encuentra sus orígenes en la economía ecológica; ésta última se encarga de evaluar el costo de prevenir el daño a través del costo de prevención marginal, en contraposición a la economía ambiental que se ocupa de evaluar el costo de reparar el daño considerando externalidades y costos defensivos. El mencionado costo de prevención marginal puede ser obtenido al aplicar el modelo de eco-costos a los impactos ambientales obtenidos a través del ACV.

El modelo de eco-costos es una herramienta práctica para la toma de decisiones sobre los costos ambientales de productos y servicios de diferentes actividades industriales, con base en el ACV (Vogtländer *et al.*, 2001; Hendriks *et*

al., 2006; Vogtländer *et al.*, 2010); permite comparar la sostenibilidad de varios tipos de productos o procesos con la misma funcionalidad ya que se estima mediante el ACV. Esto se lleva a cabo de conformidad por lo dictado en las normas mexicanas NMX-SSA-14040-IMNC-2004 y NMX-SAA-14044-IMNC-2008 y es un indicador único de la carga ambiental de un producto o servicio. Así mismo, los eco-costos no deben confundirse con “costos externos”, que son costos por daño, ya que en realidad son previos a que el daño ocurra (Farell, 2014: 8).

Cabe destacar que el término eco-costo denota una medición que expresa la cantidad de carga ambiental de un producto sobre la base de la prevención de dicha carga. Esto significa que son los costos²⁰ que deberían destinarse para reducir la contaminación ambiental y agotamiento de recursos en la Tierra de acuerdo con su capacidad de carga (Vogtländer *et al.*, 2010).

Una de las ventajas del modelo de eco-costos es que el resultado que arroja su cálculo se encuentra expresado en unidades monetarias, lo que facilita su comunicación y entendimiento. El uso práctico de los eco-costos es comparar la sostenibilidad de varios tipos de productos con la misma funcionalidad, lo que se logra a través del ACV (Universidad Delft, 2015).

Por otra parte, el análisis de todas las emisiones que ocurren en un ciclo de vida da como resultado una lista de sustancias tóxicas, las cuales por sí solas carecen de sentido, por lo que es necesario agruparlas en un solo indicador, que puede encontrarse en alguna de las siguientes categorías: 1) simple, 2) daño y 3) prevención. La huella de carbono es un indicador simple, el cual ofrece la ventaja de ser estimado sin un proceso complejo y por tanto es fácilmente comunicable; sin embargo, ignora el impacto ambiental en otras categorías. Los indicadores de daño son los más comunes y permiten concientizar en mayor medida a la población sobre el efecto de sus hábitos de consumo, pero su cálculo es muy complejo y utilizan muchos supuestos.

²⁰ Cabe apuntar que estos costos son <virtuales> debido a que aún no se encuentran integrados en los costos de las cadenas de producción existentes.

Finalmente los indicadores de prevención son relativamente nuevos, y esta es la categoría a la cual pertenecen los eco-costos. Este modelo posibilita expresar sus resultados en términos monetarios y además su cálculo es claro y sencillo; una desventaja es que no se encuentra enfocado en modificar los hábitos de consumo de la sociedad (Universidad Delft, 2015).

El total del eco-costo en el modelo corresponde a la suma de tres tipos de cargas al ecosistema:

- Eco-costos de las emisiones tóxicas (al aire, el agua o el suelo), llamados “costos virtuales por prevención de la contaminación” (Virtual Pollution Prevention Cost, VPPC por sus siglas en inglés)
- Eco-costos por agotamiento de los recursos (materiales).
- Eco-costos de la energía

Por otro lado, la forma en la cual se determinan los mencionados costos de prevención marginal se muestra en la Figura 5. Se hace notar que para cada tipo de emisión, los costos y efectos (en términos de menor emisión) corresponden a una serie de medidas de prevención acumuladas que deben adoptarse (norma de sostenibilidad²¹).

²¹ El enfoque de la norma de sostenibilidad también se conoce como el de Nivel de Riesgo Insignificante (NRI).

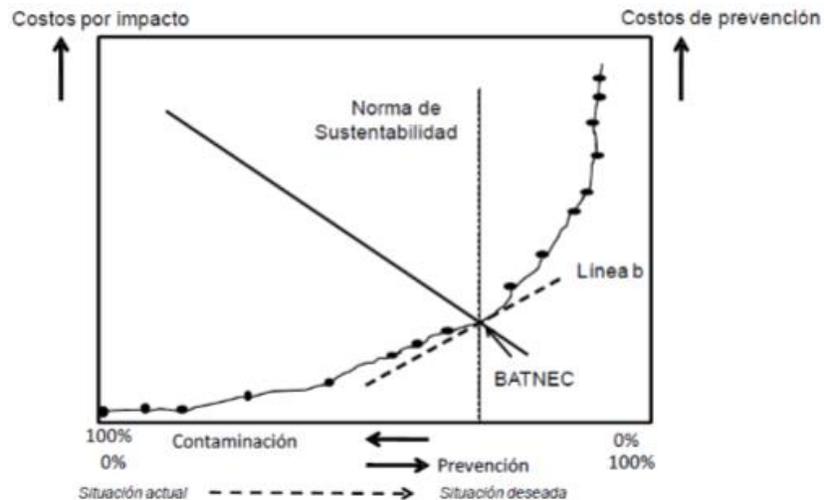


Figura 5. Relación entre los costos de contaminación/prevencción con el nivel de riesgo imperceptible (norma de sostenibilidad)
Morales (2012: 33).

En la figura anterior puede observarse que la curva llega a un punto en el cual cruza a la norma de sostenibilidad, punto en el cual la línea b que es tangente a dicho punto expresa los costos que trae consigo la reducción por kg de la última medición; este resultado indicará el precio de la mejor tecnología disponible que no tenga un costo excesivo (Best Available Technology Not Entailing Excessive cost, BATNET por sus siglas en inglés). El punto óptimo de prevención se encuentra en el nivel de emisiones donde los costos de la prevención se igualan a los costos por la reparación del daño.

Como ya se mencionó, el modelo de eco-costos proporciona el costo de prevención marginal para diferentes categorías de impacto. En la siguiente tabla se presenta un resumen de las conversiones que utiliza el modelo (Tabla 1).

Tabla 1. Conversiones de costos de prevención marginal de la contaminación (norma sostenible) por categoría de impacto de acuerdo con el modelo Eco-costos
Elaboración propia con base en Universidad Delft (2015).

Eco-costo por categoría de impacto	Factor de conversión
Acidificación	8.25 €/kg SOx equivalente
Eutrofización	3.90 €/kg PO ₄ equivalente
Ecotoxicidad acuática, metales pesados	55.0 €/kg Zn equivalente
Toxicidad Humana	36.0 €/kg Benzopireno equivalente
Formación de oxidantes fotoquímicos	9.70 €/kg C ₂ H ₄ equivalente
partículas (PM2.5)	34.0 €/kg fine dust PM2.5
Cambio Climático	0.135 €/kg CO ₂ equivalente

La estimación de los eco-costos se encuentra basada en tablas de clasificación y caracterización, aunque tiene un enfoque diferente sobre la normalización y las fases de la ponderación utilizadas en el ACV. La normalización se lleva a cabo a través del cálculo de los costos de prevención marginal para una región.

En esta investigación se prevé utilizar la base de datos de Ecoinvent contenida en el software Simapro 8.0.3.14. y los formatos de Excel proporcionados por la Universidad de Delft, mismos que son aplicables a Europa, Japón y Norteamérica. Estas bases incluyen los procesos de extracción de materia prima, construcción de la red, potabilización, distribución y tratamiento de las aguas residuales con un proceso convencional (mecánica, biológica y química), incorporando la digestión de lodos. La ventaja de la estimación de los eco-costos a partir de la suma de los eco-costos de las categorías de impacto intermedias es que los costos de prevención marginal se relacionan con el costo de la BATNET que se necesita para traer de regreso la carga ambiental a un nivel sostenible (Universidad Delft, 2015).

Cabe señalar que para adaptar a México los resultados que sean obtenidos posteriormente será necesario realizar un ajuste del eco-costo de acuerdo con el

método de Transferencia de Beneficios (Benefit Transfer, BT por sus siglas en inglés) de acuerdo con la Paridad de Poder Adquisitivo (Purchase Power Parity, PPP por sus siglas en inglés) en vista de que el PIB per cápita subestima la producción de los países de ingresos bajos donde una parte significativa de la producción consiste en servicios intensivos en trabajo y no comercializados, que normalmente son sumamente más baratos en dichas naciones (González-Martínez, 2007: 20).

A lo largo de este capítulo se ha brindado un panorama general acerca de cómo la problemática ambiental comenzó a ser abordada por la comunidad internacional y la forma paulatina en que fue ocupando un lugar cada vez más importante en las negociaciones de alto nivel. También se realizó una breve revisión sobre los diferentes enfoques que han dirigido el debate sobre el concepto de sostenibilidad.

Como ya se mencionó, se considera que el enfoque de sostenibilidad fuerte resulta el más adecuado para desarrollar la presente investigación ya que es el marco que posibilita la elaboración de indicadores biofísicos de sostenibilidad, los cuales se centran en analizar la presión que ejerce la actividad socioeconómica sobre el medio ambiente. Al ser las zonas urbanas concentradoras de actividades y revestir una problemática particular en cuanto a impactos ambientales, se considera que el indicador de HA estimado a través de la técnica de ACV, y posteriormente traducido por medio del modelo de eco-costos a un costo de prevención marginal, brindará información para un análisis más robusto acerca del impacto del estilo de vida urbano sobre los recursos hídricos, y no sólo de la calidad y disponibilidad del recurso, así como del grado de cobertura del servicio.

CAPÍTULO 2. MARCO METODOLÓGICO

2.1 Etapas de la estimación de la Huella de Agua mediante el ACV

Como ya se mencionó en el capítulo anterior, los indicadores para la gestión del agua que se utilizan en México se enfocan sólo en la descripción del estado del recurso y en proveer datos acerca de la disponibilidad, calidad y cobertura del servicio de alcantarillado y agua potable. Por tal motivo se ha optado por realizar la estimación cuantitativa del indicador de Huella de Agua (HA) que provea resultados acerca del impacto sobre los recursos hídricos.

En virtud de lo anterior, se utilizará la metodología propuesta por Farell mediante la cual se calcula la HA mediante el ACV, misma que será relacionada con el contexto urbano a través del cálculo del uso de agua doméstico expresando una cantidad en m³ de agua impactada por cada persona durante un año en una determinada Región Hidrológico-Administrativa (RHA) (Farell *et al.*, 2013: 66).

Por otro lado, el ACV prevé la evaluación de los impactos ambientales del producto/proceso durante todas las etapas de la vida del mismo, por lo que la evaluación contempla los impactos potenciales al agua que se generan desde la extracción de las materias primas, la fabricación, distribución, uso, reutilización, reciclaje y disposición final.

De acuerdo con esta metodología son cuatro las fases que conforman la elaboración de un estudio de ACV según lo dicta la Norma ISO 14046 Gestión Ambiental – Huella de Agua – Principios, Requisitos y Directrices. Cabe apuntar que si bien la metodología de Farell contempla estas fases interrelacionadas en el estudio, éste puede no ser tan ambicioso y omitir alguna de las fases dependiendo del grado de profundidad que se busque con el mismo (Romero, 2003: 94). Estas etapas son descritas a continuación (Figura 6).

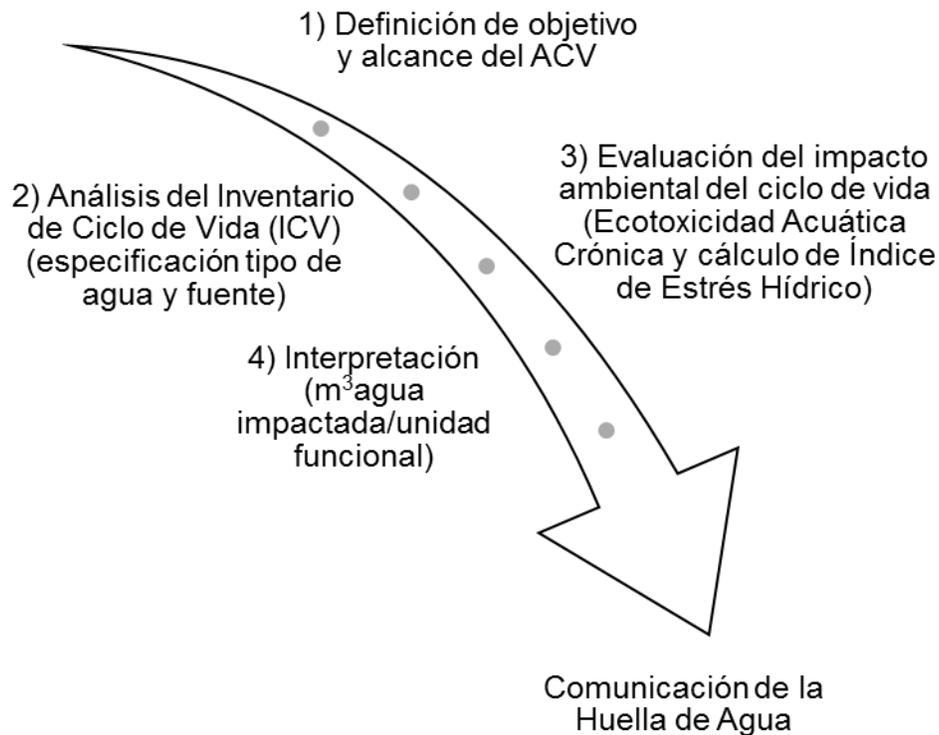


Figura 6. Fases del contenido de un Análisis de Ciclo de Vida. Elaboración propia con base en Farell (2013: 59).

De acuerdo con Romero (2003: 93) las etapas dinámicas del ACV son la segunda y la tercera, en las cuales son recopilados y evaluados los datos; en cambio las etapas primera y cuarta son consideradas como estáticas. En consecuencia, el ACV es una metodología que se retroalimenta y replantea según se va desarrollando.

2.1.1 Fase 1. Definición del objetivo y alcance del ACV

En este apartado se definen los siguientes puntos: a) aplicación prevista; b) motivos que llevaron a la realización del estudio; c) mencionar si los resultados del estudio serán utilizados en aseveraciones comparativas previstas cuando se dé a conocer; y d) especificar el público al que se encuentra dirigido.

En cuando al alcance que se pretende que tenga el estudio, debe ser especificado lo siguiente:

- a) Sistema que se analizará: la frontera del sistema determina cuáles procesos de la unidad deben ser incluidos en la evaluación de la HA. Debe ser identificado y explicado el criterio que se utilizó para determina la frontera del sistema.
- b) Unidad funcional: describe y cuantifica el servicio dado por el proceso, incluye una descripción cualitativa del servicio y una cuantificación, ésta debe especificar la duración del servicio, incluyendo el periodo de vida del proceso²².
- c) Cobertura y resolución temporal y geográfica del estudio: definición de las escalas.
- d) Datos y requisitos de la calidad de los datos: debe incluir las cantidades de agua utilizadas, los tipos de recursos hídricos utilizados, las formas de utilización de agua, los cambios en drenaje, flujo de la corriente, flujo subterráneo o evaporación del agua derivado del cambio de uso de suelo en caso de que sean relevantes.
- e) Criterios para la consideración o no de determinados elementos: explicar cuáles fueron.
- f) Procedimientos de Asignación de las cargas ambientales²³: se explican de acuerdo con lo establecido en la Norma ISO 14044.
- g) Suposiciones, juicios de valor y elementos opcionales.
- h) Metodología de la evaluación del impacto de la HA y la selección de categorías de impacto.

²² Los resultados de la huella de agua serán expresados por unidad funcional.

²³ En un ACV cada proceso se compone a su vez de otros procesos que cuentan con cierta energía y emisiones, sobre los cuales no se dispone de información tan específica, por lo que se estima que alrededor del 70% al 90% de los impactos, energía y emisiones, se encuentran directamente relacionados con el proceso de transformación; el resto de los impactos (del 10% al 30%), provienen de la generación de energía que se requiere en dicho proceso (Chapman y Roberts, 1983).

- i) Especificar si los resultados de la HA incluirán un resultado de un indicador de impacto, un perfil de HA y/o una HA posterior a la ponderación (categoría de daño).
- j) Especificar si la HA es exhaustiva o se refiere a un aspecto específico del agua (como escasez, calidad, etc.).
- k) Explicar cuáles cadenas causa-efecto e impactos ambientales potenciales se encuentran cubiertos por la evaluación de la HA e identificar las futuras consecuencias de los impactos ambientales potenciales que fueron excluidos.
- l) Incertidumbre y limitaciones: una evaluación de HA es insuficiente para describir todos los impactos ambientales potenciales de productos, procesos u organizaciones.
- m) Justificación para exclusiones realizadas en el estudio.
- n) Explicar, si es el caso, la base de las condiciones para realizar la comparación.
- o) Tipo de presentación de informes: De acuerdo con lo prescrito en la Norma ISO 14044.
- p) Tipo de revisión crítica: De acuerdo con lo prescrito en la Norma ISO 14044.

2.1.2 Fase 2. Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (AICV)

De acuerdo con el objetivo y alcance que han sido previamente definidos para el estudio, esta fase engloba la recopilación y los procedimientos de cálculo que se utilizan para identificar y cuantificar los efectos ambientales adversos que devienen de la unidad funcional, los cuales conformarán el Inventario del Ciclo de Vida a través del cual se cuantificarán las entradas y salidas que constituyen el

proceso que se va a analizar. A dichos efectos ambientales se les denomina <carga ambiental>²⁴ (Antón, 2004: 48).

Según Farell (2013: 62), debe distinguirse entre el agua superficial y el agua subterránea de uso consuntivo, y no debe contabilizarse el agua que se emplea en los procesos cíclicos del enfriamiento ni el agua en las turbinas de las hidroeléctricas (uso no consuntivo).

Así mismo, se debe valorar de manera separada al agua de lluvia del agua que proviene de la humedad del ambiente.

2.1.3 Fase 3. Evaluación del Impacto Ambiental de Ciclo de Vida (EICV)

Los elementos que se desarrollan durante esta fase se dividen en obligatorios y opcionales; los que conforman la primera de estas categorías son (Antón, 2004: 48):

- 1) Selección: de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos.
- 2) Clasificación: Se asignan los datos del inventario a cada una de las categorías de impacto²⁵ que han sido seleccionadas de acuerdo con el tipo de efecto ambiental esperado.
- 3) Caracterización: Es la modelización a través de los factores de caracterización²⁶ de los datos que conformaron el Inventario de Ciclo de Vida en cada una de las categorías de impacto que fueron elegidas.

Por otro lado, entre los elementos opcionales se pueden mencionar:

- 1) Normalización: Alude a la relación de la magnitud de una categoría de impacto con respecto a un valor de referencia.

²⁴ Esta se define como la entrada y salida de materia y energía de un sistema que causa un efecto ambiental negativo.

²⁵Una categoría de impacto es una clase que agrupa las consecuencias ambientales provocadas por los sistemas/procesos. Estas categorías se representan cuantitativamente por medio de un indicador de la categoría y se expresará en la unidad del mismo (Antón, 2004: 48).

²⁶ También denominados como factores equivalentes, se obtienen a través del uso de modelos. La aplicabilidad de los factores dependerá de la precisión, validez y características de dichos modelos.

- 2) Agrupación: Clasificación y/o categorización de indicadores.
- 3) Ponderación: Se le otorga un valor relativo a cada categoría de impacto y se obtiene un índice ambiental global del sistema (categorías de daño).
- 4) Análisis de calidad de los datos: Contribuye a comprender la fiabilidad de los resultados.

Por otra parte, cabe destacar que los diferentes métodos de evaluación de impactos se diferencian por los efectos de impacto ambiental en el cual se encuentran enfocados; es decir, puede que analicen el efecto último (daño o endpoint) o los efectos intermedios (midpoints). Los métodos de evaluación más utilizados son aquéllos que se enfocan en los efectos intermedios debido a que proveen información más específica sobre las consecuencias en el medio ambiente, mientras que los métodos de efecto último aún no se encuentran lo suficientemente desarrollados como para recomendar su uso generalizado (Antón, 2004: 51).

✓ *Cálculo de la ecotoxicidad acuática crónica*

En los últimos años y con base en la metodología del ACV, se han venido desarrollando varios programas²⁷ que faciliten su cálculo. La mayor parte de estos programas incluyen bases de datos que pueden varían en extensión y calidad, y por tanto, también en su costo. Las bases de datos de inventarios públicos se encuentran incorporadas en la mayoría de los programas comerciales (Antón, 2004: 54). En estos programas son introducidos los datos que conforman el inventario para posteriormente realizar los cálculos correspondientes a la EICV, obteniendo los resultados para las categorías de impacto que fueron seleccionadas.

En el caso de la HA, de acuerdo con la metodología propuesta por Farell, ésta se evalúa como impacto en ecotoxicidad acuática crónica, la cual se estima por medio del método USEtox (Usetox Development Team, 2010). Este método

²⁷ Uno de estos programas es Simapro, cuya versión 8.0.3.14. será empleada para llevar a cabo el presente estudio.

está programado en Excel y arroja factores de caracterización²⁸; además se encuentra estructurado como una matriz, conformada al mismo tiempo por un grupo de matrices, mediante el cual se estiman los efectos toxicológicos de un químico emitido al ambiente siguiendo un ciclo de causa – efecto en el cual se relacionan las emisiones a impactos según el ciclo de transporte, exposición y efecto (Farell, 2013:63).

En el caso de los factores de caracterización que corresponden a la ecotoxicidad acuática crónica éstos representan los impactos ecotoxicológicos del agua dulce que son originados por una variedad de químicos. El impacto se expresa como unidades toxicológicas comparativas (Comparative Toxicological Units, CTUe por sus siglas en inglés), las cuales simbolizan la fracción de especies potencialmente afectada por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto emitido [PAF · m³ · día · kg_{emitido}⁻¹]. En el modelo USEtox, los factores de caracterización ecotoxicológicos se pueden representar como la multiplicación de cuatro factores como sigue (Henderson *et al.*, 2011):

$$FC_{i,ecotox\ agua\ dulce} = f_{iw} * FF_{ww} * XF_w * EF_w \quad (1)$$

Donde: f_{iw} = fracción transferida de la emisión al agua [adim²⁹]

FF_{ww} = factor de destino en el agua (por día, tiempo de residencia y persistencia en el agua)

XF_w = factor de exposición [adim] (fracción disuelta en el agua y la bio-disponibilidad de los productos químicos en los organismos acuáticos)

EF_w = factor de efecto [PAF · m³ · kg⁻¹] (ecotoxicidad acuática)

Los tres primeros elementos en la Ecuación 1 se refieren al transporte y exposición de una sustancia, mientras que el último es el que representa la fracción de especies potencialmente afectada debido a un cambio de

²⁸ Si bien el método ofrece factores de caracterización de impacto continental y global, estos se pueden hacer más específicos para un área más específica o proceso.

²⁹ Adim es la abreviatura para expresar que se trata de un término <adimensional>.

concentración [PAF.m³.kg⁻¹]; éste factor se fundamenta en la toxicidad HC50_{EC50}, es decir, como la media geométrica de tres valores EC₅₀ que abarcan los tres niveles tróficos principales³⁰ de la cadena alimenticia:

$$EF_w = \frac{0.5PAF}{HC50_{EC50}} \quad (2)$$

Es importante señalar que la ecotoxicidad promedio como HC50_{EC50} es considerado el método de evaluación más robusto para la evaluación de la Huella de Agua y su análisis comparativo, de acuerdo con las recomendaciones de diversos autores para utilizar factores estandarizados al evaluar efectos como Larsen y Hauschild (2007), Payet (2004); Payet y Jolliet (2004); y Pennington *et al.* (2004, 2006) (Farell, 2013: 65).

✓ *Cálculo del Índice de Estrés Hídrico*

Por otra parte, como pudo ya observarse en la Figura 4, en la Fase 3 de la Evaluación del impacto ambiental del ICV se incluye la estimación del índice de estrés hídrico, lo que significa que los resultados obtenidos en dicha Evaluación se deben integrar al impacto en escasez a través del mencionado índice, de tal forma que se incorporará a la evaluación la escasez ocasionada por el uso del agua. Al respecto se utilizará el índice de estrés hídrico (Water Stress Index, WSI por sus siglas en inglés) propuesto por Pfister *et al.* (2009) ajustado a México.

De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) el porcentaje que resulta de la relación del agua destinada a usos consuntivos con respecto a su disponibilidad es un indicador del grado de presión que se ejerce sobre el recurso hídrico de un país, cuenca o región; en otras palabras, este grado representa la proporción de agua disponible que se extrae de una zona respecto al agua renovable (SEMARNAT, 2012: 271). La Comisión para el Desarrollo Sostenible (CDS) de la ONU establece cuatro categorías para evaluar el grado de presión que van desde fuerte (la extracción es superior al 40% de la disponibilidad

³⁰Estos niveles corresponden a los productores primarios (phytoplankton), consumidores primarios (zooplankton), y consumidores secundarios (peces planctívoros).

natural) hasta escasa (el agua extraída no rebasa el 10% del líquido disponible). Por lo tanto, se considera que si el porcentaje obtenido sobrepasa un 40%, entonces hay una fuerte presión sobre el recurso.

Ahora bien, de acuerdo con Pfister *et al.* (2009) la disponibilidad de agua global se puede medir con el modelo WaterGap2 (Alcamo *et al.*, 2003). Este modelo emplea una base de datos climáticos y de precipitación promedio del periodo 1961-1990 para desarrollar mapas mundiales. En el caso de México la precipitación promedio de tal periodo fue de 357 km³/año, mientras que la base de datos actualizada para el periodo 1971-2000 fue de 329 km³/año (CONAGUA, 2013: 18). Debido a lo anterior se recomienda utilizar los datos actualizados que proporciona la CONAGUA y no el modelo WaterGap2 propuesto por el método de Pfister *et al.* (2009) de la siguiente manera:

El grado de estrés hídrico (WTA) de una cuenca (i) donde los diferentes usuarios³¹ (j) se estima a partir de la disponibilidad anual de agua (WA_i) y de las extracciones realizadas por los diferentes usuarios (WU_{ij}) para cada cuenca, como sigue:

$$WTA_i = \frac{\sum_j WU_{ij}}{WA_i} \quad (3)$$

Donde:

WTA_i = grado de estrés hídrico de la cuenca *i*

WA_i = disponibilidad natural anual media de agua

WU_{ij} = extracciones realizadas por los diferentes usuarios (agua concesionada)

Según el Método de Pfister y otros (2009)³² el WTA_i se ajusta de acuerdo con la variación de la precipitación anual de la siguiente forma:

$$WTA^* = (\sqrt{VF})WTA_i \quad (4)$$

Donde:

³¹ Los que pueden ser la industria, la agricultura y los habitantes.

³² Esto es definido por Pfister *et al.* como una nueva categoría de impacto denominada <privación de agua>, la cual se emplea como un indicador de estrés hídrico (WSI).

WTA* = Grado de estrés hídrico ajustado a la variación de la precipitación anual

VF = desviación estándar de la distribución pluvial según CONAGUA.

WTA_i = grado de estrés hídrico provisto por CONAGUA.

Por otro lado, de acuerdo con Pfister *et al.* (2009), debido a que la presión hídrica no es lineal con respecto a WTA*, debe llevarse a cabo un ajuste al valor de WSI a una función logística que proporciona valores continuos entre 0.01 y 1 como puede observarse a continuación:

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4(WTA^*) \left(\frac{1}{0.01} - 1\right)}} \quad (5)$$

A partir de la ecuación anterior se obtiene un gráfico donde puede observarse que la curva le otorga un valor de 0.5 al WSI cuando hay una presión hídrica del 40%, lo que como antes fue mencionado, se considera por la CONAGUA como el punto de inflexión entre un estrés hídrico alto y moderado (Gráfico 2).

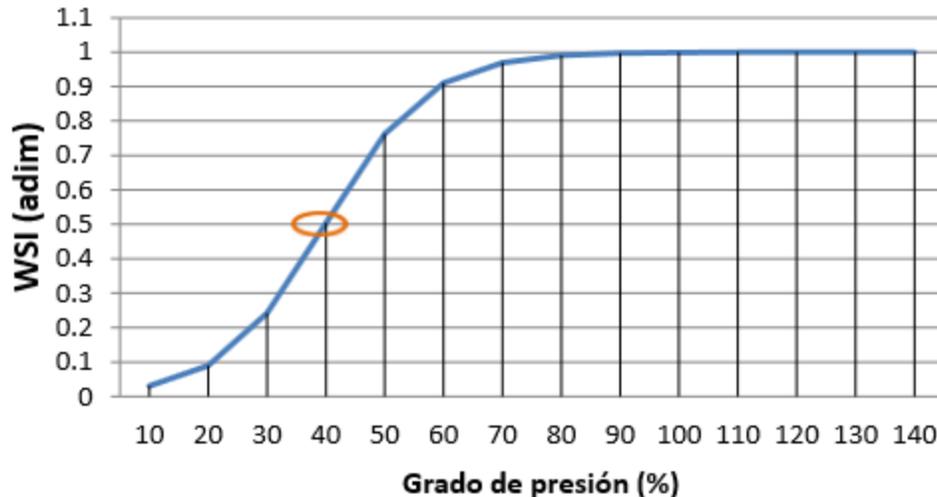


Gráfico 2. Relación entre el grado de presión hídrica (WTA) y el índice de estrés hídrico (WSI).
Farell (2013: 67).

En virtud de que se dispone de los datos necesarios para llevar a cabo la estimación del índice de estrés hídrico adaptado a México (WSI_{MEX}) provistos por

la CONAGUA para las 13 Regiones Hidrológico-Administrativas (RHA) es posible no utilizar los mapas del WaterGAP2 que establece el método de Pfister *et al.* (2009).

✓ *Cálculo de la Huella de Agua*

Para calcular la Huella de Agua en términos de ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce, se sustituyen los factores de caracterización que fueron obtenidos en la Ecuación 3, en la siguiente Ecuación:

$$Impacto_{ecotox\ agua\ dulce} = \sum_i \sum_x FC_{x,i}^{ecotox\ agua\ dulce} (m_{x,i}) \quad (6)$$

Donde:

$Impacto_{ecotox\ agua\ dulce}$ = impacto provocado por el uso del agua en términos de ecotoxicidad acuática crónica del agua, expresada como la fracción de especies potencialmente afectada por unidad funcional [PAF * m³/unidad funcional]

$FC_{x,i}^{ecotox\ agua\ dulce}$ = factor de caracterización de la sustancia x, liberada para el compartimiento³³ i , expresado como la fracción de especies potencialmente afectada por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto emitido [PAF • m³ • día • kgemitido⁻¹]

$m_{x,i}$ = masa de la emisión x para el compartimiento i en kilogramos por día

Luego entonces, para la obtención de la HA, se integran los impactos obtenidos en la Ecuación 6 así como el WSI_{MEX} obtenido en la Ecuación 5 en la siguiente ecuación:

$$Huella\ de\ Agua \equiv \sum_{i=1} (Impacto_{ecotox\ agua\ dulce,i} \times WSI_{MEX,i}) \quad (7)$$

³³ Dicho compartimiento puede ser el agua, el aire o el suelo.

Donde:

Huella de Agua = integración de los impactos en ecotoxicidad y escasez, reportado con un indicador expresado en [m³ de agua impactada/unidad funcional]

Impacto_{ecotox agua dulce} = impacto de la ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce expresado como [PAF x m³/hab por año]

WSI_{MEX} = índice de estrés hídrico adaptado a México que proporciona el impacto a la escasez provocado por el uso del agua.

De acuerdo con Farell (2013:70), a mayor valor de la HA, significa que hay un mayor impacto. Además, es recomendable que la HA sea reportada con referencia al volumen total de agua que se utiliza durante el mismo proceso que se evalúa, a fin de comparar el volumen consumido del recurso contra los impactos provocados por su utilización.

2.1.4 Fase 4. Interpretación

En esta fase, se combinan los resultados obtenidos del análisis del inventario con la evaluación del impacto del mismo. Estos resultados pueden ser elaborados a manera de conclusiones y/o recomendaciones para la toma de decisiones en vista de que a través del ACV se puede determinar la fase o fases del ciclo de vida en la cual se originan las mayores cargas ambientales, convirtiéndose en un indicativo de acciones a seguir sobre los aspectos que pueden o deben ser mejorados y/o modificados (Antón, 2004: 52).

La fase de interpretación abarca las siguientes 3 fases³⁴ que son brevemente desarrolladas a continuación:

- a. Identificación de los asuntos significativos.

³⁴ Según la NMX-SSA-14040-IMNC del año 2004.

El objetivo en esta etapa es el de estructurar los resultados obtenidos de las fases de ICV y EICV para incluir las implicaciones de los métodos utilizados, suposiciones hechas en las fases previas, como reglas de asignación, selección de categorías de impacto, indicadores de categorías y modelos, etc.

b. Evaluación.

En esta fase se busca establecer y enfatizar la confiabilidad de los resultados del estudio de ICV y EICV, incluyendo los asuntos significativos y considerando la utilización de las siguientes técnicas:

- ✓ Verificación de integridad: Se asegura que toda la información y datos relevantes para la interpretación estén disponibles y completos.
- ✓ Verificación de sensibilidad: Se evalúa la confiabilidad de los resultados y conclusiones finales, determinando cómo se vieron afectados por incertidumbres (en los datos, métodos de asignación o cálculo de resultados de indicadores de categoría).
- ✓ Verificación de coherencia: Se determina si las suposiciones, métodos y datos son consistentes con el objetivo y alcance del ACV que fueron planteados al inicio.

c. Conclusiones, limitaciones y recomendaciones.

Las conclusiones son obtenidas del estudio, las cuales se recomienda elaborar de forma iterativa con los otros elementos mencionados durante esta última fase. Si las conclusiones son coherentes, se informan como conclusiones finales. A su vez, las recomendaciones deben basarse en las conclusiones finales y deben reflejar un resultado lógico y razonable de las conclusiones.

2.2 Etapas de la estimación de eco-costos mediante ACV

En el presente estudio, se considera que el indicador de HA no es integral ya que sólo involucra una dimensión ambiental y tampoco facilita la comunicación del mismo a los tomadores de decisiones, por lo que se prevé que el mismo puede ser

dotado de un carácter integral al relacionarse con otras variables de la dimensión económica y/o social.

Como se ha mencionado, el modelo de Eco-costos se encuentra basado en el ACV y expresa los costos <virtuales> que deberían ser destinados a la reducción de la contaminación ambiental y el agotamiento de recursos de la Tierra de acuerdo con su capacidad de carga.

Por otro lado, para la evaluación de este modelo se prevé la utilización de la base de datos Ecoinvent que se encuentra contenida en el software denominado Simapro 8.0.3.14. Estas bases de datos pueden ser aplicadas a Europa, Japón y Norteamérica, y se conforman de datos relativos a los procesos de extracción de materia prima, construcción y tratamiento de las aguas residuales con un proceso convencional³⁵ (Farell, 2014: 7).

Los eco-costos se estiman como resultado de la suma de tres tipos de cargas ambientales (Universidad Delft, 2015):

- Eco-costos de las emisiones tóxicas (al aire, suelo o agua)
- Eco-costos por agotamiento de los recursos
- Eco-costos de la energía

Lo que se encuentra expresado en la siguiente ecuación:

$$Eco - costos = eco - costo_{emisiones} + eco - costo_{agotamiento\ de\ recursos\ materiales} + eco - costo_{energía} \quad (1)$$

Posteriormente, si se relaciona la tasa de emisión con la concentración se obtiene un máximo nivel sostenible, como se observa en la siguiente ecuación:

$$Q_{max} = k * c_{max} * V \quad (2)$$

³⁵ De tipo mecánica, biológica y química.

Donde:

Q_{max} = tasa de emisión máxima que es sostenible (kg/s)

k = tasa de reacción constante de decaimiento o absorción (1/s)

c_{max}^* = máxima concentración permitida del contaminante (kg/m³)

V = volumen de aire o agua (m³) (compartimiento considerado)

Como resultado de estas ecuaciones, se obtiene un costo de prevención marginal para diferentes categorías de impacto expresado en € / kg de emisión equivalente (Ver Tabla 1).

Por otra parte, para adaptar los datos obtenidos a México se propone realizar un ajuste de acuerdo con la Paridad del Poder Adquisitivo (Purchasing Power Parity, PPP por sus siglas en inglés) y de acuerdo con el método de Transferencia de Beneficios (Benefit Transfer, BT por sus siglas en inglés), la cual mide la cantidad de bienes y servicios que se pueden adquirir. Lo anterior en virtud de que el PIB per cápita es subestimado en los países en desarrollo debido al tipo de bienes y servicios en los cuales se especializa su economía (González-Martínez, 2007:20). El ajuste se realiza a través de la siguiente ecuación:

$$a_i = (Y_i/Y_j)^e$$

Donde:

Y_i = ingreso per cápita del país destino del ajuste (México)

Y_j = ingreso per cápita del país de original de la estimación (Países Bajos)

e = elasticidad-ingreso de la demanda para una mejora en el medio ambiente.

Esta ecuación puede ser utilizada en términos de los valores del PPP como sigue:

$$a_i = (PPP_i/PPP_j)^e$$

Donde:

Y_i = ingreso per cápita del país destino del ajuste (México)

Y_j = ingreso per cápita del país original de la estimación (Países Bajos)

e = elasticidad-ingreso de la demanda para una mejora en el medio ambiente.

Después de llevar a cabo esta ecuación con datos actualizados, se obtendrá un factor de corrección del PPP para México en comparación con los Países Bajos, y a partir de dicho factor se obtendrá un ajuste global al eco-costos, mismo que se aplicará en los factores de conversión para cada categoría de impacto.

2.3. Información disponible en México para la estimación de la Huella de Agua y sus eco-costos

Después de haber realizado una revisión acerca de la disponibilidad de los datos que son requeridos para llevar a cabo las estimaciones de la HA y de sus eco-costos, se determinó que es posible realizar dichas estimaciones a nivel de RHA debido a que no se encuentran datos sobre la disponibilidad natural media del agua a una escala distinta; dato necesario para calcular el grado de presión hídrica.

Esta situación proviene probablemente del hecho de que en México la generación de datos sobre los recursos hídricos refleja un carácter altamente centralizado en la gestión del agua que ha derivado en la construcción de una compleja red de información. Si bien son destacables los esfuerzos que se han realizado para la recopilación y administración de los datos, éstos conforman documentos de estadísticas y compendios, que se enfocan únicamente en dar cuenta del estado del recurso, su disponibilidad, la cobertura de agua potable y alcantarillado, y en muchas ocasiones tampoco es posible encontrar estos datos en las mismas escalas (Tiburcio, 2014: 74).

En la Tabla 2 se presentan de manera resumida los cálculos que deberán efectuarse para el presente estudio y las fuentes de las cuales se prevé que podrá ser obtenida la información necesaria para realizarlos.

De esta manera, en el presente estudio se seguirán las 4 etapas que conforman el ACV de la HA de acuerdo con la Norma ISO 14046, cuyos lineamientos ya se han mencionado anteriormente. De tal forma que se llevarán a cabo las estimaciones de la HA y los eco-costos de la misma en una escala de RHA con datos a nivel nacional para el año 2013.

Tabla 2. Fuentes de información previstas para los cálculos de HA y sus eco-costos
Elaboración propia

Variable	Forma de cálculo	Unidad de medición	Escala y periodicidad	Fuente de información
<p>Grado de presión hídrica (WTA_i)</p>	$WTA_i = \frac{\sum_j WU_{ij}}{WA_i}$ <p>Donde:</p> <p>(WA_i) = disponibilidad natural anual media de agua</p> <p>(WU_{ij}) = extracciones realizadas por los diferentes usuarios (agua concesionada)</p> <p>Farell propone ajustar el WTA_i de acuerdo con la variación de la precipitación anual de la siguiente forma:</p> $WTA^* = (\sqrt{VF})WTA_i$ <p>donde:</p> <p>VF = desviación estándar de la distribución pluvial (aproximadamente 3.24).</p>	<p>Porcentaje</p>	<p>Región Hidrológico-Administrativa (RHA) (ya que sólo a esta escala se cuenta con el dato de la disponibilidad natural anual media de agua)</p> <p>2013</p>	<p>Comisión Nacional del Agua (2013), "Estadísticas del agua en México", México: 165p.</p>
<p>Índice de estrés hídrico</p>	$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4(WTA^*)} \left(\frac{1}{0.01} - 1\right)}$	<p>Adimensional</p> <p>Proporciona el impacto a</p>	<p>RHA, 2013</p>	<p>Pfister S., Koehler A., and Hellweg S. (2009), "Assessing the Environmental Impacts of</p>

(WSI)		la escasez provocado por el uso del agua.		Freshwater Consumption in LCA” en <i>Environmental Science Technology</i> , Article ASAP. Farell, C., <i>et al.</i> (2013), “Huella de Agua de uso público-urbano en México”, en <i>Revista Internacional de Estadística y Geografía</i> , Vol. 4, Núm. 1, México: 58-71.
Ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce	$Impacto_{ecotox\ agua\ dulce} = \sum_i \sum_x FC_{x,i}^{ecotox\ agua\ dulce} (m_{x,i})$ <p>Donde:</p> <p>$FC_{x,i}^{ecotox\ agua\ dulce}$ = factor de caracterización de la sustancia x, liberada para el compartimiento i (agua, aire, suelo)</p> <p>$m_{x,i}$ = masa de la emisión x para el compartimiento i en kilogramos por día</p>	Fracción de especies potencialmente afectada por unidad funcional (PAF * m ³ /hab/año)	RHA, 2013	Modelo USEtox (2010) y software Simapro 8.0.3.14.
Cobertura de agua potable	Estimado por el Censo de Población y Vivienda 2010, INEGI y provisto por CONAGUA.	Porcentaje	RHA, 2013	Comisión Nacional del Agua (2013), “Estadísticas del agua en México”,

				México: 165p. Comisión Nacional del Agua (2013), "Situación del Subsector de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento", editado por SEMARNAT, México: 206p.
Huella de Agua de uso público-urbano	<p>Huella de Agua $\equiv \sum_{ni=1} (\text{Impacto}_{\text{ecotox agua dulce},i} \times \text{WSI}_{\text{MEX},i})$</p> <p>Donde:</p> <p>$\text{Impacto}_{\text{ecotox agua dulce}} = [\text{PAF} \times \text{m}^3/\text{hab} \times \text{año}]$ es el impacto de la ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce.</p> <p>WSI_{MEX} = índice de estrés hídrico adaptado a México que proporciona el impacto a la escasez provocado por el uso del agua.</p>	m ³ de agua impactada por habitante al año	RHA, 2012	Farell, C. (2013), "Diseño de una metodología para reportar la Huella del Agua", tesis que presenta para optar por el grado de Doctora en Ciencias e Ingeniería Ambientales, UAM-Iztapalapa, México: 132p.
Eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbana	Se obtiene de la suma del eco-costo correspondiente a las categorías de impacto integral al agua de uso público-urbano: a) ecotoxicidad acuática crónica, b) acidificación y c) eutrofización.	Pesos por metro cúbico	RHA, 2013	Valores provistos por la Universidad de Delft con base en la base de datos Ecoinvent para inventarios de ciclo de vida.

CAPÍTULO 3. ANÁLISIS DE LA HUELLA DE AGUA Y SUS ECO-COSTOS EN MÉXICO

3.1 Síntesis de información para el cálculo

De acuerdo con Domínguez (2014: 366) la importancia de la información estadística sobre el agua reside en su potencialidad para poder ser utilizada en la elaboración de otros instrumentos de análisis como pueden ser las cuentas nacionales, las estadísticas del agua, los Sistemas de Información Geográfica (SIG), informes y otros estudios especializados en el recurso. Adicionalmente, la forma en la cual se organiza esta información es de suma importancia ya que por un lado facilita la toma de decisiones focalizadas y, por otro, permite que el acceso a la información sea más transparente, organizado y confiable a fin de promover mayor participación y corresponsabilidad en la problemática de los recursos hídricos (Perevochtchikova, 2013).

Por otro lado, si bien actualmente el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) estima el Producto Interno Bruto (PIB) integrando el costo³⁶ sobre la utilización del agua, no provee información sobre cuáles sectores son los que han contribuido en mayor medida a la degradación, reducción o conservación del recurso, y/o si determinadas políticas han mostrado ser efectivas. Por tanto, puede argumentarse que se requieren mejoras en las estadísticas ambientales básicas y la incorporación de nuevos métodos que permitan la vinculación de los datos biofísicos con los sociales y económicos (Domínguez, 2014: 372).

En virtud de lo anterior, y como uno de los objetivos del presente estudio, en este capítulo se procederá con la estimación cuantitativa del indicador de Huella de Agua (HA) que suministrará resultados acerca del impacto asociado al uso de los recursos hídricos y no únicamente sobre su disponibilidad.

³⁶ Este costo refleja únicamente lo que se encuentra acumulado en el subsuelo, por lo que no refleja los costos de los recursos hídricos en el ciclo hidrológico (Domínguez, 2014: 372).

A fin de realizar dicha estimación se utilizará la metodología propuesta por Farell mediante la cual se calcula la HA a través de un Análisis de Ciclo de Vida (ACV), misma que será relacionada con el contexto urbano a través del cálculo del uso público-urbano expresando una cantidad en m³ de agua impactada por persona por año, a escala de Región Hidrológico-Administrativa (RHA) (Farell *et al.*, 2013: 66).

La información requerida para la estimación de la HA y sus eco-costos se muestra de manera breve a continuación en los siguientes apartados.

3.1.1 Grado de presión hídrica

Este grado se determina a partir de la disponibilidad natural media y del volumen de agua que es empleada en usos consuntivos, el cual en este caso corresponde al grado de presión que se ejerce sobre el recurso en cada una de las RHA. Así mismo, es posible clasificar el grado de presión en cinco categorías de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), estas son: i) muy alto (mayor al 100%); ii) alto (donde la extracción es superior al 40% de la disponibilidad natural); iii) medio (del 20 al 40%); iv) bajo (10 al 20%); y v) sin estrés (el agua extraída no rebasa en su volumen el 10% del líquido disponible).

El grado de estrés hídrico WTA (por sus siglas en inglés, Withdrawal to Availability) de cada RHA *i* de acuerdo con sus diferentes usuarios³⁷ *j* se estima a partir de la disponibilidad anual de agua (WA_{*i*}) y de las extracciones realizadas por tales usuarios (WU_{*ij*}) según la siguiente ecuación:

$$WTA_i = \frac{\sum_j WU_{ij}}{WA_i}$$

Donde:

WTA_{*i*} = grado de estrés hídrico de la RHA *i*

WA_{*i*} = disponibilidad natural anual media de agua

WU_{*ij*} = extracciones realizadas por los diferentes usuarios (agua concesionada)

³⁷ Los que pueden ser la industria, la agricultura y los habitantes.

Posteriormente, de acuerdo con el Método de Pfister *et al.* (2009)³⁸ el WTA_i se ajusta de acuerdo con la variación de la precipitación anual de la siguiente forma:

$$WTA^* = (\sqrt{VF})WTA_i$$

Donde:

WTA^* = Grado de estrés hídrico ajustado a la variación de la precipitación anual.

VF = desviación estándar de la distribución pluvial, aproximadamente 3.24.

WTA_i = grado de estrés hídrico provisto por CONAGUA.

De esta forma la estimación del grado de presión hídrica se presenta en la Tabla 3. En esta es posible observar que si bien a nivel nacional se tiene un grado de presión sobre el recurso clasificado como bajo, los contrastes que se presentan entre las RHA es bastante notable. Destaca por ejemplo la RHA XIII como la que arroja el mayor nivel de estrés con casi un 140%. Asimismo, se hace notar que las regiones que se encuentran al centro y norte son las que tienen los porcentajes más elevados de presión, mientras que los que se ubican al sur muestran poca presión, lo que responde en parte a la abundante disponibilidad natural media con la que cuenta cada una de las RHA.

³⁸ Esto es definido por Pfister *et al.* como una nueva categoría de impacto denominada <privación de agua>, la cual se emplea como un indicador de estrés hídrico (WSI).

Tabla 3. Estimación del grado de presión hídrica ajustado según la variación de la precipitación anual, 2013
Elaboración propia con base en datos de CONAGUA (2014b: 74).

Región Hidrológico-Administrativa	Volúmen total de agua concesionado (mill. m³)	Disponibilidad natural media (mill. m³)³⁹	Grado de presión hídrica (%)	Clasificación	WTA_i	WTA*
I Península de Baja California	3434	4999	68.7	Alto	0.6870	1.2366
II Noroeste	6317	8325	75.9	Alto	0.7590	1.3662
III Pacífico Norte	10228	25939	39.4	Medio	0.3940	0.7092
IV Balsas	10702	22899	46.7	Alto	0.4670	0.8406
V Pacífico Sur	1510	32351	4.7	Sin estrés	0.0470	0.0846
VI Río Bravo	9145	12757	71.7	Alto	0.7170	1.2906
VII Cuencas Centrales del Norte	3761	8065	46.6	Alto	0.4660	0.8388
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	15012	35754	42.0	Alto	0.4200	0.7560
IX Golfo Norte	5777	28115	20.5	Medio	0.2050	0.3690
X Golfo Centro	4931	95124	5.2	Sin estrés	0.0520	0.0936
XI Frontera Sur	2241	163845	1.4	Sin estrés	0.0140	0.0252
XII Península de Yucatán	3814	29856	12.8	Bajo	0.1280	0.2304
XIII Aguas del Valle de México	4779	3468	137.8	Muy alto	1.3780	2.4804
Nacional	81651	471498	17.3	Bajo	0.1730	0.3114

³⁹ También es referida como “agua renovable”. Esta cantidad es medida al 2011 ya que es el dato más actual que se encuentra disponible.

a) Índice de Estrés Hídrico (WSI_{MEX})

Según Pfister *et al.* (2009) debe llevarse a cabo un ajuste al valor de WSI^{40} a una función logística que proporciona valores continuos entre 0.01 y 1, con lo que se obtiene de esta forma un índice de estrés hídrico adaptado a México como lo indica la siguiente ecuación:

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4(WTA^*) \left(\frac{1}{0.01} - 1\right)}}$$

Después de realizar las operaciones correspondientes, se obtienen los siguientes valores para México, que se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Estimación del Índice de Estrés Hídrico adaptado a México, 2013
Elaboración propia con base en datos de CONAGUA (2014b: 74).

Región Hidrológico-Administrativa	WSI_{MEX}
I Península de Baja California	0.9651
II Noroeste	0.9845
III Pacífico Norte	0.4859
IV Balsas	0.6867
V Pacífico Sur	0.0171
VI Río Bravo	0.9750
VII Cuencas Centrales del Norte	0.6842
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	0.5605
IX Golfo Norte	0.0968
X Golfo Centro	0.0181
XI Frontera Sur	0.0117
XII Península de Yucatán	0.0423
XIII Aguas del Valle de México	1.0000
Nacional	0.0690

De acuerdo con los datos obtenidos, podría nuevamente argumentarse que a nivel nacional el índice no es tan elevado, pero dentro de cada una de las RHA existen disparidades notables, tal es el caso de que las RHA I, II, VI y XIII son las

⁴⁰ Esto se debe a que la presión hídrica no es lineal con respecto a WTA^* .

que muestran los índices más altos, en contraste con las regiones V, X, XI y XII que muestran un índice que indica un estrés menor.

3.1.2 Ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce

Siguiendo la metodología propuesta por Farell, en este caso la HA se evalúa como impacto en ecotoxicidad acuática crónica, la cual se estima por medio del método USEtox (Usetox Development Team, 2010), y arroja factores de caracterización⁴¹, los cuales en el caso de la ecotoxicidad acuática crónica representan los impactos ecotoxicológicos del agua dulce que son originados por una variedad de químicos (Farell, 2013:63). El impacto se expresa como unidades toxicológicas comparativas (CTUe, por sus siglas en inglés), las cuales simbolizan la fracción de especies potencialmente afectada por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto emitido [PAF · m³ · día · kg_{emitido}⁻¹]. En el modelo USEtox, los factores de caracterización ecotoxicológicos se pueden representar como la multiplicación de cuatro factores (Henderson *et al.*, 2011):

$$FC_i \text{ ecotox agua dulce} = f_{iw} * FF_{ww} * XF_w * EF_w \quad (3)$$

Donde: f_{iw} = fracción transferida de la emisión al agua [adim⁴²]

FF_{ww} = factor de destino en el agua (por día, tiempo de residencia y persistencia en el agua)

XF_w = factor de exposición [adim] (fracción disuelta en el agua y la bio-disponibilidad de los productos químicos en los organismos acuáticos)

EF_w = factor de efecto [PAF · m³ · kg⁻¹] (ecotoxicidad acuática)

⁴¹ Si bien el método ofrece factores de caracterización de impacto continental y global, estos se pueden hacer más específicos para un área más específica o proceso.

⁴² Adim es la abreviatura para expresar que se trata de un término <adimensional>.

Los valores arrojados por el método USETox una vez introducidos los datos del volumen de agua distribuido para uso público-urbano per cápita⁴³ fueron los siguientes (Tabla 5).

Tabla 5. Ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce en cada Región Hidrológico-Administrativa de México por uso público-urbano, 2013
Elaboración propia con base en resultados obtenidos por el método USETox.

Región Hidrológico-Administrativa	Ecotoxicidad Acuática Crónica (PAF · m³/hab/año)
I Península de Baja California	67.28
II Noroeste	131.41
III Pacífico Norte	91.82
IV Balsas	67.91
V Pacífico Sur	51.44
VI Río Bravo	65.72
VII Cuencas Centrales del Norte	53.19
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	56.36
IX Golfo Norte	122.06
X Golfo Centro	43.93
XI Frontera Sur	39.53
XII Península de Yucatán	83.87
XIII Aguas del Valle de México	58.93
Nacional	63.83

Estos datos muestran los impactos ecotoxicológicos en el agua dulce que se derivan de la distribución que se hace para uso público-urbano. Destacan sobre todo las regiones II y IX como las que tienen la mayor fracción de especies potencialmente afectada en cada metro cúbico del líquido por habitante al año, mientras que los que muestran la menor cantidad son las regiones X y XI.

3.1.3 Cobertura de agua potable

La CONAGUA (2014b: 94) establece que la cobertura de agua potable incluye el porcentaje de usuarios que cuentan con agua entubada (dentro de su vivienda,

⁴³ Estos datos fueron obtenidos de dividir el volumen de agua concesionada para abastecimiento público a cada una de las RHA (en m³) entre la población reportada por cada una de ellas.

fuera de la vivienda pero dentro del terreno de la llave pública, o bien, de otra vivienda). No obstante, el que una vivienda tenga tubería, ya sea fuera o dentro de ella, no garantiza el abastecimiento constante del recurso en términos de cantidad y/o calidad (Izazola, 2014: 273; Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua, 2003: 79).

A continuación (Tabla 6, Mapa 1) se muestran las cifras correspondientes al porcentaje de cobertura de agua potable en cada una de las RHA para el año 2010, que es el dato más actual provisto por la CONAGUA en sus publicaciones 2014⁴⁴ conforme al Censo de Población 2010. Adicionalmente se incluye un mapa en el cual puede observarse que la mayor parte, especialmente en el norte y el centro se cuenta con una cobertura mayor al 90%, mientras que en el sureste este porcentaje se ve disminuido incluso hasta llegar a un 76%.

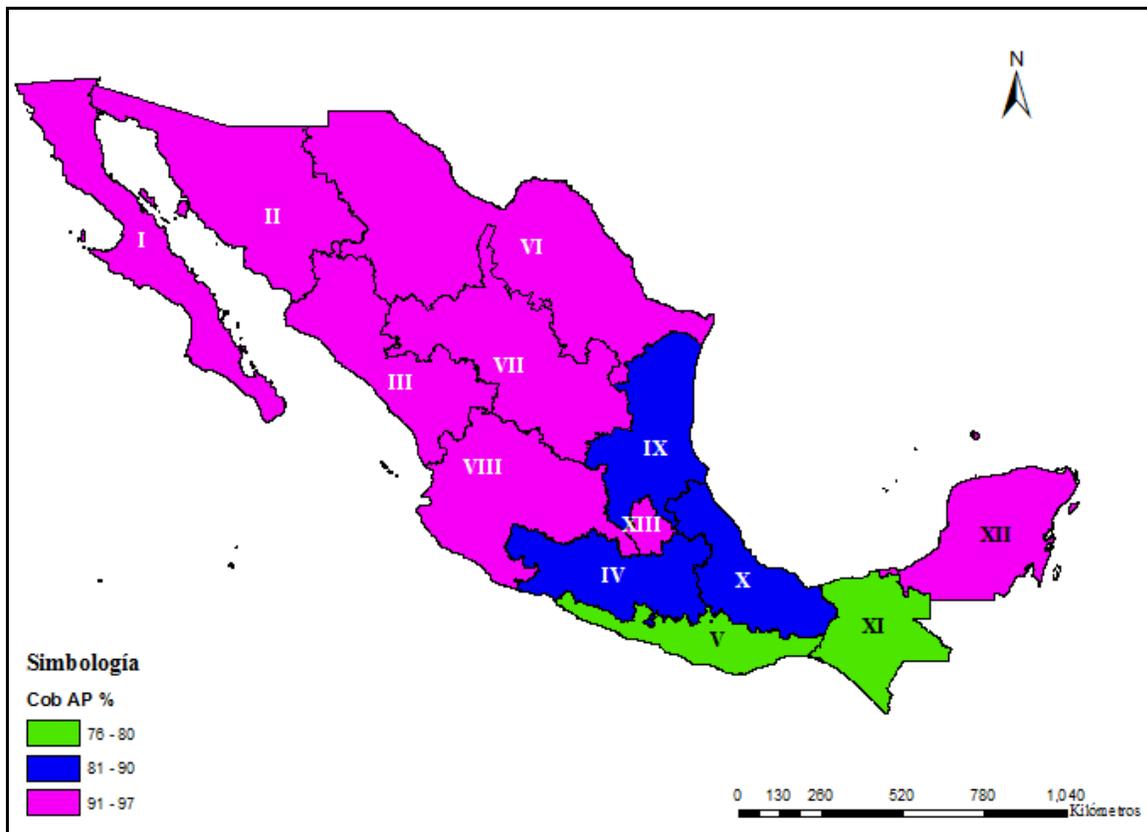
Tabla 6. Cobertura de agua potable en cada Región Hidrológico-Administrativa de México, 2010¹

Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b:97).

¹ El dato más actual con el que se cuenta es al 25 de junio de 2010 debido a que provienen del Censo de Población y Vivienda 2010 (INEGI).

Región Hidrológico-Administrativa	Cobertura de agua potable (%)
I Península de Baja California	95.46
II Noroeste	96.28
III Pacífico Norte	91.29
IV Balsas	85.76
V Pacífico Sur	75.60
VI Río Bravo	97.00
VII Cuencas Centrales del Norte	95.04
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	94.86
IX Golfo Norte	84.94
X Golfo Centro	81.24
XI Frontera Sur	78.51
XII Península de Yucatán	94.22
XIII Aguas del Valle de México	96.79
Nacional	90.94

⁴⁴ Estas publicaciones incluyen el Atlas del Agua en México (CONAGUA, 2014a: 76), Las Estadísticas del Agua en México (CONAGUA, 2014b: 97) y Numeragua (CONAGUA, 2014c: 57); en ésta última se menciona que se estima que para 2013 se estima que la cobertura nacional era de 92.3%. Sin embargo, este dato no puede ser empleado en la presente investigación porque se requiere la información a escala de RHA.



Mapa 1. Cobertura de agua potable por RHA, 2010
Elaborado con base en CONAGUA (2014b: 97).

3.1.4 Eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbano

Durante las próximas décadas las tendencias de urbanización seguirán en ascenso en el país, lo que reafirma el patrón de crecimiento urbano hasta ahora mostrado en las ciudades grandes y medianas, que por tanto demandarán cada vez más un mayor volumen de agua para satisfacer las necesidades de la población y actividades económicas. Esta situación tenderá a ser crítica en vista de que la mayoría de las ciudades del país se encuentran ubicadas en regiones con poca disponibilidad natural de agua (Ávila, 2002: 57).

En este contexto, una mejor gestión de los recursos hídricos debería implicar la introducción de nuevas formas de gestión urbana que propicien la creación de acuerdos sociales y mecanismos para la resolución de conflictos, una

mayor participación del sector social y privado en su gestión, y una visión de largo plazo en torno al uso y manejo sostenible del recurso. En virtud de lo anterior, en el presente estudio se considera que si al indicador de HA le es incorporada una dimensión económica en la cual se exprese un costo de prevención marginal se verá facilitada su comunicación a los tomadores de decisiones.

Para empezar su cálculo se muestran a continuación las conversiones de costos de prevención marginal de acuerdo con las categorías de impacto que serán consideradas para el cálculo del eco-costo de la HA por RHA, cuya suma resulta en lo que puede denominarse como un impacto integral al agua (Tabla 7).

Tabla 7. Conversiones de costos de prevención marginal según las categorías de impacto requeridas para la estimación del eco-costo de la Huella de Agua de uso público-urbano.

Elaboración propia con base en Universidad Delft (2015).

Eco-costo por categoría de impacto	Factor de conversión
Acidificación	8.25 €/kg SOx equivalente
Eutrofización	3.90 €/kg PO4 equivalente
Ecotoxicidad acuática, metales pesados	55.0 €/kg Zn equivalente

Por otro lado, en virtud de que estos costos son determinados en los Países Bajos, se considera pertinente llevar a cabo una adaptación de los datos obtenidos a México para lo cual se propone realizar un ajuste de acuerdo con la Paridad del Poder Adquisitivo (Purchasing Power Parity, PPP por sus siglas en inglés), la cual mide la cantidad de bienes y servicios que se pueden adquirir. Lo anterior en virtud de que el PIB per cápita es subestimado en los países en desarrollo debido al tipo de bienes y servicios en los cuales se especializa su economía (González-Martínez, 2007:20). El ajuste se realiza a través de la siguiente ecuación según el método de Transferencia de Beneficios (Benefit Transfer, BT por sus siglas en inglés):

$$a_i = (PPP_i/PPP_j)^{\beta}$$

Donde:

Y_i = ingreso per cápita del país destino del ajuste (México)

Y_j = ingreso per cápita del país original de la estimación (Países Bajos)

e = elasticidad-ingreso de la demanda para una mejora en el medio ambiente.

3.2 Estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano mediante ACV

Tal como se presentó en el capítulo II de este trabajo, a continuación se presentan las determinaciones informativas y el cálculo correspondiente de todas las etapas necesarias para la estimación de la Huella de Agua.

3.2.1 Fase 1. Definición del objetivo y alcance de la HA de uso público-urbano

➤ Objetivo:

- a) Aplicación prevista: La estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano permitirá la exploración de diversas áreas de oportunidad en cuanto a la contribución del indicador de la HA a la gestión del agua en México
- b) Motivos que llevaron a la realización del estudio: Por un lado es de suma importancia realizar estudios sobre indicadores de sostenibilidad en las zonas urbanas relacionados con la gestión de recursos hídricos debido a la problemática particular que caracteriza estas zonas en cuanto a la demanda de recursos; y por otro la relevancia de llevar a cabo un análisis del indicador de la HA en estas zonas como una alternativa a la utilización de indicadores en México que actualmente sólo abordan la temática de estado/disponibilidad del recurso, así como la eficiencia en la provisión de servicios.
- c) Mencionar si los resultados del estudio serán utilizados en aseveraciones comparativas previstas cuando se dé a conocer: Se prevé que no se utilizarán los datos obtenidos en comparaciones.

d) Público al que se encuentra dirigido: Al sector académico y de toma de decisiones.

➤ Alcance

- a) Sistema que se analizará: El sistema de agua potable y alcantarillado es un servicio público que abarca dos funciones primordiales: a) abastecer de agua en condiciones sanitarias que sean adecuadas para el uso y consumo humano; y b) el retiro y disposición de las aguas y los desechos contaminados hacia lugares donde sean tratados y posteriormente sean vertidas o reusadas en los cauces naturales sin degradar el sistema ecológico (Valencia y Molina, 2013: 7).
- b) Unidad funcional: Corresponde al volumen de agua de uso público-urbano medido en metros cúbicos que es requerido por habitante por año en cada RHA en el año 2013.
- c) Cobertura y resolución temporal y geográfica del estudio: La estimación de la HA se llevará a cabo para el año 2013 en México a escala de RHA.
- d) Datos y requisitos de la calidad de los datos: Los datos son de origen oficial ya que han sido extraídos de diversos informes de la CONAGUA.
- e) Criterios para la consideración o no de determinados elementos: El criterio más importante ha sido la escala a la cual se han encontrado los datos para llevar a cabo las estimaciones pretendidas en el estudio.
- f) Procedimientos de Asignación de las cargas ambientales: La CONAGUA (2014b: 97) considera que la cobertura de agua potable incluye a las personas que cuentan con agua entubada (dentro de su vivienda, fuera de la vivienda pero dentro del terreno de la llave pública, o bien, de otra vivienda). Sin embargo, la conexión a la red o tener la infraestructura necesaria no significa que hay abasto, y si es de la calidad necesaria. En cuanto al alcantarillado, la CONAGUA (2014b: 95) argumenta que éste servicio incluye a las personas que tienen conexión a la red de alcantarillado (como una fosa séptica, desagüe, barranca, grieta, lago o mar).

- g) Suposiciones, juicios de valor y elementos opcionales: El sistema de abastecimiento incluye la red de distribución, la infraestructura para almacenarla, las estaciones de bombeo y el tratamiento de 30% del agua residual. Se considera un promedio de las tecnologías de potabilización con floculación, filtros, oxidación y carbón activado. Se considera que la mitad del agua distribuida en las redes de agua potable no requiere de ningún tratamiento previo específico (Farell, 2013: 89-90).
- h) Metodología de la evaluación del impacto de la HA y la selección de categorías de impacto: Se ha seleccionado la evaluación como impacto en ecotoxicidad acuática crónica, estimada a través del método USEtox⁴⁵.
- i) Especificar si los resultados de la HA incluirán un resultado de un indicador de impacto, un perfil de HA y/o una HA posterior a la ponderación (categoría de daño): En esta investigación los resultados arrojarán un indicador únicamente de impacto intermedio y no se realizará la ponderación a daño.
- j) Especificar si la HA es exhaustiva o se refiere a un aspecto específico del agua (como escasez, calidad, etc.): En este caso se trata de una HA de tipo exhaustiva correspondiente al uso público-urbano del agua y que integra los impactos de escasez y ecotoxicidad acuática crónica.
- k) Explicar cuáles cadenas causa-efecto e impactos ambientales potenciales se encuentran cubiertos por la evaluación de la HA e identificar las futuras consecuencias de los impactos ambientales potenciales que fueron excluidos: A través del método USEtox se estiman los efectos toxicológicos de un químico emitido al ambiente siguiendo un ciclo de causa – efecto en el cual se relacionan las emisiones a impactos según el ciclo de transporte, exposición y efecto.

⁴⁵ El método USEtox (Usetox Development Team, 2010) se estructura como una matriz, compuesta a su vez por una serie de matrices, que evalúa los efectos toxicológicos de un químico emitido al ambiente mediante una cadena causa-efecto que vincula las emisiones a impactos a través de tres pasos: transporte, exposición y efecto (Rosenbaum *et al.*, 2007). Este método proporciona los factores de caracterización para un impacto continental y global en diversos medios. Los relativos a la ecotoxicidad acuática representan los impactos ecotoxicológicos del agua dulce provocados por diversos químicos.

- l) Incertidumbre y limitaciones: Una evaluación de HA es insuficiente para describir todos los impactos ambientales potenciales de productos, procesos u organizaciones. Además, la limitante más importante para el estudio fue la escala en la cual se encontraron los datos, ya que esto determinó que se podía estimar la Huella de Agua de uso público-urbano sólo por RHA.
- m) Justificación para exclusiones realizadas en el estudio: La principal limitante para no llevar a cabo el estudio a otra escala o en otro tipo de espacio geográfico es la falta de información y la forma en la que se presenta en caso de ser estimada.
- n) Explicar, si es el caso, la base de las condiciones para realizar la comparación: No aplica.
- o) Tipo de presentación de informes: No aplica.
- p) Tipo de revisión crítica: No aplica.

3.2.2 Fase 2. Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

El uso agrupado para abastecimiento público consiste en el agua entregada por las redes públicas, las cuales abastecen a los usuarios domésticos (domicilios), así como a diversas industrias y servicios. La disposición de agua en cantidad y calidad necesarias para el consumo y utilización humana es uno de los requisitos para buena calidad de vida de las personas. La mayor parte de las grandes ciudades se abastece de agua subterránea que es bombeada y distribuida a través de redes (Valencia y Molina, 2013: 27), lo que confirma el hecho de que para el uso agrupado de abastecimiento público la principal fuente es la subterránea con el 60.4% del volumen, mientras que en el periodo 2001-2013 la concesión de fuentes superficiales tuvo un aumento de 43.4%, con mayor uso en agricultura (CONAGUA, 2014b: 68).

El agua para uso público-urbano se entrega a la población a través del sistema de red de agua potable y que se desaloja después de su uso por medio del sistema de alcantarillado y drenaje. Un porcentaje de esta agua residual es

tratado y el resto se vierte en cuerpos de agua superficial contaminándolos y disminuyendo la disponibilidad de agua en calidad adecuada (Farell, 2013: 90).

Para fines de esta investigación se utilizará el Inventario de Ciclo de Vida (ICV) utilizado por Farell (2013: 90), el cual se construyó en su mayoría a partir de bases de datos europeas que pueden ser aplicadas al caso de América Latina en vista de que en México no hay datos que permitan actualizar la información con la que se ha conformado el mencionado ICV.

En primer lugar, para construir el ICV se requieren datos sobre la infraestructura hidráulica, que fueron recopilados por Crettaz *et al.* (1998). Se utilizaron también promedios mundiales en lo que se refiere al transporte de materiales y el uso de energía para la construcción de la red y disposición de desechos, utilizando como base la mezcla de electricidad mexicana. Los datos relacionados con la energía utilizada durante los trabajos de construcción y uso de redes de agua, se tomaron de los inventarios proporcionados por Doka (2003)⁴⁶.

Por otro lado, la vida útil promedio de la infraestructura se normalizó a 70 años y se considera una eficiencia de la red de 95%, lo que significa que el 95% del agua distribuida llega a su destino y el 5% se pierde en fugas. Sin embargo, cabe mencionar que de acuerdo con datos del Programa de Indicadores de Gestión de Organismos Operadores, por cada 100 litros de agua que son distribuidos, sólo 60 llegan a los usuarios, mientras que 40 de ellos se pierden en fugas o por una medición deficiente del recurso (Agencia Reforma, Nacional, 2011). Así mismo, de acuerdo con Valencia y Molina (2013: 30) se pueden identificar tres problemas que conllevan al desperdicio del agua: a) deficiencias en la operación e infraestructura para la captación y distribución del agua; b) malos hábitos de consumo por parte de los usuarios de la red; y c) falta de cultura para el re uso, separación y aprovechamiento del agua de lluvia.

⁴⁶ Cabe señalar que no se consideraron los impactos provocados por la ocupación del suelo y las tuberías, ya que éstas son percibidas mayormente como subterráneas.

No obstante lo anterior, el presente estudio se lleva a cabo de conformidad con lo estipulado en la Norma Oficial Mexicana NOM-011-CONAGUA-2000 (2002), donde se establece que todo cálculo y evaluación en los sistemas de distribución de agua potable en México deben realizarse con base en una eficiencia del 95%. No obstante, como ya fue mencionado se debe tomar en cuenta que este dato se aleja de la realidad en vista de que se ha estimado en más de un 30% el desperdicio del recurso a consecuencia de fugas (Izazola, 2014: 272).

Finalmente, en cuanto al tratamiento de agua se utiliza la base de datos proporcionada por Crettaz *et al.* (1998) y Ebersperger (1995). Esta base de datos considera que el 30% del agua residual se desecha con lodos y la otra parte se dirige a efluentes sin tratamiento alguno; dicho porcentaje coincide con el volumen de agua tratada en México (CONAGUA, 2010). Además se valora que el total de los químicos utilizados en el tratamiento se emite a los ríos debido a que estas sustancias rara vez son removidas en la planta de tratamiento de aguas residuales (Crettaz *et al.*, 1998).

En el siguiente cuadro (Tabla 8) se muestra el ICV de acuerdo con la unidad funcional para cada RHA según el tipo de fuente de agua concesionado para el uso público-urbano.

Tabla 8. ICV de agua para el uso público-urbano, 2012⁴⁷
Elaboración propia con base en SEMARNAT (2014).

Región Hidrológico-Administrativa	Agua superficial (m³/hab/año)	Agua subterránea (m³/hab/año)	Volumen total (m³/hab/año)	Agua tratada (m³/hab/año)	Agua tratada (%)
I Península de Baja California	24.35	80.88	105.23	52.32	73.51
II Noroeste	105.98	106.49	212.47	38.65	12.74
III Pacífico Norte	69.78	76.58	146.36	52.54	40.68
IV Balsas	54.77	54.54	109.31	16.38	21.72
V Pacífico Sur	36.05	45.71	81.76	15.17	23.47
VI Río Bravo	46.29	54.35	100.64	64.64	74.10
VII Cuencas Centrales del Norte	1.64	83.05	84.69	30.60	42.82
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	29.04	64.63	93.68	27.32	34.53
IX Golfo Norte	163.79	30.94	194.73	14.72	17.31
X Golfo Centro	42.95	27.13	70.08	10.30	16.64
XI Frontera Sur	45.20	17.53	62.74	12.81	23.00
XII Península de Yucatán	0.11	138.23	138.34	13.70	14.19
XIII Aguas del Valle de México	15.49	78.52	94.01	9.11	11.49
Nacional	40.19	62.17	102.36	24.62	29.44

3.2.3 Fase 3. Evaluación del Impacto Ambiental de Ciclo de Vida (EICV)

A continuación se desarrollan los elementos obligatorios que se solicitan para cumplimentar esta fase (Antón, 2004: 48):

- a) Selección de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos:

⁴⁷ Si bien los datos fueron consultados en el Compendio de Estadísticas Ambientales en su edición 2014, estos corresponden al año 2012.

Para la realización de este estudio se ha seleccionado utilizar una categoría de impacto intermedia de ecotoxicidad acuática crónica del método USEtox y el software Simapro 8.0.3.14.

b) Clasificación:

En esta etapa se programaron los volúmenes de agua empleados de las fuentes superficial y subterránea asociados a la base de datos Ecoinvent v. 2 (2011) para la distribución de agua (Tap water⁴⁸).

c) Caracterización:

Las categorías de impacto de ecotoxicidad del agua dulce y escasez (WSI_{MEX}) se integran para obtener la Huella de Agua de uso público-urbano que resulta en un indicador de volumen de agua impactada por habitante por año; dicha estimación se muestra a continuación en la Tabla 9.

⁴⁸ La base de datos Ecoinvent ofrece cadenas de suministro completamente interrelacionadas con las unidades de proceso para todos los productos presentes en la base de datos. Su conjunto de datos cubre todos los flujos ambientales relevantes tales como extracciones de recursos, uso de la tierra y las emisiones, así como todos los insumos materiales y energéticos. Para fines de este trabajo se utilizan los valores asociados con la categoría denominada "Tap water" la cual se utiliza para evaluar el proceso de distribución de agua y que incluye los procesos de construcción de infraestructura y uso de energía para el tratamiento de agua y su entrega al usuario final.

Tabla 9. Estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano en México, 2013.
Elaboración propia con base en SEMARNAT (2014).

*De acuerdo con datos proporcionados por CONAGUA (2014a: 76).

Región Hidrológico-Administrativa	Ecotoxicidad acuática crónica (PAF*m³/hab/año)	WSI MEX (adim.)	Cobertura de agua potable (%)*	Huella de Agua (m³ agua impactada/hab/año)
I Península de Baja California	67.28	0.9651	95.46	61.985
II Noroeste	131.41	0.9845	96.28	124.554
III Pacífico Norte	91.82	0.4859	91.29	40.733
IV Balsas	67.91	0.6867	85.76	39.996
V Pacífico Sur	51.44	0.0171	75.6	0.664
VI Río Bravo	65.72	0.9750	97	62.158
VII Cuencas Centrales del Norte	53.19	0.6842	95.04	34.586
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	56.36	0.5605	94.86	29.968
IX Golfo Norte	122.06	0.0968	84.94	10.034
X Golfo Centro	43.93	0.0181	81.24	0.644
XI Frontera Sur	39.53	0.0117	78.51	0.364
XII Península de Yucatán	83.87	0.0423	94.22	3.340
XIII Aguas del Valle de México	58.93	1.0000	96.79	57.033
Nacional	63.83	0.0690	90.9	4.003

En el Mapa 2 se presenta el resultado final de la estimación de la HA de uso público-urbano por RHA, el cual se ha elaborado de acuerdo con una clasificación establecida con fines demostrativos con el objetivo de que sea más claro distinguir aquéllas regiones que tienen una mayor HA de las que han resultado tener una mucho menor⁴⁹. Cabe destacar en primera instancia las diferencias tan amplias que se muestran en las HA de cada una de las RHA, ya que si bien los resultados

⁴⁹ Se utilizó la clasificación de cortes naturales ya que estos se encuentran basados en las agrupaciones naturales inherentes a los datos. Estos cortes de clase se caracterizan porque agrupan mejor los valores similares y maximizan las diferencias entre clases. De esta forma las entidades se dividen en clases cuyos límites quedan establecidos dónde hay diferencias considerables entre los valores de los datos (ArcGis, Resource Center, Desktop 10, 2015).

arrojan una HA nacional 4.15m^3 de agua impactada por habitante al año derivado de uso público-urbano, 9 de las 13 RHA superan esta cifra promedio.

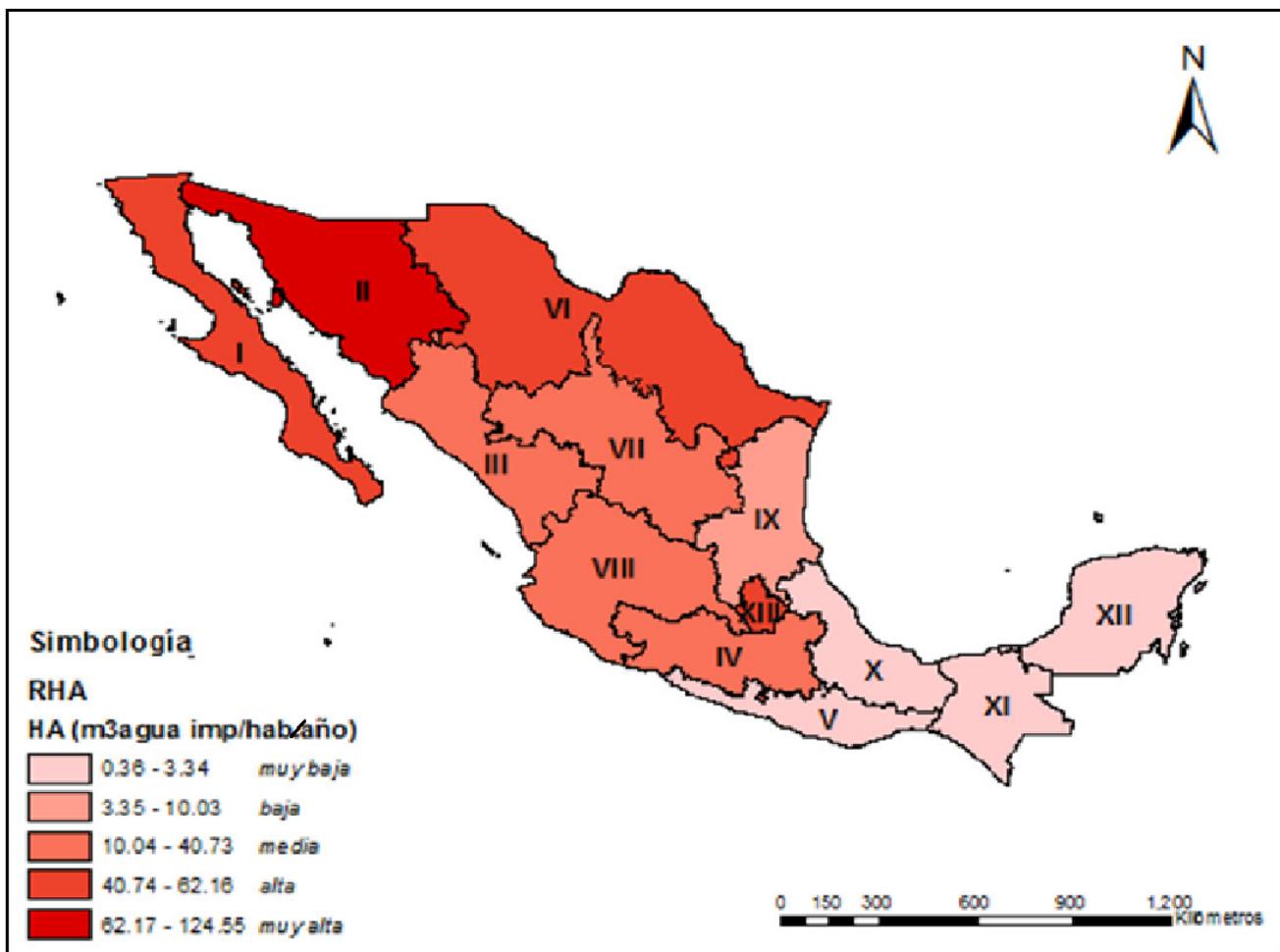
De acuerdo con esta clasificación resulta una HA muy baja cuando va de 0 a 3.34m^3 de agua impactada por habitante al año, es baja de 3.35 hasta 10.03, media cuando va de 10.04 a 40.73m^3 , mientras que es alta cuando es de 40.74 hasta 62.16 y es muy alta si va de 62.17 hasta 124.55m^3 . Puede observarse claramente que los estados del norte son los que tienen la mayor HA que van de altas a muy altas, lo que en parte puede explicarse por su baja disponibilidad natural del recurso⁵⁰.

Por otro lado, destaca de manera importante la Región XIII que muestra una HA alta y que se encuentra conformada por 100 municipios de tres entidades federativas (57 del Estado de México, 39 de Hidalgo y 4 de Tlaxcala) y las 16 delegaciones políticas del Distrito Federal, siendo así la RHA con mayor densidad de población y por tanto la que demanda una mayor cantidad de agua para abastecimiento público (CONAGUA, 2009: 16).

Las ciudades que se encuentran incluidas en la RHA XIII (Aguas del Valle de México) son de gran importancia económica, política y social para el resto del país, por lo que a fin de cubrir sus requerimientos de agua los acuíferos se han sobreexplotado⁵¹ y se ha importado el recurso desde otras cuencas cercanas como Lerma y Cutzamala, provocando así también la sobreexplotación de estos cuerpos de agua, situación que encontrará límites ecológicos y financieros, pero que se mantiene a costa de un elevado daño al ecosistema, el aumento de conflictos sociales por la disponibilidad del agua y un alto riesgo para los nuevos desarrollos habitacionales que apuntan al aumento gradual de la población de por sí ya elevada (Morales y Rodríguez, 2009: 21).

⁵⁰ Tienen una disponibilidad natural media entre 1 y 5% respecto del total nacional (ver Mapas 3 y 4).

⁵¹ Esto implica que cada año se extrae más agua de la que se recarga por la recarga natural, lo que conduce gradualmente a la disminución de la reserva ancestral en los acuíferos.



Mapa 2. Huella de Agua de uso público-urbano en México, 2013
 Elaboración propia con base en resultados obtenidos en la investigación.

3.2.4 Fase 4. Interpretación

a. Identificación de los asuntos significativos.

El suministro de agua suficiente y de la calidad necesaria para su consumo humano es un elemento fundamental en la construcción de una economía saludable (Valencia y Molina, 2013: 8). Para que esto ocurra, es necesario conjuntar factores como la disponibilidad del agua renovable, la extracción eficiente del recurso, su saneamiento y la infraestructura requerida para su distribución.

En este estudio se considera como disponibilidad natural del recurso a lo que también es denominado por CONAGUA como “Agua Renovable”, la cantidad de agua máxima que es factible explotar anualmente en una región, es decir, la cantidad de agua que es renovada por la lluvia y el agua proveniente de otras regiones o países (balance de importaciones y exportaciones). Se calcula como el escurrimiento natural medio superficial interno anual, más la recarga total anual de los acuíferos, más los flujos de entrada y salida de agua a otras regiones (CONAGUA, 2014b: 27).

Así mismo, en la construcción de los mapas también se utiliza la “disponibilidad natural media del agua per cápita” que provee CONAGUA como “Agua renovable per cápita, 2013 ($\text{m}^3/\text{hab}/\text{año}$). Esta medida indica que una disponibilidad por debajo de los $1,700 \text{ m}^3$ por habitante por año se considera como una situación de estrés hídrico (Indicador de Falkenmark; UNDP *et al.*, 2000), en la que frecuentemente puede ocurrir el desabasto de agua para las diversas actividades que la consumen, sobre todo en países con propensión a sufrir sequías, como México. Cuando la disponibilidad es menor a los $1,000 \text{ m}^3$ por habitante al año se considera como una disponibilidad extremadamente baja donde puede haber consecuencias aún más severas y comprometer incluso la seguridad alimentaria y el desarrollo económico de la región (FNUAP, 2001).

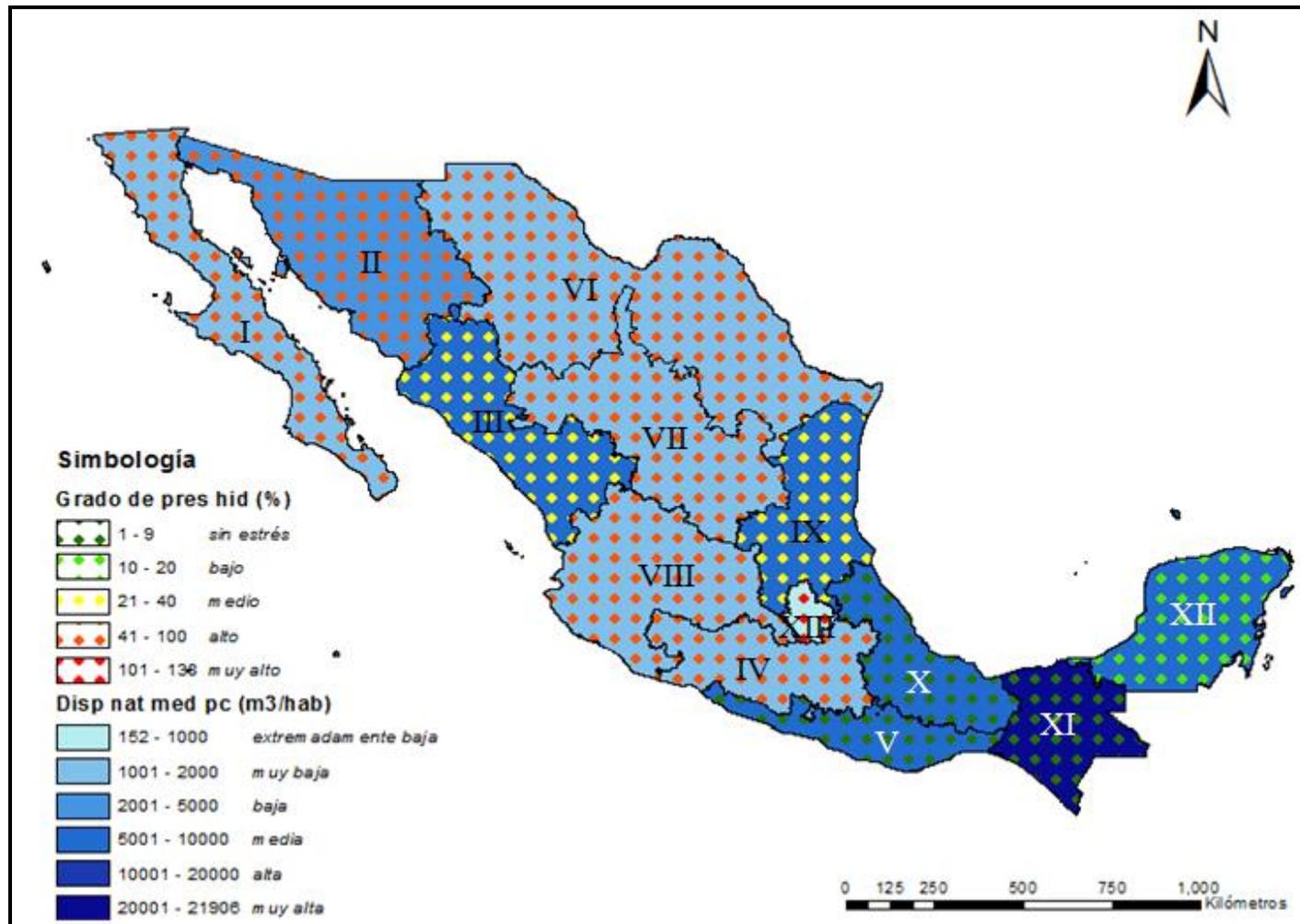
Es importante hacer hincapié en que los cambios ocurridos en la disponibilidad natural media per cápita a lo largo del tiempo obedecen

fundamentalmente a las variaciones en el tamaño de la población que ha tenido la región para la cual se estima, y no a la disminución en la precipitación (SEMARNAT, 2012: 268).

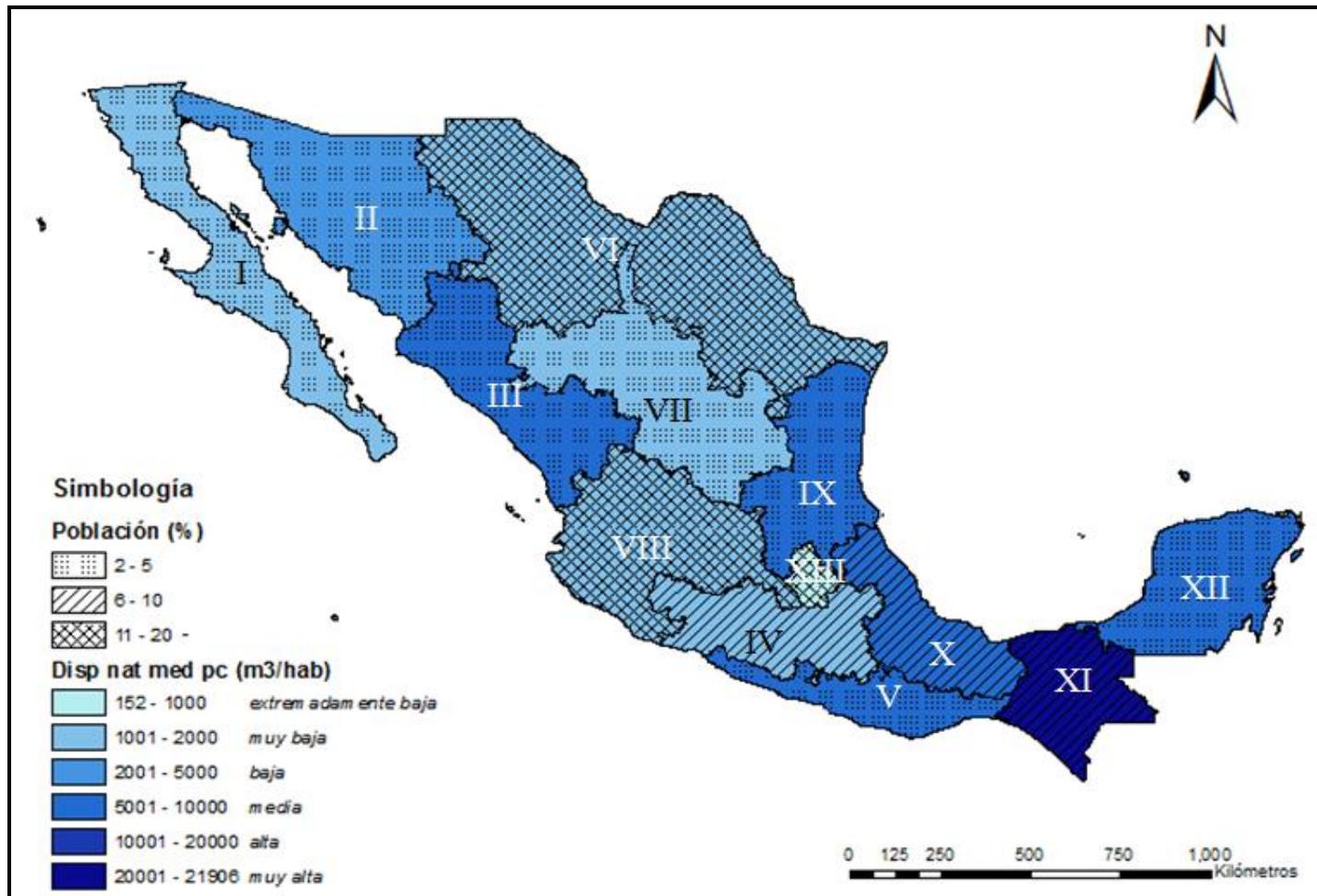
Si se observan los datos acerca de la disponibilidad del recurso a nivel nacional se puede argumentar que no hay escasez ya que el grado de presión hídrica fue clasificado como bajo (ver Tabla 3). De hecho, dos de tres regiones clasificadas sin estrés hídrico coinciden con una alta y muy alta disponibilidad natural del recurso (Mapa 3). De la misma forma, las RHA que muestran estrés alto o muy alto tienen a su vez la menor disponibilidad natural a lo largo del territorio nacional, por ejemplo, la RHA XIII que tiene un grado de presión hídrica muy alto con una disponibilidad natural media per cápita extremadamente baja.

Por otra parte, al analizar la distribución del agua en las 13 RHA resulta evidente que las regiones con mayor densidad de población disponen de una menor cantidad del recurso; particularmente destaca el caso de la región XIII cuya densidad de población excede por mucho el volumen de agua que tiene disponible (ver Mapa 4). También está el caso de otras RHA como son la III, V, IX y XII donde en cambio se tiene una disponibilidad media con un bajo porcentaje de población con respecto al nivel nacional.

Así, en las regiones ubicadas al norte y el centro se tiene una menor disponibilidad natural, mientras que al sur es mayor, lo que en parte se explica porque si bien el promedio de precipitación anual es elevado, hay estados como Baja California que reciben muy poco, mientras que estados como Tabasco son grandes receptores de la misma. La mayor parte de la lluvia se presenta sólo en cuatro meses del año y frecuentemente de una forma torrencial, lo que complica su aprovechamiento. También pueden presentarse de manera recurrente periodos de sequía que pueden durar de 3 a 10 años, lo que significa que hay una disminución en el agua disponible, originando daños económicos y sociales (Martínez, 2014: 308).



Mapa 3. Grado de presión hídrica vs disponibilidad natural media per cápita (%), 2013
Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b: 74).



Mapa 4. Disponibilidad natural media per cápita vs población, 2013

Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b: 28).

Los porcentajes mostrados fueron obtenidos del total de cada una de las RHA con respecto al total nacional.

Así mismo, las regiones que tuvieron un mayor volumen de agua concesionado son las que muestran una HA más alta, lo que implica que la utilización del agua en estas regiones conlleva un mayor impacto al ambiente (Gráfico 3).

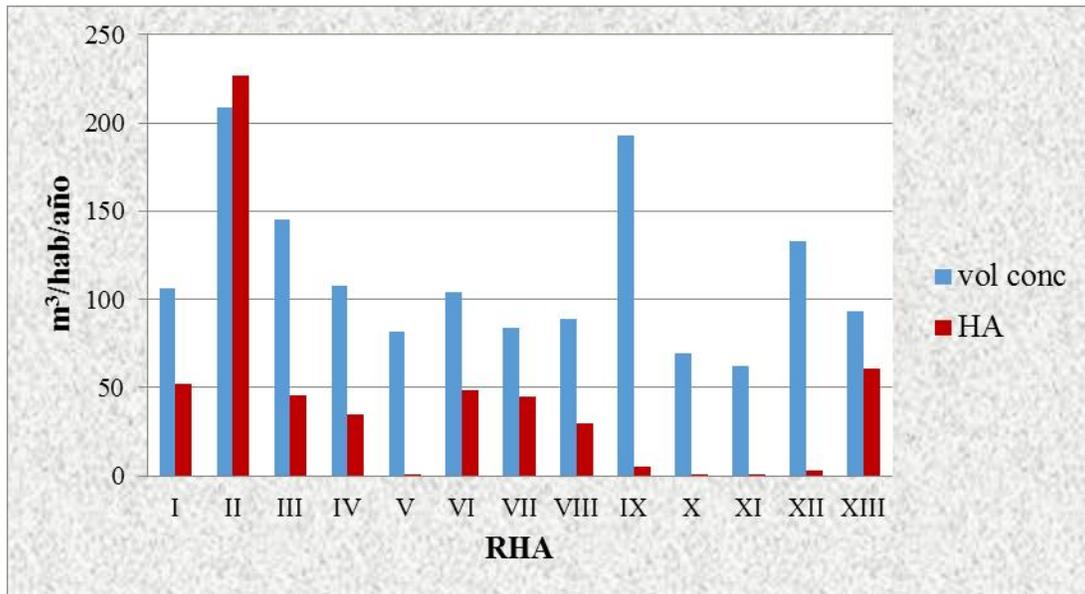
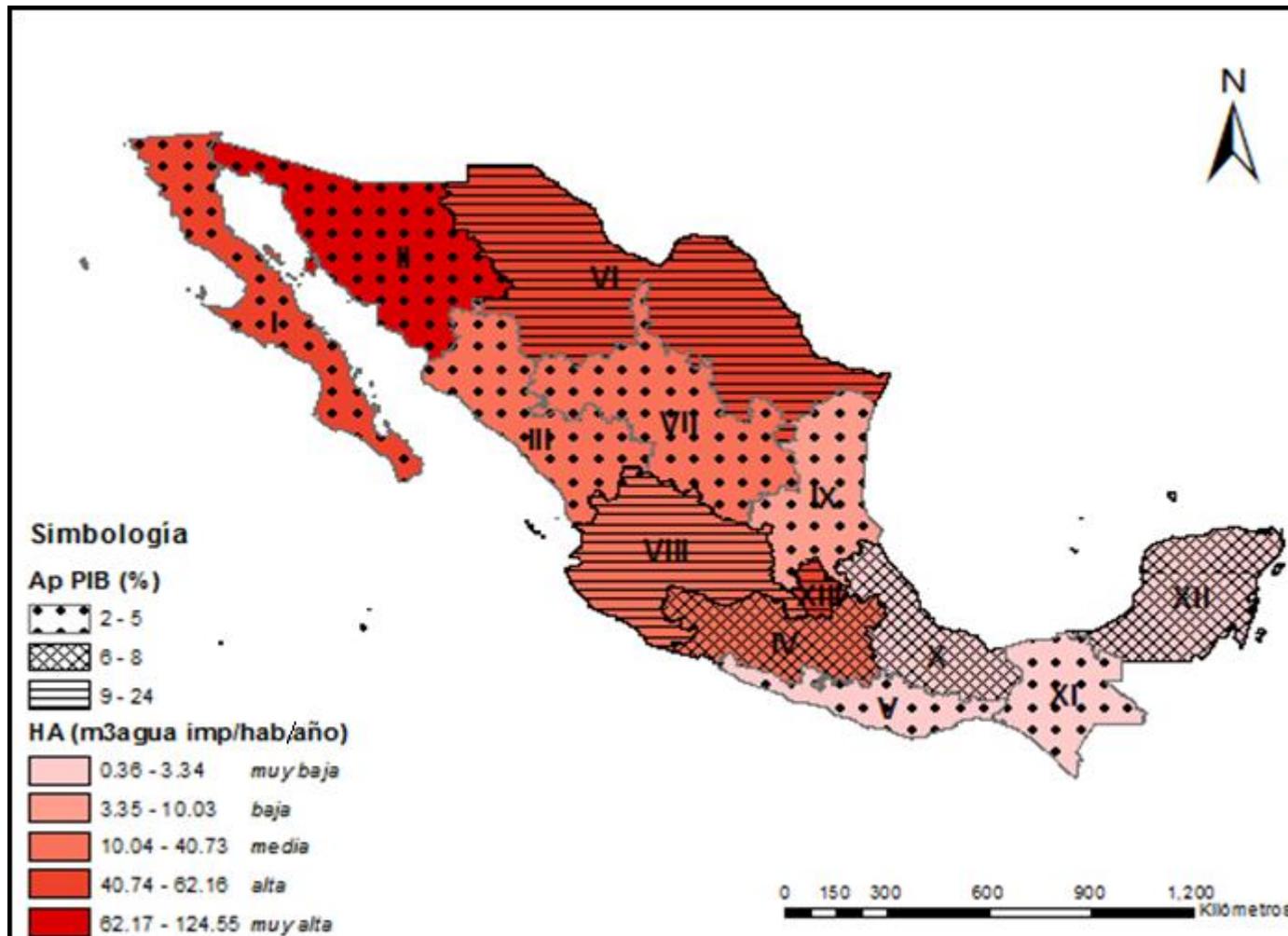


Gráfico 3. Relación de la HA de uso público-urbano con el volumen de agua concesionada, 2013
Elaboración propia con base en CONAGUA (2014a) y resultados obtenidos en la investigación.

En el Mapa 5 puede observarse el contraste entre la Huella de Agua de uso público-urbano y la aportación al PIB nacional que tiene cada una de las RHA. Las regiones con mayores Huellas de agua ubicadas en el norte no son las que tienen la mayor aportación al PIB, a excepción del caso de la RHA XIII en donde se genera casi una cuarta parte del PIB nacional y se tiene una HA clasificada como alta. Para el caso de las regiones situadas al sureste se tiene una HA baja, y también una aportación al PIB baja, a excepción de la Península de Yucatán en donde la actividad turística tiene una participación importante. Finalmente en las regiones del centro que son principalmente cuatro, tres de ellas muestran una HA media, pero una baja aportación al PIB, sólo en la región VIII esto se revierte, al tratarse de una zona de gran dinamismo económico por la actividad industrial en la zona del Bajío.



Mapa 5. Huella de Agua de uso público-urbano vs aportación al PIB (%), 2013
 Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b: 19) y resultados obtenidos en la investigación.

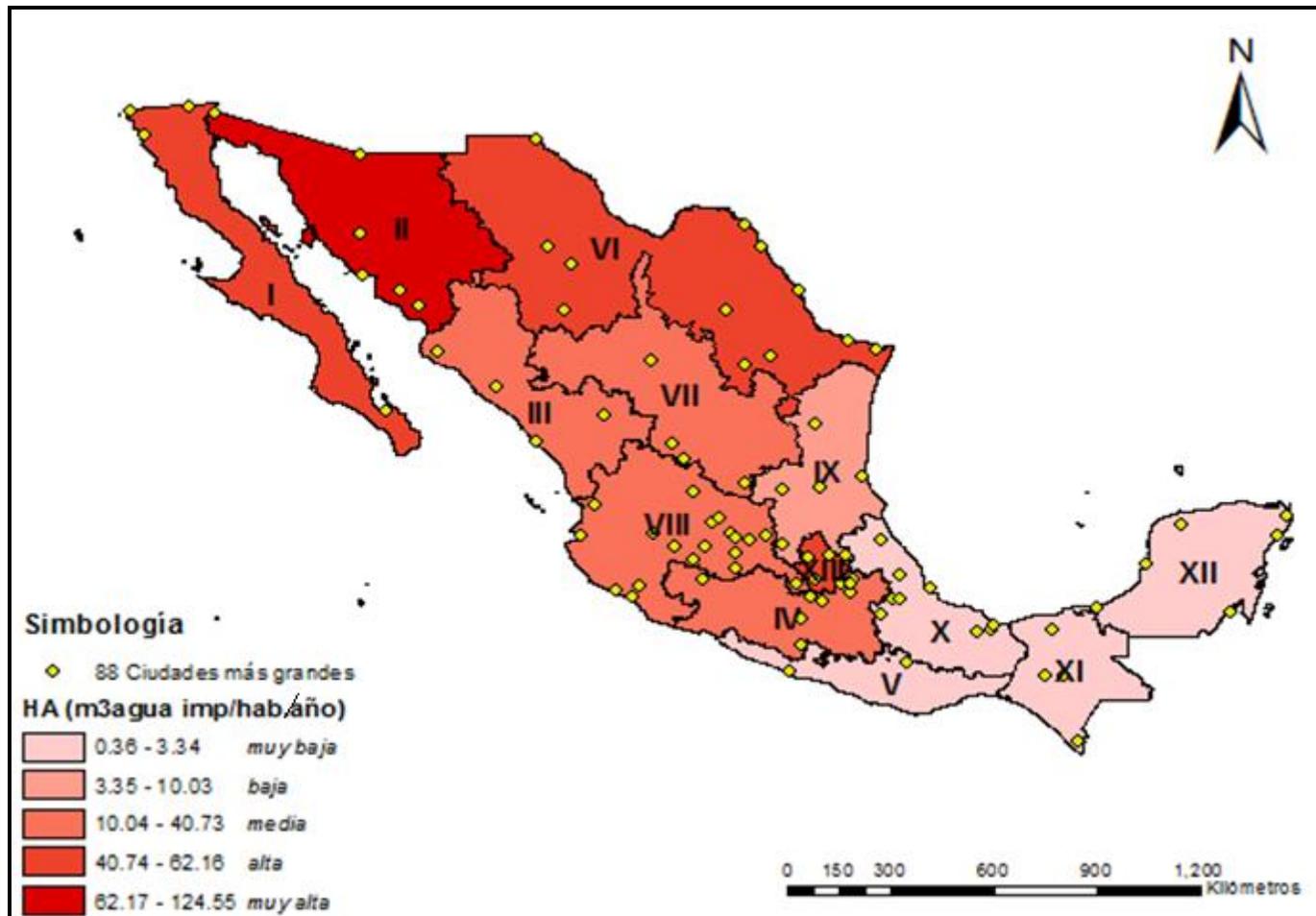
Históricamente las actividades económicas y los asentamientos humanos se han situado en las zonas donde escasean los recursos hídricos (Saldívar, 2007: 41). Para equilibrar la relación entre la escasez y el exceso de demanda se llevaron a cabo grandes proyectos hidráulicos de gran costo que permitieran captar, regular, conducir, distribuir, recolectar y tratar el agua; al mismo tiempo también se hicieron necesarias otras obras que tuvieran por objeto la protección de las poblaciones y las zonas productivas ante las inundaciones⁵².

Por otro lado, la mayor parte de las grandes ciudades se abastece de agua subterránea que es bombeada y distribuida a través de redes; otras fuentes de agua potable para su consumo en ciudades son cuerpos de agua superficiales, presas y también un mínimo del porcentaje proviene de agua desalinizada (Valencia y Molina, 2013: 27). Si bien en la disponibilidad de agua inciden varios factores, sigue siendo el incremento desmedido de la población el más importante (García, 2004: 94), y más aún ante una población que ha pasado de ser rural a predominantemente urbana; por lo que hay una tendencia de la población a la concentración en ciudades que plantea grandes retos en cuanto a proporcionar una adecuada infraestructura urbana para el abastecimiento de recursos hídricos y de atención a la salud (Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua, A.C., 2003: 24).

Por lo anterior, a continuación se muestra el Mapa 6 en el cual se contrasta la HA de uso público-urbano con la disponibilidad natural media y las 88 ciudades más grandes del país⁵³, lo que podría traducirse en un indicativo de concentración de las mismas. La coincidencia más notoria es que la mayor parte de estas ciudades se ubican en la zona central, en donde como pudo observarse (Mapas 3 y 4) hay una disponibilidad natural de media a baja, y una HA de media a alta.

⁵² Sin embargo, gran parte de estas obras se realizaron sin considerar las condiciones ecosistémicas de las regiones, sino únicamente atendiendo a las necesidades de abastecimiento urgente.

⁵³ Se consideran como las 88 ciudades más grandes a aquellas que tuvieron un crecimiento superior a la tasa de la población urbana nacional de 2.5% anual que tuvo lugar entre 1990 y 2000 (Garza, 2010: 40).



Mapa 6. Huella de Agua de uso público-urbano y las 88 ciudades más grandes de México, 2013
 Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b:28), Garza (2010:40) y resultados obtenidos en la investigación.

Se hace notar que en la zona sureste donde se presentan Huellas de Agua de uso público-urbano muy bajas, las ciudades son menos en comparación con la zona central y además éstas se encuentran mayormente en las fronteras; en cuanto las ciudades comienzan a aparecer de una forma más concentrada, la Huellas también se vuelven más elevadas.

Por otro lado, también es importante destacar que no todos los usos del agua requieren de ésta la misma calidad, aunque el consumo doméstico requiere de manera deseable que el agua sea potable. No obstante, en México esta distinción no se hace siempre, por lo que se proporciona en ocasiones agua de la misma calidad a la industria que al uso doméstico (Valencia y Molina, 2013: 33). La calidad del agua es de particular importancia ya que es la condición general que posibilita su empleo en usos concretos. Para determinarla se realizan mediciones químicas, físicas y biológicas.

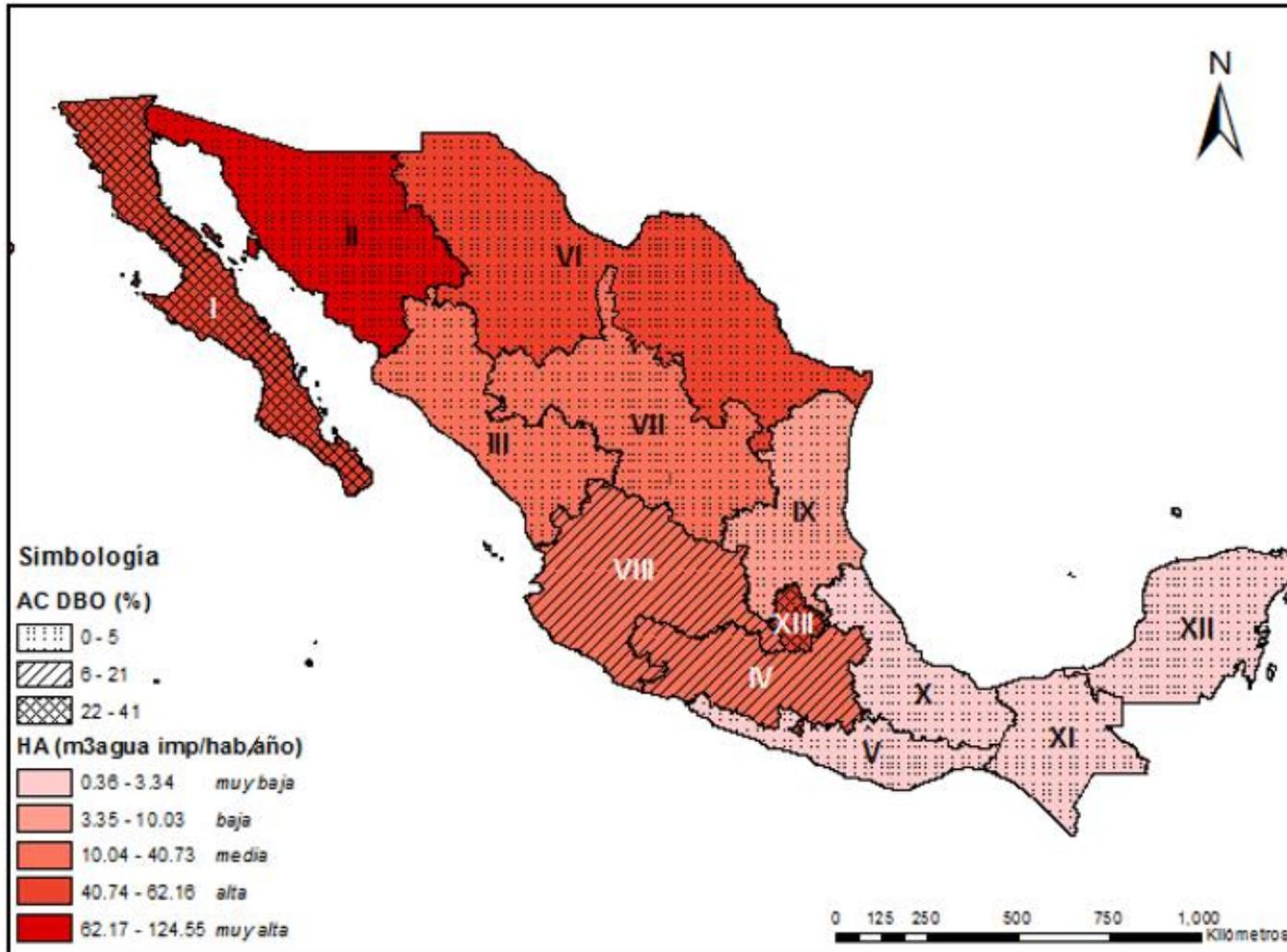
En México de acuerdo con la CONAGUA la calidad del agua se evalúa a través de tres indicadores oficiales: Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO_5), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Suspendidos Totales (SST). Los indicadores DBO_5 y DQO muestran la cantidad de materia orgánica que está presente en los cuerpos de agua que proviene primordialmente de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales; el aumento en la concentración de dichos indicadores implica una disminución en el contenido de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua, afectando a los ecosistemas acuáticos. Por su parte, los SST provienen de las aguas residuales y la erosión del suelo; su aumento significa que un cuerpo de agua pierde su capacidad de soportar la diversidad de la vida acuática (CONAGUA, 2014b: 50).

En los Mapas 7-9 se muestra la HA de uso público-urbano con los porcentajes de agua contaminada⁵⁴ de acuerdo con cada uno de los tres indicadores que se mencionaron en el párrafo anterior. Al observar estos mapas

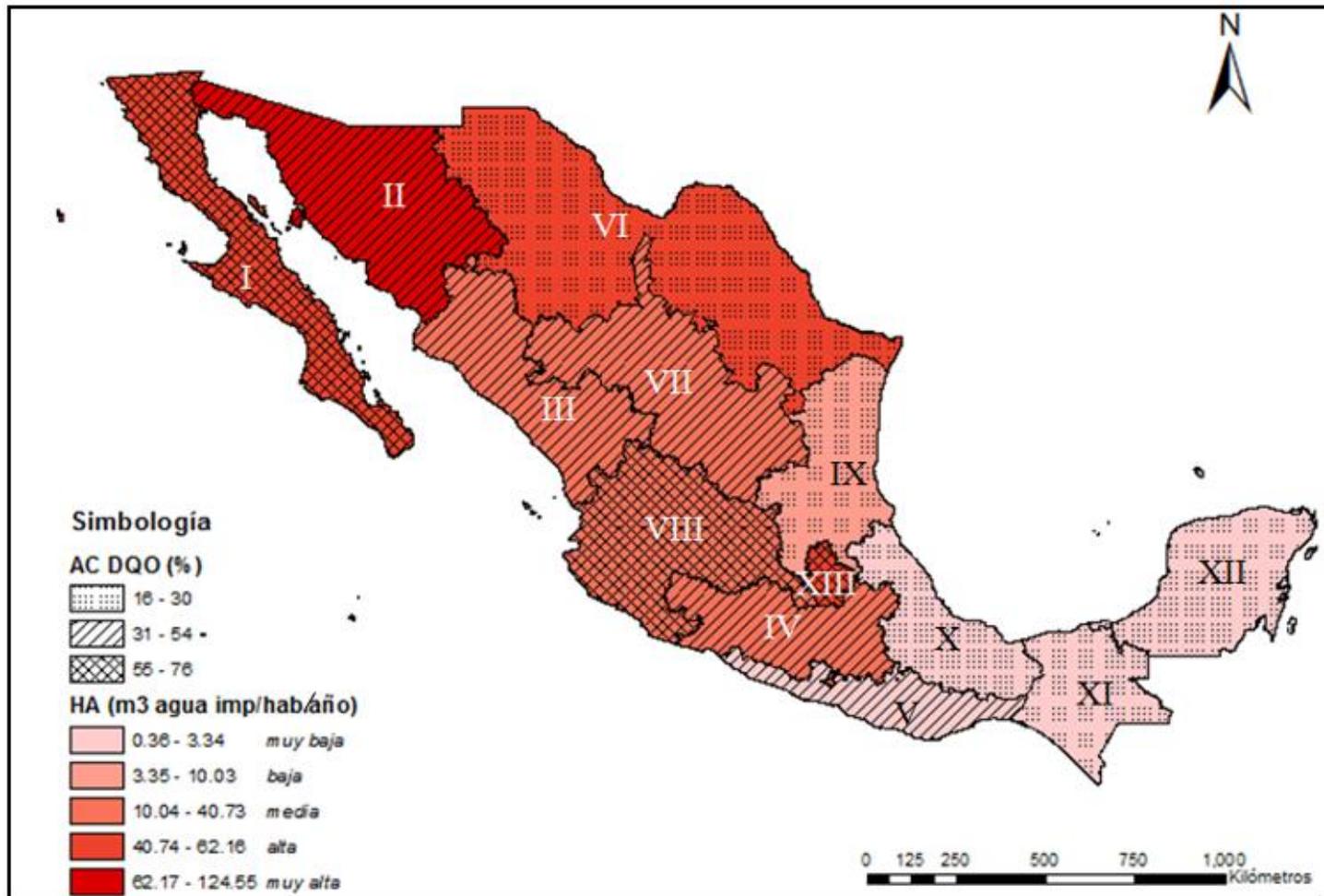
⁵⁴ Estas proporciones fueron obtenidas a partir de la suma de las categorías “contaminada” y “fuertemente contaminada” en las cuales la CONAGUA clasifica la distribución porcentual de los sitios de monitoreo en cuerpos de agua superficiales por RHA (CONAGUA, 2014b: 51-53).

destaca que a través de cualquiera de estos indicadores, las RHA que se ubican en la zona central y al oeste que tienen una HA media, son también en las que se reportan porcentajes de agua contaminada que van de valores medios a altos, según clasificación.

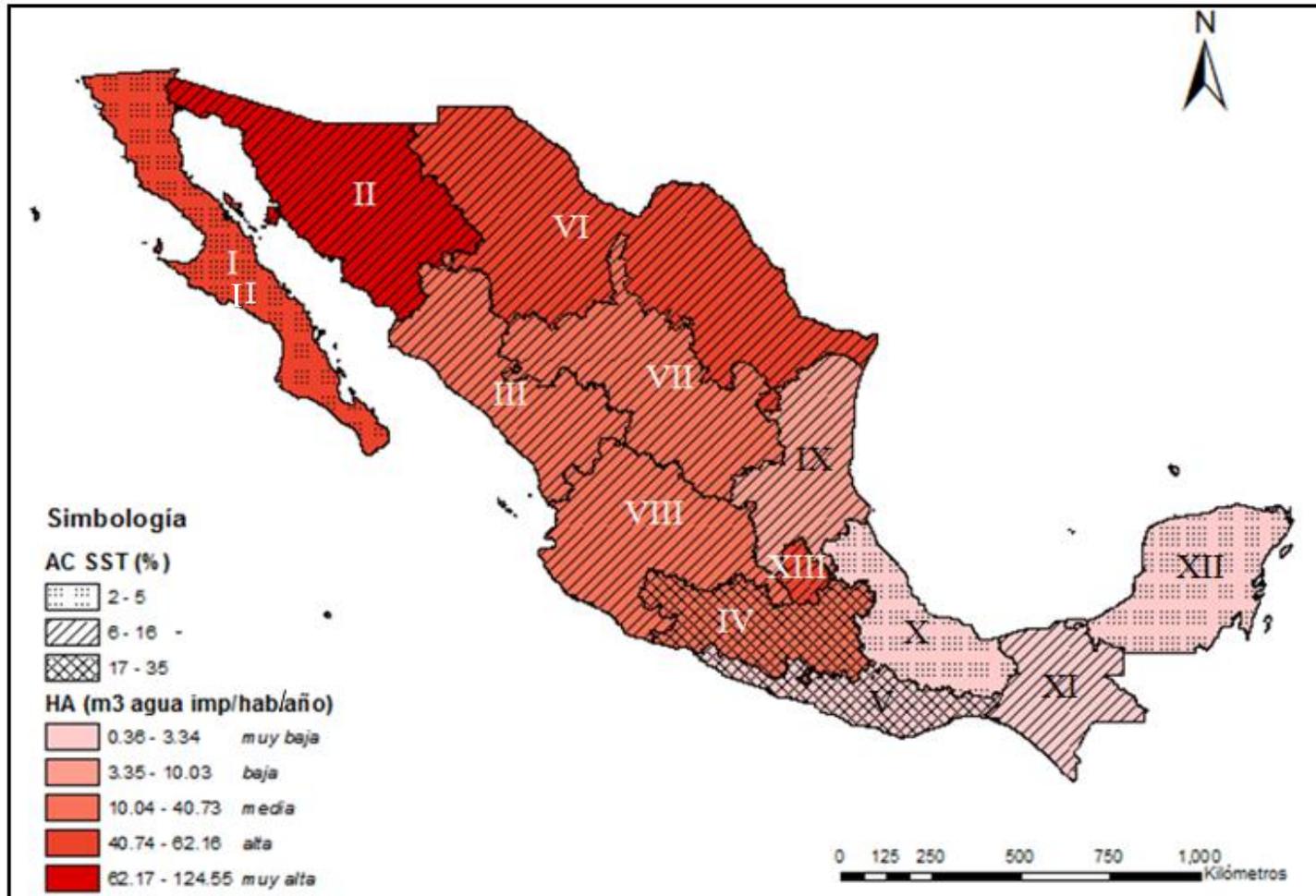
Para el caso de las RHA que se encuentran al sureste de la República Mexicana, éstas muestran una baja contaminación por DBO₅, pero media por DQO y alta en SST (por los ríos que arrastran mucho material sedimentario de manera natural, por los procesos de erosión hídrica). Cabe destacar en particular el caso de la RHA I que tiene una HA alta y muestra una elevada contaminación con los indicadores DBO₅ y DQO, pero no así por SST. Puede decirse finalmente que hay una coincidencia reiterada de una HA con una contaminación alta por cualquiera de los indicadores en la RHA número XIII.



Mapa 7. Huella de Agua de uso público-urbano y contaminación según DBO₅, 2013
 Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b: 51).



Mapa 8. Huella de Agua de uso público-urbano y contaminación según DQO, 2013
 Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b: 52).



Mapa 9. Huella de Agua de uso público-urbano y contaminación según SST, 2013
 Fuente: Elaboración propia con base en CONAGUA (2014b: 53).

b. Evaluación.

La información que fue utilizada para llevar a cabo los cálculos presentados es la más actualizada que pudo ser encontrada y de alta confiabilidad en vista de que se verificó por lo menos en tres publicaciones distintas y en varias ediciones de las mismas⁵⁵. En virtud de lo anterior, es posible argumentar que los resultados obtenidos son altamente fiables y que también se encuentran adaptados en la medida de lo posible a las condiciones de la gestión del recurso existente en México.

c. Conclusiones, limitaciones y recomendaciones.

La HA de uso público-urbano muestra amplias diferencias para cada una de las RHA. Si bien el promedio de HA es de 4.003 m³ de agua impactada por habitante al año, 9 de las 13 RHA superan esta cifra, donde los valores van desde 0.0664m³ (Región V Pacífico Sur) hasta 124.554m³ (Región II Noroeste).

El estudio se encontró limitado por la disponibilidad de los datos, ya que la mayor parte de las variables socioeconómicas son reportadas por entidad federativa, municipio y/o a nivel nacional, es decir, precisamente en las escalas en las que no es posible aún estimar la Huella de agua de uso público urbano porque no se tienen datos acerca del grado de estrés hídrico a dichas escalas. Por lo anterior, la recomendación es la realización de esfuerzos para la recopilación de estos datos, así como su actualización a otras escalas.

⁵⁵ Esta verificación se realizó en las siguientes publicaciones: Indicadores Básicos del Desempeño Ambiental de México, ediciones 2013, 2012, 2011 y 2010; Compendio de Estadísticas Ambientales ediciones 2014 y 2013, así como Estadísticas del Agua en México ediciones 2014 y 2013 y el Atlas del Agua en México ediciones 2014 y 2013.

3.3 Estimación de los eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbano

Como se mencionó en el capítulo anterior, los eco-costos se estiman como resultado de la suma de tres tipos de cargas ambientales (Universidad Delft, 2015):

- Eco-costos de las emisiones tóxicas (al aire, suelo o agua)
- Eco-costos por agotamiento de los recursos
- Eco-costos de la energía

Posteriormente, se utiliza un costo de prevención marginal para diferentes categorías de impacto expresado en euros por kilogramo (€ / kg) de emisión equivalente. En vista de que el eco-costos de la ecotoxicidad acuática es considerablemente bajo al aportar sólo el 0.33% del eco-costos, se ha decidido estimar el eco-costos del impacto integral al agua, es decir, considerar los eco-costos de la ecotoxicidad acuática, la eutrofización y la acidificación (categorías señaladas en verde), según se muestra a continuación en la Tabla 10.

Tabla 10. Conversión de eco-costos de agua de uso público-urbano a pesos¹
Elaboración propia con base en Universidad Delft (2015)

¹ Estos cálculos se efectuaron suponiendo un tipo de cambio de 1 euro = 16.9062 pesos

Categoría de impacto	Ecocostos del agua de uso público-urbano (euros/m³)	Ecocostos del agua de uso público-urbano (pesos/m³)	Aportación por impacto (%)	Ecocosto de la Huella de Agua (pesos/m³)	Aportación del ecocosto de Huella de Agua (%)
Toxicidad humana carcinógena	0.009469758	\$0.146035	15.86	\$0.168677	18.32
Ecotoxicidad acuática crónica	0.000199129	\$0.003071	0.33		
Cambio climático	0.042848074	\$0.660771	71.75		
Formación de oxidantes fotoquímicos	0.000870187	\$0.013419	1.46		
partículas (PM2,5)	0.002604367	\$0.040163	4.36		
Acidificación	0.010354022	\$0.159672	17.34		
Eutrofización	0.0003848	\$0.005934	0.64		
Agotamiento de metales	0.003934023	\$0.060668	6.59		
Total	0.07066436	\$1.089733	118.33		

Cabe mencionar que adicionalmente a la conversión de las cantidades de euros a pesos, también se ha realizado en este paso el ajuste de la estimación según el método de Transferencia de Beneficios (Benefit Transfer, BT por sus siglas en inglés) con base en la Paridad del Poder Adquisitivo (Purchasing Power Parity, PPP por sus siglas en inglés), la cual mide la cantidad de bienes y servicios que se pueden adquirir. Lo anterior en virtud de que el PIB per cápita es subestimado en los países en desarrollo debido al tipo de bienes y servicios en los cuales se especializa su economía (González-Martínez, 2007:20). El ajuste se realiza a través de la siguiente ecuación:

$$\alpha_i = (PPP_i/PPP_j)^e$$

Donde:

Y_i = ingreso per cápita del país destino del ajuste (México)

Y_j = ingreso per cápita del país original de la estimación (Países Bajos)

e = elasticidad-ingreso de la demanda para una mejora en el medio ambiente.

De lo anterior, resultan entonces los siguientes datos de los cuales se desprenderá un ajuste al eco-costos (Tabla 11).

Tabla 11. Corrección de parámetros económicos según el método BT (Benefit Transfer) requeridos para la estimación del eco-costos
Elaboración propia con base en González-Martínez (2007: 20) y datos del Banco Mundial (2014).

País	PIB (PPP-2013) USDC\$ Billones	PIB per cápita (PPP-2013) USD\$	PIB como % del PIB de Holanda
México	1,261	10307.3	20.29
Holanda	853,5	50795.5	100

El ajuste quedaría entonces, de acuerdo con la ecuación que se mostró anteriormente, de la siguiente manera:

$$\alpha_i = (Y_i/Y_j)^e = (10307.7/50795.5)^{0.35} = (0.202925456)^{0.35} = 0.5722$$

Donde:

Y_i = ingreso per cápita del país destino del ajuste (México)

Y_j = ingreso per cápita del país de original de la estimación (Países Bajos)

e = elasticidad-ingreso de la demanda para una mejora en el medio ambiente⁵⁶.

Para obtener el valor del ajuste se considera un tipo de cambio de 15.29 pesos por un dólar⁵⁷, por lo que resulta un factor de corrección del método de la Paridad del Poder Adquisitivo (PPP, por sus siglas en inglés) de México en comparación a Holanda de 8.7493.

Por tanto, las cantidades de la columna de eco-costos del agua de uso público-urbano en euros fueron multiplicadas por el tipo de cambio y por el factor de corrección en una misma operación⁵⁸.

Una vez que ha sido calculado el eco-costado de impacto integral al agua que corresponde a la HA, cuyo valor en este caso fue de \$0.168677/m³, esta cantidad se multiplica por el volumen de agua que fue distribuido para uso público-urbano expresado en m³ al año para cada una de las RHA, con lo cual se obtendrá el eco-costado de la HA de uso público-urbano, como se muestra a continuación (Tabla 12).

⁵⁶ En este caso, se considera que la estimación de la elasticidad en el ingreso expresa cuánto se pagaría por una mejora en la calidad ambiental a diferentes niveles de ingreso. No obstante, mientras el ajuste de los ingresos relativos se es posible realizarlo utilizando la relación entre los niveles de poder de compra (PPP), el ajuste de las diferencias en la elasticidad de la demanda ambiental es más difícil debido a que son pocos los estudios que han calculado dicha elasticidad en países desarrollados y no hay estimaciones de este tipo para países en vías de desarrollo. Por tanto, se ha determinado que para esta investigación se considerará una elasticidad de 0.35, valor calculado para los Estados Unidos, y el cual expresa que el bien ambiental es un *bien normal*, es decir que un cambio en el ingreso origina una variación proporcionalmente menor en la demanda de protección ambiental (González-Martínez, 2007: 25).

⁵⁷ Se considera el tipo de cambio provisto por el Banco de México el día 14 de abril de 2015 (Banco de México, 2015).

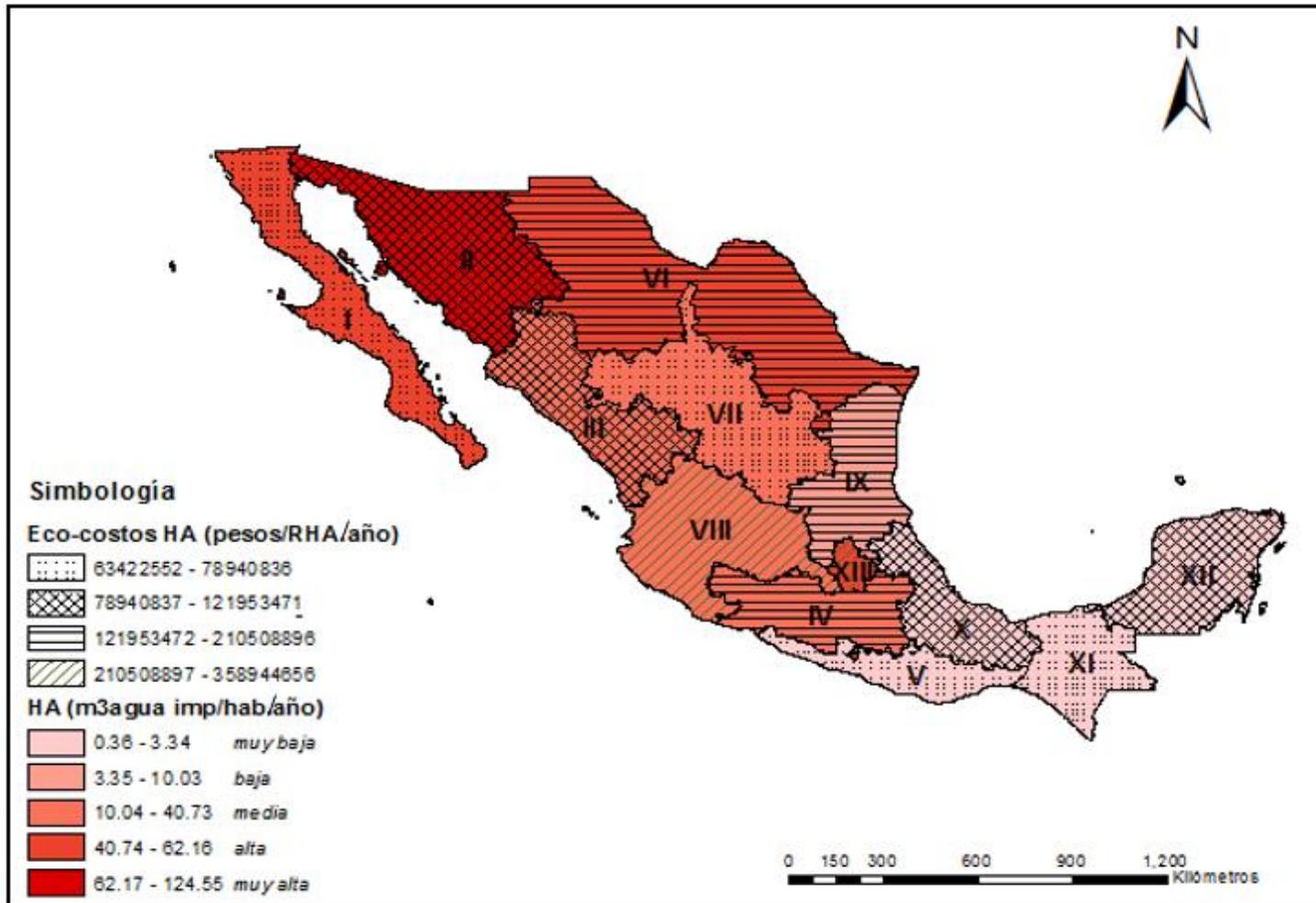
⁵⁸ En la operación efectuada se estimó el factor de corrección como un porcentaje, por lo que se efectuó la resta 1-0.087493, con lo cual se obtuvo un valor de 0.9125, cantidad por la que fue multiplicado cada valor de eco-costado para cada RHA una vez convertidos a pesos.

Tabla 12. Estimación de los eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbano en México, 2013.
Elaboración propia con base en datos obtenidos durante el estudio.

Región Hidrológico-Administrativa	Volumen distribuido total ⁵⁹ per cápita para uso público-urbano (m ³ /hab/año)	Huella de Agua (m ³ _{agua} impactada/hab/año)	Ecocostos de la Huella de Agua por RHA al año (pesos/RHA). Costo de Prevención Marginal	Costo de control o defensivo (pesos/RHA)	
I Península de Baja California	106.50	61.985	\$77,085,389	\$154,170,778	\$693,768,501
II Noroeste	208.00	124.554	\$96,989,275	\$193,978,550	\$872,903,475
III Pacífico Norte	145.34	40.733	\$108,459,311	\$216,918,622	\$976,133,799
IV Balsas	107.50	39.996	\$209,665,511	\$419,331,022	\$1,886,989,599
V Pacífico Sur	81.43	0.664	\$68,482,862	\$136,965,724	\$616,345,758
VI Río Bravo	104.03	62.158	\$210,508,896	\$421,017,792	\$1,894,580,064
VII Cuencas Centrales del Norte	84.19	34.586	\$63,422,552	\$126,845,104	\$570,802,968
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	89.21	29.968	\$355,065,085	\$710,130,170	\$3,195,585,765
IX Golfo Norte	193.20	10.034	\$169,014,354	\$338,028,708	\$1,521,129,186
X Golfo Centro	69.54	0.644	\$121,953,471	\$243,906,942	\$1,097,581,239
XI Frontera Sur	62.57	0.364	\$78,940,836	\$157,881,672	\$710,467,524
XII Península de Yucatán	132.75	3.340	\$99,182,076	\$198,364,152	\$892,638,684
XIII Aguas del Valle de México	93.27	57.033	\$358,944,656	\$717,889,312	\$3,230,501,904
Nacional	101.03	4.003	\$2,017,714,274	\$4,035,428,548	\$18,159,428,466

⁵⁹ Se refiere tanto al volumen del recurso que proviene de fuentes superficiales como subterráneas. Este volumen fue obtenido a partir de dividir el volumen total de agua que fue concesionado para uso público-urbano (en metros cúbicos) entre la población, con lo cual se obtiene el volumen en metros cúbicos que fue distribuido en promedio a cada habitante en cada una de las RHA.

En el Mapa 10 se muestra un contraste de la HA con los eco-costos que resultaron de los cálculos presentados. En primera instancia, en dos (VI y XIII) de las cuatro RHA que tienen las HA más altas, también se tienen los eco-costos más elevados que sobrepasan los 200 millones de pesos en relación con el costo de prevención marginal. En la misma dinámica está el caso de las RHA que muestra eco-costos que van de los 90 hasta los 200 millones; donde también se encuentra el caso de una HA media (IV y VIII), pero también alta (VI). En tanto hay otras regiones como la IX, X y XII donde hay una HA baja, pero eco-costos de rango medio.



Mapa 10. Huella de Agua de uso público-urbano y sus eco-costos, 2013
Elaboración propia con base en datos obtenidos en la investigación.

En general se puede decir que los resultados de la evaluación indican que la mayor parte de los recursos económicos que deben ser canalizados para prevenir el impacto integral a los recursos hídricos de uso público-urbano se concentran en las RHA VIII y XIII. Lo que coincide con la elevada Huella de Agua que presentan al tener las mayores aportaciones al PIB, lo que nos dice que sus actividades económicas demandan más agua que en las otras regiones, así como la atención que les requiere contar con la mayor densidad de población y cantidad de ciudades entre todas las RHA.

Considerando el precio de la mejor tecnología disponible, los resultados expresados en la Tabla 12 nos indican que para prevenir los impactos ambientales de la HA que provoca el uso público-urbano se deberían invertir poco más de 2,000 millones de pesos al año a nivel nacional. Este monto se basa en el concepto de costos de prevención marginal o costo necesario para revertir la carga ambiental a un nivel sostenible (Universidad Delft, 2015).

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2008), los costos de control o defensivos se constituyen de una a nueve veces los costos de prevención marginal. En virtud de este cálculo, es importante señalar que de no realizarse las acciones preventivas correspondientes, existirán costos que podrían alcanzar un monto estimado entre los \$4,000 y hasta más de 18,000 millones de pesos a nivel nacional.

De esta forma, en este capítulo, a través de los mapas y gráficas examinados pudo observarse que la Huella de Agua de uso público-urbano se encuentra altamente relacionada con la disponibilidad natural media de agua de manera negativa ya que ante una menor disponibilidad natural hay una alta HA; así como con el porcentaje de población, con la que sostiene una relación positiva ya que al tratarse de una mayor proporción de población hay una HA más alta. Puede decirse también que la HA se relaciona en menor medida con la el porcentaje de agua contaminada y con la aportación al PIB nacional; no obstante, existe el caso de la RHA número XIII en la que existe una estrecha relación entre una alta aportación al PIB, elevada contaminación, concentración poblacional,

poca disponibilidad natural y un alto grado de presión hídrica con una Huella de Agua de uso público urbano muy alta.

Los eco-costos de la HA de uso público-urbano también exhiben disparidades en las RHA, teniendo un rango que va desde \$ 63, 422, 552 hasta los \$358, 944, 656. Considerando el precio de la mejor tecnología disponible para prevenir los impactos ambientales de la HA de uso público-urbano se deberían invertir poco más de 2,000 millones de pesos al año a nivel nacional.

Es importante distinguir que parece no haber una coincidencia directa entre los valores de HA de uso público-urbano y los eco-costos, ya que existen casos en que si bien no se tienen HA tan altas, ante una ecotoxicidad mayor por condiciones particulares de la RHA, sería necesaria una mayor inversión para traer de regreso la carga ambiental a un nivel sostenible, por tanto en estos casos los eco-costos son elevados.

CONCLUSIONES

El desarrollo de indicadores y estadísticas ambientales, en especial las que se encuentran relacionadas con el sector hídrico, es reciente si se le compara con otros ámbitos como el económico o el social. No obstante, reviste una importancia crucial, ya que la posibilidad de disponer de herramientas que provean información precisa y de alta calidad es vital para la planificación de estrategias, el desarrollo de programas, el monitoreo de los mismos y la evaluación de los resultados. En general en la literatura que habla sobre la relación entre población y medio ambiente hay una preocupación dominante en torno al impacto de la población, y en particular de su crecimiento acelerado, sobre la calidad del medio ambiente.

Lo anterior se torna aún más relevante si se considera el problema de la insostenibilidad ambiental, sobre todo en cuanto a los recursos hídricos que se vive en el mundo. La que si bien puede explicarse por varios factores, resulta evidente después de la revisión bibliográfica que se ha manifestado en el presente trabajo, que hay por lo menos dos elementos relacionados con las ciudades que han tenido gran influencia en la configuración de dicho problema, a saber, el acelerado crecimiento demográfico de las últimas décadas, así como el consecuente aumento en el consumo per cápita del agua de uso público-urbano.

Por otro lado, el Programa Nacional Hídrico 2013-2018 plantea como uno de sus objetivos principales el fortalecimiento del abastecimiento del agua y el acceso a los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento; esto engloba a las poblaciones urbanas y rurales, así como a los centros industriales, agrícolas y turísticos. Cada uno de estos sectores de población requiere de agua para su desarrollo, lo que ha significado a lo largo del tiempo el establecimiento de una compleja red de abastecimiento que ha buscado tratar de cubrir las necesidades de unos sin afectar a otros. Sin embargo, esto sólo ha sido acompañado por la sobreexplotación de los recursos hídricos, cuantiosas inversiones y altos costos sociales y ambientales.

A través de la realización del presente estudio se comprobó que al ser posible incorporar una dimensión económica al indicador de Huella de Agua de uso público-urbano, así como su análisis relacionado con elementos de calidad y cantidad de los recursos hídricos, su comunicación transita de un ámbito únicamente técnico a uno más integral en términos económicos que permiten advertir sus alcances e importancia para ser incluido en el proceso de la gestión del agua cuando se presenta de esta forma.

A lo largo de la elaboración de este trabajo fue posible llegar a demostrar todo el procedimiento para cumplir con el objetivo que se había planteado en un inicio, es decir, que se puede llevar a cabo una estimación del indicador de la Huella de Agua de uso público-urbano en México a través de la técnica de Análisis de Ciclo de Vida. Ya que éste prevé la evaluación de los impactos ambientales provocados por la construcción de la red, extracción, su uso y final de vida, de forma tal que la Huella de Agua de uso público-urbano refleja la reducción en la disponibilidad de agua dulce al medir los impactos ambientales provocados por el abastecimiento público. Lo anterior con el fin de proponer mejoras para su interpretación integral y comunicación política dentro del proceso de la gestión del agua.

Particularmente, en primera instancia, la HA de uso público-urbano en México muestra amplias diferencias en cada una de las Regiones Hidrológico-Administrativas (RHA). Si bien en promedio la HA es de 4.00 m³ por habitante al año (derivado de uso público-urbano), 9 de las 13 RHA superan esta cifra; donde los valores van desde 0.0664m³ (Región V Pacífico Sur) hasta 124.5m³ (Región II Noroeste). Por otro lado, los eco-costos de la HA de uso público-urbano también exhiben disparidades en las RHA, teniendo un rango que va desde \$ 63,422,552 hasta los \$358,944,656 de pesos mexicanos. Considerando el precio de la mejor tecnología disponible para prevenir los impactos ambientales de la HA de uso público-urbano se deberían invertir poco más de 2,000 millones de pesos al año a nivel nacional.

Por otro lado, se distingue que no hay una coincidencia (correlación) directa entre los valores de HA de uso público-urbano y los eco-costos, ya que existen casos en que si bien no se tienen HA tan altas, ante una ecotoxicidad mayor por condiciones particulares de la RHA, sería necesaria una mayor inversión para regresar la carga ambiental a un nivel sostenible, por lo tanto los eco-costos son elevados.

Se observó también que los eco-costos de la Huella de Agua de uso público-urbano reflejan una situación en que la mayor parte de los recursos económicos destinados a la prevención del impacto integral al agua serán requeridos sobre todo en las RHA VIII (Lerma-Santiago-Pacífico) y XIII (Aguas del Valle de México), regiones que a su vez mostraron altas Huellas de Agua, una gran contribución en el PIB nacional y una de las mayores concentraciones de población. Esto pone de manifiesto que ante una disponibilidad natural reducida y una demanda creciente por el recurso hay una situación de insostenibilidad que resultará cada vez más costosa para ser mitigada.

Por otra parte, cabe apuntar que las regiones que tienen las Huellas de Agua más significativas no necesariamente realizan el mayor aporte al Producto Interno Bruto (PIB) a nivel nacional como es el caso de las regiones I (Península de Baja California), II (Noroeste), III (Pacífico Norte) y IV (Balsas) de la zona noroeste y que se encuentran cercanas al Océano Pacífico. Mientras que hay otras regiones como la VI (Río Bravo), VIII (Lerma-Santiago-Pacífico) y XIII (Aguas del Valle de México) en la zona centro del país en donde se tienen las mayores contribuciones al PIB, y finalmente las regiones V (Pacífico Sur), X (Golfo Centro), XI (Frontera Sur) y XII (Península de Yucatán) en el sureste que con unas Huellas de Agua menores logran contribuir en mayor medida al PIB nacional.

Cabe señalar que la HA mantiene una relación positiva con la ubicación de las ciudades grandes ya que la mayoría de estas se encuentran en las RHA donde la HA va de media a muy alta. Las RHA que muestran mayor grado de contaminación se localizan en el centro del país, donde la HA va de media a muy alta, aunque esta relación no se muestra de forma tan directa.

Al respecto cabe señalar que de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2008), los costos de control o defensivos constituyen de una a nueve veces los costos de prevención marginal en cuanto a los recursos hídricos. Por tanto, es importante considerar que de no realizarse las acciones preventivas correspondientes, existirán externalidades que podrían llegar a alcanzar un monto estimado entre los \$4,000 y hasta poco más de 18,000 millones de pesos a nivel nacional.

La estimación de la Huella de Agua de uso público-urbano y su posterior relación con otros aspectos como la aportación al PIB, las grandes ciudades y la contaminación permite vislumbrar que en los balances regionales se debería incluir no sólo los volúmenes de extracción y su fuente para los diferentes usos (en este caso el uso público-urbano específicamente), sino que también juega un papel importante la distribución espacial de las condiciones naturales del agua en cada RHA. Esta situación es determinante en vista de que la sobreexplotación de las fuentes de abastecimiento pone en riesgo la capacidad de crecimiento a largo plazo de las regiones, como es el caso de la región del Norte y del Valle de México donde las principales fuentes son subterráneas.

Finalmente, es importante mencionar que la principal limitante que se presentó para la realización del presente estudio fue la falta de datos específicos a escala local que posibilitarían el cálculo de la Huella de Agua de uso público-urbano a este nivel, ya que aunque se encontraron los datos necesarios para una estimación, por ejemplo, a escala de entidad federativa, no fue posible obtener el dato del grado de presión hídrica a la misma escala, por lo que el estudio se vio limitado a realizar un cálculo a escala de RHA.

Se considera también que en caso de disponer de datos para la estimación a otra escala de la Huella de Agua de uso público urbano, los futuros estudios sobre este tema podrían involucrar en el análisis de esta HA y sus eco-costos a otros factores más específicos que no se encuentran medidos por RHA tales como especialización productiva, nivel de empleo, nivel de ingreso, Índice de Desarrollo Humano (IDH) por mencionar algunos.

BIBLIOGRAFÍA

Agencia Reforma, Nacional (2011), “Aumenta la pérdida de agua potable en el país” publicado en línea en *El Siglo de Torreón* el día 11 de abril de 2011, disponible en: <http://www.elsiglodetorreon.com.mx/noticia/618041.aumenta-la-perdida-de-agua-potable-en-el-pais.html>

Alcamo, J.; Petra Doll, Thomas Henrichs, Frank Kaspar, Bernard Lehner, Thomas Rösch, Stefan Siebert (2003), “Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability”, en *Hydrological Sciences Journal*, 48 (3), 317–337.

Antón, M. A., (2004), “Utilización del Análisis de Ciclo de Vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo”, tesis que presenta para optar por el grado de Doctor en Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 48, 51, 52, 54, 57.

ArcGis, Resource Center, Desktop 10 (2015), “Métodos de clasificación estándar en ArcGis” en el apartado: Clasificar campos numéricos para simbología graduada, disponible en: <http://help.arcgis.com/es/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/na/00s50000001r000000/>

Arreguín F., Mario López, Humberto Marengo y Carlos Tejeda (2007), “Agua virtual en México”, en *Ingeniería Hidráulica México*, Vol. XXII, núm. 4, México: 122.

Ávila, P. (2002), “Cambio global y recursos hídricos en México: Hidropolítica y conflictos contemporáneos por el agua”, Instituto Nacional de Ecología, México: 57.

Banco Mundial (2015), “Indicadores”, consultados en su página web con la secuencia Datos-Indicadores-Economía y Crecimiento, disponibles en: <http://datos.bancomundial.org/indicador>

Banco de México (2015), “Tipo de cambio”, consultados en su página web con la secuencia Estadísticas-Mercados financieros-Tipos de cambio diarios-Pesos por dólar, disponibles en: <http://www.banxico.org.mx/SieInternet/consultarDirectorioInternetAction.do?accion=consultarCuadro&idCuadro=CF102§or=6&locale=es>

Bell, S. y Stephen Morse (2008), “Sustainability Indicators. Measuring the immeasurable?”, Earthscan, Londres: 3, 14.

Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua (2003), “El recurso hídrico en México. Análisis de la situación actual y perspectivas futuras”, Porrúa, México: 24, 79.

Chapman, P. F., Roberts, F. (1983) “Metal resources and energy”, Butterworths Monographs in materials, ed. Butterworth, Inglaterra.

Chang, M. (2005), “La economía ambiental”, en Foladori, G., Naina Perri (coords.), *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el Desarrollo Sustentable*, H. Cámara de Diputados LIX Legislatura-Universidad Autónoma de Zacatecas, Miguel Ángel Porrúa, México: 177, 178.

CONAGUA (2014a), "Atlas del Agua en México", Programa Editorial del Gobierno de la República, México: 19, 76, 80.

CONAGUA (2014b), "Estadísticas del Agua en México", editado por SEMARNAT, México: 19, 27, 28, 50-53, 68, 74, 94, 95, 97.

CONAGUA (2014c), "Numeragua", editado por SEMARNAT, México: 57.

CONAGUA (2013), "Estadísticas del Agua en México", editado por SEMARNAT, México: 18, 46, 47.

CONAGUA (2010), "Estadísticas del Agua en México", editado por SEMARNAT, México.

CONAGUA (2009), "Estadísticas del Agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII. Aguas del Valle de México", editado por SEMARNAT, México: 16.

Crettaz P., Jolliet O., Cuanillon J. Orlando S. (1998), "Analyse du cycle de l'eau et recuperation de l'eau pluviale. Ecole polytechnique fédérale de Lausanne", Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes (GECOS), Groupe du Développement Durable, Lausanne, Suiza.

Domínguez, J. (2014), "Uso de la información del agua: alcances, retos y limitaciones como herramienta de soporte para una política local del agua", en Mercado A., y Carlos López (eds.), *La estadística ambiental en México*, El Colegio de México-Centro de Estudios Económicos, CEPAL-Programa sobre Ciencia, Tecnología y Desarrollo, México: 366, 372.

Doka G. (2003), "Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services", Final report ecoinvent 2000 No. 13. EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. www.ecoinvent.ch.

Ebersperger R. (1995), "Methodik zur Ermittlung der energieoptimierten Nutzungsdauer von Produkten", Tesis de Doctorado, Munich, Alemania.

Ecoinvent (2011), "Ecoinvent V.2", Swiss Centre of Life Cycle Inventories 2011. <http://www.ecoinvent.org/database/>.

Farell, C. (2014), "Evaluación del costo de prevención marginal del proyecto ejecutivo para el Embovedamiento del Río de los Remedios en los límites de Nezahualcóyotl y Ecatepec", CONAGUA-Coordinación General de Proyectos Especiales de Abastecimiento y Saneamiento-Gerencia de Ingeniería, documento institucional interno sin publicar, México: 8-10.

Farell, C. (2013), "Diseño de una metodología para reportar la Huella del Agua", tesis que presenta para optar por el grado de Doctora en Ciencias e Ingeniería Ambientales, UAM-Iztapalapa, México: 22, 59, 60, 62-70, 89, 90, 93, 94.

Farell, C., Sylvie Turpin Marion y Nydia Suppen Reynaga (2013), "Huella de Agua de uso público-urbano en México", en *Revista Internacional de Estadística y Geografía*, Vol. 4, Núm. 1, México: 61, 66.

FNUAP (2001), "El estado de la población mundial 2001. Huellas e hitos: población y cambio del medio ambiente", Fondo de Población de las Naciones Unidas.

Gallopín G. (2003), "Sostenibilidad y desarrollo Sostenible: un enfoque sistémico", CEPAL, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, serie 64 Medio Ambiente y Desarrollo, Chile: 13.

García F. (2004), "Régimen jurídico del agua en México", en Tortajada C., Vicente Guerrero y Ricardo Sandoval, *Hacia una gestión integral del agua en México: retos y alternativas*, Porrúa, México: 94.

Garduño R. (2004) "Ciencia y conciencia del agua", en Graizbord B. y Jesús Arroyo (Coords.), *El futuro del agua en México*, El Colegio de México, A.C., Universidad de Guadalajara, UCLA Program on México, PROFMEX/Casa Juan Pablos, México, Guadalajara, Los Ángeles: 37.

Garza, G. (2010), "La transformación urbana de México, 1970-2020", en Garza G. y Martha Schteingart, *Los grandes problemas de México. Vol. II Desarrollo Urbano y Regional*, El Colegio de México, A.C., México: 40.

Gobierno de la República (2014), "Programa Nacional Hídrico 2013-2018", como parte del Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018, México.

González-Martínez A.C. (2007), "Costos y beneficios ambientales del reciclaje en México. Una aproximación monetaria", Instituto Nacional de Ecología, México: 20, 25. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/gacetitas/335/reciclaje.html>

Graizbord, B. (2011), "Megaciudades, globalización y viabilidad urbana", en *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, UNAM, México: 132.

Henderson, A. D.; M. Z. Hauschild; D. De Meent; M. A. Huijbregts; H. Larsen; M. Margni; T. McKone; J. Payet; R. K. Rosenbaum; O. Jolliet (2011), "USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties", en *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 16, Núm. 8, 701-709.

Hendriks Ch.F., J.G. Vogtlander and MS. G.M.T. Jansent (2006) "THE ECO-COSTS/VALUE RATIO, a tool to determine the long-term strategy of de-linking economy and environmental ecology", en *International Journal of Ecodynamics*, Vol. 1, Núm. 2, 2006, Reino Unido: 136-148.

Hoekstra, A. y P. Hung (2002), "A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade", en *Research Report No. 11*, IHE DELFT, Países Bajos: 7.

Hoekstra, A.Y., Ashok Chapagain, Maite Aldaya, Mesfin Mekonnen (2011), "The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard", ed. Earthscan: Londres, Washington: 2.

Ihobe, "Análisis de Ciclo de Vida y Huella de Carbono. Dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto", Gobierno Vasco, España: 2, 3.

Industria Argentina (2013), “Análisis de Ciclo de Vida”, Unidad de Medio Ambiente, versión 1.1, disponible en:
<http://www.industria.gob.ar/wp-content/uploads/2013/08/Analisis-del-ciclo-de-vida.pdf>

Izazola, H. (2014), “Hogares y medio ambiente. Reflexiones desde la investigación sociodemográfica”, en Mercado A., y Carlos López (eds.), *La estadística ambiental en México*, El Colegio de México-Centro de Estudios Económicos, CEPAL-Programa sobre Ciencia, Tecnología y Desarrollo, México: 272, 273.

Jiménez, L. (2002), “La sostenibilidad como proceso de equilibrio dinámico y adaptación al cambio”, en *Información Comercial Española: Revista de Economía*, serie Desarrollo Sostenible, núm. 800, España: 65, 66.

Larsen H. F., M. Hauschild (2007), “Evaluation of Ecotoxicity Effect Indicators for Use in LCIA”, en *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 12, Núm. 1, 24-33.

Lelé, S. (1991), “Sustainable Development: a critical review” en *World Development*, vol. XIX, núm. 6, Reino Unido: 610.

López, E. y Maricel Cattaneo (2013), “Los indicadores ambientales como herramientas de la economía”, en *Ciencia y Tecnología*, núm. 13, Argentina: 281, 286, 287.

Macías H., Oswaldo Téllez, Patricia Dávila y Alejandro Casas (2006), “Los Estudios de Sustentabilidad”, en *Revista Ciencias*, Programa UNAM-DGAPA-PAPIME números PE103509 y PE106212, México: 21, 22.

Martínez, R. (2014), “Información para el diseño y evaluación de las políticas públicas”, en Mercado A., y Carlos López (eds.), *La estadística ambiental en México*, El Colegio de México-Centro de Estudios Económicos, CEPAL-Programa sobre Ciencia, Tecnología y Desarrollo, México: 308.

Martínez J. y Jordi Roca (2000), “Economía ecológica y política ambiental”, Fondo de Cultura Económica, México: 374.

Morales, M. (2012), “Metodología de Evaluación Ambiental y Económica de Proyectos Petroquímicos mediante el Análisis de Ciclo de Vida y Modelo de Eco-costos”, tesis que presenta para optar por el grado de Doctor en Ciencias Técnicas, Universidad Central Marta Abreu de las Villas, Cuba: 33.

Morales J. y Lilia Rodríguez (2009), “Política Hídrica en la Zona Metropolitana del Valle de México y riesgos para suministrar agua para el uso doméstico e industrial”, en Montero D. Eugenio Gómez, Graciela Carrillo y Lilia Rodríguez (coords.), *Innovación tecnológica, cultura y gestión del agua. Nuevos retos del agua en el Valle de México*, Porrúa, México: 21.

Norma ISO 14044 (2006), “Gestión ambiental – Evaluación de Ciclo de Vida – Principios y Marco”, Comité Europeo para la Estandarización: Bruselas, Bélgica. Disponible en:
<https://www.iso.org/obp/ui/#!iso:std:38498:en>

Norma ISO 14046 (2014), “Gestión Ambiental – Huella de Agua – Principios, Requisitos y Directrices”. Disponible en:
<https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14046:ed-1:v1:en>

NOM-011-CNA-2000 (2002) Norma Oficial Mexicana NOM-011-CNA-2000, “Conservación del recurso agua, que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales”, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. SEMARNAT.

Organización de las Naciones Unidas (2015), Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, División de Desarrollo Sostenible, apartado “Programa 21: Capítulo 40”, disponible en:
<http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/agenda21spchapter40.htm>

Organización de las Naciones Unidas (2014), apartado “Temas principales-Otras cuestiones importantes-El Desarrollo Sostenible”, disponible en:
<http://www.un.org/es/ga/president/65/issues/sustdev.shtml>

Organización de las Naciones Unidas (2012), “Hoja de trabajo: El futuro que queremos. Las ciudades”, Departamento de Información Pública, disponible en:
http://www.un.org/es/sustainablefuture/pdf/Rio+20_FS_Cities_SP.pdf

Organización de las Naciones Unidas, División de Desarrollo Sostenible (ONU, DDS), “Indicadores de Desarrollo Sostenible”, consultado en su página web, en el enlace:
<http://www.un.org/spanish/esa/desa/aboutus/keyissues.html>

OMS (2008), “El saneamiento es una inversión de alto rendimiento económico”, ficha descriptiva No. 2. Coordinación de Evaluación y Gestión de los Riesgos ambientales para la Salud. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Payet J. (2004), “Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA)”, Dissertation, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL): Lausanne, Switzerland ver también en *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 10, Núm. 5, 373.

Payet J., Jolliet O. (2004), “Comparative assessment of the toxic impact of metals on aquatic ecosystems: the AMI method”, en Dubreuil A (ed.), *Life Cycle Assessment of metals: issues and research directions*, SETAC Press, Pensacola: 188–191

Pearce D., y Giles Atkinson, (1993), “Midiendo el desarrollo sustentable”, en *Ambiente y Desarrollo*, Vol. IX, Núm. 4, Chile: 57.

Pennington D.W., J. Payet, M. Z. Hauschild (2004), “Aquatic ecotoxicological indicators in lifecycle assessment”, en *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23, Núm. 7, 1796–1807.

Pennington D.W., M. Margni, J. Payet J., O. Jolliet (2006), “Risk and regulatory hazard-based toxicological effect indicators in Life- Cycle Assessment (LCA)”, en *Human and Ecological Risk Assessment*, Vol. 12, Núm. 3, 450–475.

Perevochtchikova, M., “Retos de la información del agua en México para una mejor gestión”, en *Revista Internacional de Estadística y Geografía*, Vol. 4, Núm. 1, México: 45, 46.

Pérez, A. (2009a), “Indicadores biofísicos de sustentabilidad. Sesión 4”, ponencia presentada durante el Taller “Indicadores Biofísicos de Sustentabilidad”, UNAM – Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades, México.

Pérez, A. (2009b), “La huella hídrica y el agua virtual. El metabolismo hídrico. Sesión 5. ”, ponencia presentada durante el Taller “Indicadores Biofísicos de Sustentabilidad”, UNAM – Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades, México.

Pfister S., Koehler A., and Hellweg S. (2009), “Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA” en *Environmental Science Technology*, Article ASAP • DOI: 10.1021/es802423e •

Pierri, N. (2005), “Historia del Desarrollo Sustentable”, en Foladori, G., Naína P. (coords.), *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el Desarrollo Sustentable*, H. Cámara de Diputados LIX Legislatura-Universidad Autónoma de Zacatecas, Miguel Ángel Porrúa, México: 29-33, 36, 46, 54, 71.

Quiroga, R. (2005), “Estadísticas del medio ambiente en América Latina y el Caribe: avances y perspectivas”, División de Estadística y Proyecciones Económicas, CEPAL, Chile: 55, 56, 61.

Ramírez, A. y Juan M. Sánchez (2009), “Enfoques de desarrollo sostenible y urbanismo”, en *Revista Digital Universitaria*, Vol. 10, No. 7, UNAM, México: 3, 4.

Rodríguez C. y A. Cano (2012), “Indicadores y sistemas de cuentas ambientales y económicas integrados. Grado de instrumentación: el estado actual” en *Revista de Economía*, vol. XXVIII, núm. 77, México: 20.

Rodríguez, C. (2002), “Diseño de indicadores de sustentabilidad por Cuencas Hidrográficas”, Instituto Nacional de Ecología, México: 8.

Romero B. (2003), “El Análisis del Ciclo de Vida y la Gestión Ambiental”, en *Boletín Instituto de Investigaciones Eléctricas*, julio-septiembre 2003, México: 91, 93, 94.

Rosenbaum R., Margni M., Jolliet O. (2007), “A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts”, en *Environment International* 33(5):624–634.

Salas W., Leonardo Ríos y Javier Álvarez (2011), “Bases conceptuales para una clasificación de los sistemas socioecológicos en la investigación de la sostenibilidad”, en *Revista Lasallista de Investigación*, vol. 8, núm. 2, Colombia: 140.

Saldívar, A. (2007), “Las aguas de la ira: Economía y cultura del agua en México ¿Sustentabilidad o gratuidad?”, UNAM, Facultad de Economía, México: 41.

Schnoor, J. L., (2009) “LCA and Environmental Intelligence?”, en *Environmental Science and Technology*, Núm. 43.

SEMARNAT (2014), “Compendio de estadísticas ambientales”, México. Disponible en: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/compendio_2014/mce_index.html

SEMARNAT (2012), “Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental”, México: 271.

Tiburcio, A. (2013), “Desarrollo de un marco de indicadores para la gestión del agua urbana. El caso de la Ciudad de México”, Tesis que presenta para optar por el grado de Doctora en Geografía, UNAM-Posgrado en Geografía, México: 17, 18, 61, 74.

Tobasura, I. (2008), “Huella ecológica y biocapacidad: indicadores biofísicos para la gestión ambiental. El caso de Manizales, Colombia”, en *Revista Luna Azul*, Núm. 26, Universidad de Caldas, Colombia: 120-122.

UNDP, UNEP, WB y WRI (2000), “World Resources, 2000-2001”, World Resources Institute. Disponible en: <http://www.wri.org/publication/world-resources-2000-2001>

UNESCO (2014), apartado “Educación para el Desarrollo Sostenible”, disponible en: <http://www.unesco.org/new/es/education/themes/leading-the-international-agenda/education-for-sustainable-development/sustainable-development/>

UNESCO, (2003), “Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo. Primera edición. Agua para la vida, agua para todos”, UNESCO, Francia: 159-161.

Universidad Delft (2015), sitio de “The Model of the Eco-costs / Value Ratio (EVR), apartado de “Eco-costs”, disponible en: <http://www.ecocostsvalue.com/EVR/model/theory/subject/2-eco-costs.html>

USEtox development team (2010) USEtox User manual. Report version: 1.01. 2010. <http://redigering.sitecore.dtu.dk/Sites/usetox/howtoget/downloadmodel.aspx>.

Valencia L. y Rubén Molina (2013), “Gestión del agua. Un reto gubernamental”, ed. Porrúa, México: 7, 8, 27, 30, 33.

Vogtländer, J.G, Baetens B., Bijma A., Lindeijer E., Segers M. and Witte F. (2010), “LCA-bases assessment of sustainability: The Eco-costs/Value Ratio (EVR)”, VSSD. CA Delft, Países Bajos.

Vogtländer, J.G., Brezet, H.C., Hendriks, Ch.F. (2001), “The Virtual Eco-costs ‘99, a single LCA-based indicator for sustainability and the Eco-costs / Value Ratio (EVR) model for economic allocation]”, en *International Journal of LCA*, Vol. 6, Núm. 3, Berlín: 157-166.

Wackernagel, Mathis and Rees William E. (1995), “Our Ecological footprint: Reducing Human Impact on the earth”, Gabriola Island, BC and Philadelphia, PA. New Society Publish.