



Huella de agua de uso público-urbano en México

Carole Farell Baril, Sylvie Turpin Marion y Nydia Suppen Reynaga

Esta investigación propone una metodología para evaluar la huella de agua con la técnica de análisis de ciclo de vida. De este modo, es posible cuantificar no sólo el volumen del vital líquido utilizado sino, también, los impactos ambientales provocados por su uso, además de la escasez de agua que provoca el proceso evaluado. Una metodología con estas características proporciona mayor información en la toma de decisiones y facilita la gestión de este recurso. La metodología propuesta se aplica a un estudio de caso para evaluar la huella de agua de uso público-urbano en México, cuantificando los impactos provocados desde la extracción de materias primas y energía para la construcción de la red, la distribución y uso del agua, hasta su final de vida. Los resultados se muestran para cada una de las 13 regiones hidrológico-administrativas del país.

Palabras clave: análisis de ciclo de vida, ecotoxicidad acuática crónica, escasez, huella de agua, índice de estrés hídrico, USEtox.

1. Introducción

En años recientes, la preocupación por la escasez de agua es cada vez mayor; la falta de acceso para satisfacer las necesidades humanas básicas, los ecosistemas degradados y las consecuencias del cambio climático sobre el ciclo hidrológico han traído el tema del agua a la vanguardia dentro de los gobiernos y las empresas en todo el mundo.

La crisis de agua a la que en la actualidad se enfrenta el planeta encuentra solución en el ámbito académico con el desarrollo de diferentes métodos e indicadores que permiten evaluar el uso del recurso hídrico y facilitar su gestión. El concepto de *huella* implica la medición de la cantidad total de impactos al ambiente producidos directa o indirectamente por productos o procesos en todas las etapas de su ciclo de vida. De esta manera, al llevar a cabo un inventario de emisiones, se pueden calcular las huellas ecológica (Rees, 1992), de carbono (PAS 2050:2011 y 2011; ISO/CD14067, 2011), toxicológica (Hauschild *et al.*, 2011) o de agua (Hoekstra *et al.*, 2011; ISO/DIS 14046). Una vez conocido su tamaño, es posible implementar una estrategia para reducirla.

This research proposes a methodology where the water footprint is evaluated with the technique of Life Cycle Assessment. In this way, it is possible to quantify not only the volume and use of the resource but also the impacts and shortage that such use causes. A methodology with these characteristics provides more information in decision-making and facilitates water management. The proposed methodology was applied to the urban-public water use in Mexico assessing the impacts of water use from extraction of raw materials and energy for the network construction, distribution and use of water, to its end of life. The results are shown for each of the 13 Hydrological Administrative Regions of Mexico.

Key words: freshwater ecotoxicity, life cycle assessment, scarcity, USEtox, water footprint, water stress index.

Para calcular la huella de agua, se utiliza la técnica de análisis de ciclo de vida (ACV), cuyas aplicaciones, hasta la fecha, han permitido una comparación total de los impactos en problemas ambientales de productos y servicios en cada fase de su ciclo de vida. Cuando la huella se evalúa con esta técnica y se ajusta con el índice de estrés hídrico, es posible integrar al volumen total del líquido utilizado los impactos ambientales provocados por el uso del agua en cada etapa de un proceso y establecer medidas para mitigar o eliminar la huella, haciendo posible la optimización en la utilización de los recursos hídricos. Asimismo, estandarizar una metodología para evaluar la huella de agua facilita la comparabilidad y la comprensión de los resultados dentro de un sistema productivo, entre diferentes productos, servicios o procesos.

A continuación, se presenta un breve marco teórico sobre la evolución del concepto *huella de agua* y su adaptación al ACV para, después, proponer una metodología integral que logre evaluar la huella reflejando tanto el volumen de líquido utilizado como los impactos de ecotoxicidad acuática.

ca crónica y escasez provocados durante el proceso. La metodología propuesta se aplica al agua de uso público urbano en México, obteniendo el perfil de impactos ambientales a los recursos hídricos en todo el ciclo de vida, es decir, desde la extracción de la materia prima, construcción de la red, distribución y uso del recurso, hasta su final de vida. En primer lugar, se estructura el inventario del ciclo de vida (ICV), considerando las entradas y salidas de energía, materiales y agua. Posteriormente, se realiza la evaluación de impacto de ciclo de vida (EICV) caracterizando los impactos potenciales sobre los recursos hídricos atribuibles a las entradas y salidas durante el ciclo de vida del proceso, teniendo en cuenta los impactos de ecotoxicidad de agua dulce y la escasez con base en factores de caracterización estandarizados que permiten la comparación en diferentes niveles (productos, procesos, servicios). Los resultados se presentan como volúmenes de agua impactada, facilitando la comunicación y toma de decisiones.

1.1 Evolución del concepto *huella de agua*

El término surgió en la década de los 90 con el concepto *huella ecológica*, que fue introducido por William Rees y Mathis Wackernagel (Rees, 1992 y 1996; Rees y Wackernagel, 1994 y 1996; Wackernagel y Rees, 1996 y 1997). La huella ecológica de una población representa el área de tierra productiva y ecosistemas acuáticos necesarios para producir los recursos empleados por ésta y para eliminar sus residuos, tomando en consideración un determinado nivel de vida, e independientemente del lugar geográfico en que dichas tierras se encuentren. En otras palabras, se refiere a la cantidad de superficie de terreno que es necesaria para que un grupo colectivo se pueda desarrollar de forma sostenible.

De manera paralela, J. A. Allan (Allan, 1998) introduce el concepto *agua virtual* cuando estudiaba la importación del vital líquido como solución a los problemas de escasez en Oriente Medio. Establece que cada producto, además del agua que lleva incorporada, requiere de un volumen mayor de agua en su proceso de producción.

El concepto *agua virtual* fue retomado en el 2002 por los catedráticos Arjen Y. Hoekstra y Ashok Chapagain y aplicado a otro concepto nuevo: la *huella de agua* (Hoekstra, 2003; Hoekstra y Chapagain, 2004). La metodología propuesta por Hoekstra, publicitada por la iniciativa *Water Footprint Network* (WFN), fue creada para obtener un indicador que relacionara el agua con el consumo de la población. La huella de agua puede ser interna, cuando se tiene en cuenta el líquido procedente de los recursos nacionales de un país, o externa, en el momento que se toma en consideración la cantidad del líquido necesario para desarrollar los productos o servicios consumidos en un país cuando éstos han sido elaborados en el exterior.

La huella de agua establecida por la WFN cuantifica los diversos tipos o colores del agua de forma individual para, después, sumarlos en una métrica final. Las aguas superficiales y subterráneas suelen englobarse con el calificativo de *agua azul*, en contraposición a la *verde* con el que se designa a la que, procedente de las precipitaciones, está en la zona superior del suelo y permite la existencia de la mayor parte de la vegetación. El *agua gris* es la contaminada en los procesos de uso y consumo, y representa el volumen que se necesitaría para diluir los contaminantes hasta los niveles fijados por los estándares de calidad (Hoekstra *et al.*, 2011).

El concepto *agua verde* se refiere a la evapotranspiración del agua de lluvia total, así como el agua incorporada en la cosecha o madera (Hoekstra *et al.*, 2011). Su volumen no debe ser agregado al de agua superficial y/o subterránea, pues aunque tengan las mismas unidades, su significado y aplicación son diferentes. Las ventajas y alcances de este concepto aún no son claros; por una parte, algunas investigaciones apoyan su uso al involucrar menos impactos ambientales, sin embargo, otros expertos se muestran preocupados ante la posibilidad de que la producción agrícola sea destinada sólo a algunas regiones del mundo. Si se establece la región del Ecuador como única zona para desarrollar la agricultura y ésta colapsa (por el motivo que sea), la seguridad alimentaria y diversos sectores industriales resultarían afectados a la par. Aunado a lo anterior,

el término agua gris aún no ha sido completamente desarrollado en la práctica ya que puede ser muy confuso, pues los estándares de calidad pueden variar de una región a otra.

Esta metodología de la WFN, al sólo considerar volúmenes, requiere de más análisis para poder realizar una toma de decisiones, pues una huella menor no necesariamente es la mejor opción; por ejemplo, un producto *A* que consuma 2 m³ de un acuífero sobreexplotado no es mejor que uno *B* que consume 4 m³ de agua verde. Tampoco se puede comparar el volumen de líquido extraído de una zona de alta disponibilidad (Chiapas) con el mismo volumen proveniente de una zona de baja disponibilidad (Distrito Federal). Debido a lo anterior, en fecha reciente se le ha agregado al método una nueva etapa de evaluación de sustentabilidad (Hoekstra *et al.*, 2011), la cual puede otorgar mayor información acerca del uso del agua en aspectos económicos y sociales; sin embargo, hace más lejana la posibilidad de reportar una métrica en ecoetiquetas y aún carece de la evaluación de los impactos ambientales provocados por el uso del agua.

1.2 Definición de huella de agua

El concepto de *huella*, desde su origen, implica la medición de la cantidad total de impactos al ambiente. De modo tal que la suma de los volúmenes de agua no es suficiente para evaluar una huella, es necesario transformar éstos en impactos ambientales para que ello pueda ser reportado como *huella de agua* (ISO/DIS 14046, 2011), la cual se define como: "...cantidad total de impactos al agua producidos por procesos, productos o servicios en todas las etapas de su ciclo de vida". Para calcularla, se utiliza la técnica de ACV.

1.3 Análisis de ciclo de vida y el agua

La definición de la International Standards Organization (ISO), en su serie 14044-2006 (ISO 14044, 2006), determina que el ACV es: "...una técnica para estimar los aspectos ambientales y los impactos potenciales asociados con un producto, a través de: la compila-

ción de un inventario de entradas y salidas relevantes de un sistema producto, 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".

El ACV evalúa 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, pasando por la producción, uso, tratamiento final y reciclado, hasta su disposición final.

Existen cuatro fases requeridas para hacer un estudio de ACV de acuerdo con la norma mexicana NMX-SAA-14044-IMNC-2008 Gestión ambiental-Análisis de ciclo de vida-Requisitos y directrices, la cual cumple con los requisitos mandatorios de la norma ISO 14044:

- Definición del objetivo y el alcance del ACV.
- Análisis del ICV.
- Realización de la EICV.
- Interpretación.

El ACV es una herramienta muy aceptada y aplicada para medir las intervenciones ambientales causadas por diversos productos, desde la cuna a la tumba (Schnoor, 2009). Al evaluar el desempeño ambiental de un producto por medio del ACV se hace énfasis en los materiales y energía consumida, sobre todo en las emisiones de gases de efecto invernadero. Es por esto que el ACV logra reportar la huella de carbono de manera precisa; sin embargo, cuando se trata del recurso hídrico, el análisis no es tan completo.

Los volúmenes de agua utilizados en las diferentes etapas del ciclo de vida de un producto o proceso se detallan durante la etapa del inventario, mas no existen métodos ni modelos que evalúen el impacto provocado por el uso del líquido. Las dificultades radican en que su utilización, en muchas ocasiones, no es consuntivo sino parte del ciclo hidrológico, por ejemplo, el agua de lluvia que alimenta los cultivos. Además, la disponibilidad de agua dulce varía cada día alrededor del mundo y diferentes calidades de ella permiten usos distintos.

Por su parte, la EICV tiene el objetivo de caracterizar las emisiones de sustancias que se producen en el ciclo de vida de un producto de acuerdo con sus impactos potenciales sobre el medioambiente. Cuando las sustancias son liberadas, pueden causar daños a los recursos, a la salud humana y/o a los ecosistemas. Estos impactos potenciales son cuantificados utilizando factores de caracterización.

Para cada categoría de impacto, la EICV aplica factores específicos de caracterización a cada sustancia, que representan la potencia de la misma:

$$\text{Impacto}_{\text{categ}} = \sum_i \sum_x FC_{x,i} * m_{x,i} \quad (1)$$

donde $\text{Impacto}_{\text{categ}}$ es la medida de una categoría de impacto (por ejemplo, ecotoxicidad); $FC_{x,i}$ es el factor de caracterización de la sustancia x , liberada para el compartimiento i (agua, aire, suelo); $m_{x,i}$ es la masa de la emisión x para el compartimiento i . La suma es válida para las sustancias y los compartimentos de las emisiones.

2. Metodología

En esta investigación, la huella de agua se evalúa como impacto en ecotoxicidad acuática crónica utilizando el método USEtox (Usetox Development Team, 2010), el cual 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; el impacto se reporta con unidades toxicológicas comparativas (CTUe) que representan la fracción de especies potencialmente afectada por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto emitido [$\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{día} \cdot \text{kg}_{\text{emitido}}^{-1}$]. Los factores de caracterización ecotoxicológicos del modelo USEtox se pueden expresar a partir de la multiplicación de cuatro factores, como se muestra en la ecuación 2 (Henderson *et al.*, 2011).

Los tres primeros términos de la ecuación describen el transporte y la exposición de una sustancia: la fracción transferida de la emisión en el medio i al agua dulce ($f_{i,w}$); el factor de destino en el agua ($FF_{w,w}$) expresa la residencia de la masa por unidad de emisión [$\text{kg}/(\text{kg}/\text{día})$], dando una dimensión global en [día]; la persistencia de una sustancia en el agua, para una emisión al agua, también se indica aquí. El factor de exposición (XF_w) representa la biodisponibilidad de los productos químicos en los organismos acuáticos (Henderson *et al.*, 2011).

El último término es el factor de efecto (EF_w), y refleja la fracción de especies potencialmente afectadas debido a un cambio de concentración [$\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$]; se basa en la toxicidad $\text{HC50}_{\text{EC50}}$:

$$EF_w = 0.5 \text{ PAF}/\text{HC50}_{\text{EC50}} \quad (3)$$

$$FC_i^{\text{ecotox agua dulce}} = \underbrace{f_{i,w}}_{\substack{\text{Fracción transferida} \\ \text{de la emisión al agua} \\ [\text{adim}]}} \underbrace{FF_{w,w}}_{\substack{\text{Factor de destino} \\ [\text{day}] \\ \text{Tiempo de residencia} \\ \text{y persistencia en agua}}} \underbrace{XF_w}_{\substack{\text{Factor de exposición} \\ [\text{adim}] \\ \text{Fracción disuelta} \\ \text{en el agua y su} \\ \text{biodisponibilidad}}} \underbrace{EF_w}_{\substack{\text{Factor de efecto} \\ [\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}] \\ \text{ecotoxicidad} \\ \text{acuática}}} \quad (2)$$

Este factor se calcula como la media geométrica de tres valores EC50, cubriendo los tres principales niveles tróficos de la cadena alimenticia (algas, invertebrados y vertebrados) que representan a los productores primarios (*phytoplankton*), consumidores primarios (*zooplankton*) y secundarios (peces planctívoros). Para la media geométrica de preferencia se utilizan datos crónicos (Larsen y Hauschild, 2007).

La ecotoxicidad promedio como $HC50_{EC50}$ se considera el método de evaluación más robusto para la valoración de la huella de agua y su análisis comparativo, tomando en cuenta las recomendaciones realizadas por diversos autores para utilizar factores estandarizados al evaluar efectos (Larsen y Hauschild, 2007 y 2007a; Payet, 2004; Payet y Jolliet, 2004; Pennington *et al.*, 2004 y 2006).

Los resultados de la EICV deben ser ajustados con el índice de estrés hídrico adaptado a México (WSI_{MEX} , por sus siglas en inglés) con el objetivo de integrar a la evaluación la escasez provocada por el proceso analizado. A continuación, se describe la metodología para obtener este indicador adaptado a nuestro país y que puede ser replicado para cualquier parte del mundo.

2.1 Índice de estrés hídrico para México

El grado de estrés es un indicador porcentual de la presión a la que se encuentra sometido el recurso hídrico y es comúnmente definido como el cociente entre el volumen total de agua concesionada y la renovable. El porcentaje que representa el agua utilizada para usos consuntivos respecto a la renovable es un indicador del grado de presión que se ejerce sobre el recurso hídrico en un país, cuenca o región. Se considera que si el porcentaje es mayor a 40% la presión es fuerte (CONAGUA, 2010).

La disponibilidad de agua global se puede medir con el modelo WaterGap2, con el cual es posible monitorear aguas superficiales y subterráneas, con la posibilidad de simular diferentes escenarios, involucrando el cambio climático (Alcamo *et al.*, 2003). Este modelo es útil en especial para comparar cuencas a

nivel global; utiliza una base de datos climáticos y de precipitación promedio del periodo (1961-1990) para desarrollar mapas mundiales que muestran diferentes grados de estrés en más de 10 mil cuencas; sin embargo, es preferible utilizar bases de datos actualizadas si están disponibles. En el caso de México, la precipitación promedio del periodo 1961-1990 programada en el WaterGap2 es de 357 km³/año, mientras que la base de datos actualizada del intervalo 1971-2000 es de 329 km³/año (CONAGUA, 2010).

La cuantificación del grado de estrés hídrico (WTA, por sus siglas en inglés) de una cuenca *i* donde diferentes usuarios *j* (industria, agricultura y habitantes) extraen agua, se realiza a partir de la disponibilidad anual de agua (WA_i) y de las extracciones realizadas por los diferentes usuarios (WU_{ij}) respectivamente para cada cuenca *i*:

$$WTA_i = \frac{\sum_j WU_{ij}}{WA_i} \quad (4)$$

El método de Pfister (Pfister *et al.*, 2009) utiliza los mapas del WaterGap2 para generar una nueva categoría de impacto de *privación de agua*, que se usa como un indicador de estrés hídrico (WSI, por sus siglas en inglés); en ella se acopla el valor del grado de presión hídrica de acuerdo con la variación de la precipitación durante el año, obteniendo un valor de WTA^* :

$$WTA^* = \sqrt{VF} \times WTA \quad (5)$$

donde:

VF = se deriva de la desviación estándar de la distribución pluvial (aproximadamente 3.24).

Dado que la presión hídrica no es lineal con respecto a WTA^* , se realiza un ajuste al valor de WSI a una función logarítmica que proporciona valores continuos entre 0.01 y 1:

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4 \cdot WTA^*} \left(\frac{1}{0.01} - 1 \right)} \quad (6)$$

La curva resultante otorga un valor a WSI de 0.5 para una presión hídrica de 40%, que es el umbral entre el estrés hídrico moderado y fuerte (ver figura 1).

De esta manera, se obtienen factores de caracterización que representan la escasez de agua. Los volúmenes del líquido consumidos pueden ser multiplicados por estos factores para obtener resultados caracterizados y, después, pueden ser sumados como una categoría intermedia de impacto en la escasez del agua.

México experimenta un grado de presión de 17.4%, lo cual se considera moderado; sin embargo, las zonas centro, norte y noroeste del país presentan uno fuerte. Puesto que la gestión del agua en la nación se realiza a través de 13 regiones hidrológico-administrativas (RHA), se propone evaluar el WSI adaptado a México (WSI_{MEX}) utilizando los valores actualizados de presión hídrica que reporta la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) para cada región (CONAGUA, 2010) y no utilizar los mapas del WaterGAP2 que establece el método de Pfister. En el cuadro 1 se proporcionan los valores del WTA, el WTA* y el WSI_{MEX} adaptados al país del método de Pfister.

2.2 Cálculo de la huella de agua: ecotoxicidad acuática crónica y escasez

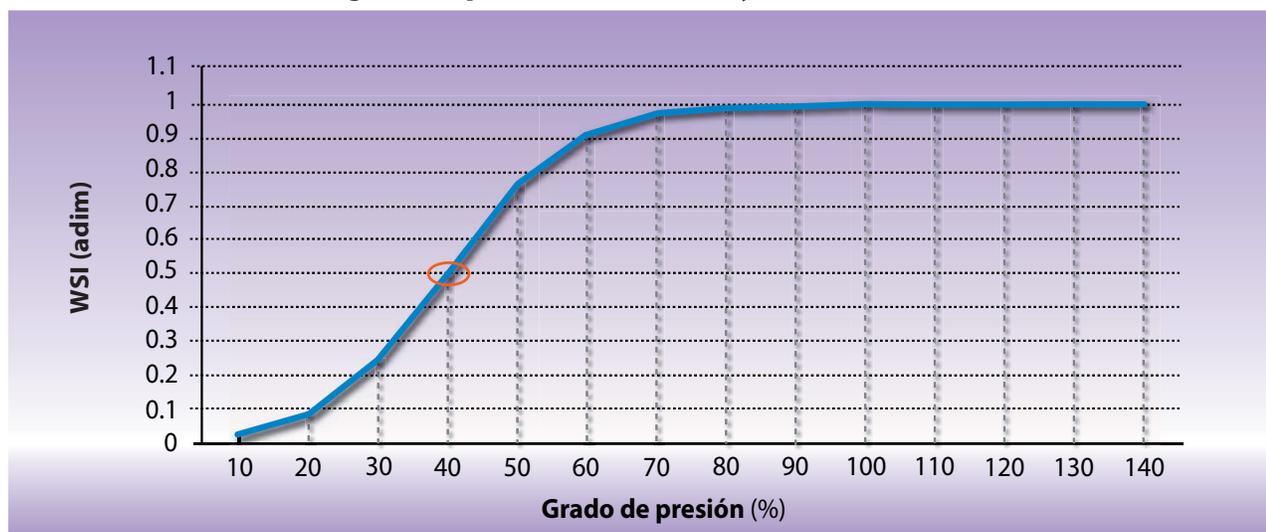
La evaluación de riesgo ambiental se realiza a menudo en un contexto legislativo con el fin de asegurar que no existe ningún riesgo inaceptable para el medioambiente. Las mediciones tradicionales en las categorías de impacto de eutrofización y la acidificación no son suficientes para la evaluación de los riesgos ambientales. Para la evaluación de la huella de agua, se ha establecido la categoría de impacto de ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce como la adecuada para reportar los impactos asociados al vital líquido, debido a que es la categoría de impacto que se utiliza en estudios de nivel superior de riesgo ambiental.

Hay dos diferentes enfoques para evaluar la ecotoxicidad acuática: a) la concentración prevista sin efectos (PNEC), que demanda gran cantidad de datos con alto porcentaje de error (EC, 2003) y b) la fracción de especies potencialmente afectadas (PAF) mejor aceptada en las evaluaciones de riesgo de nivel superior (Larsen y Hauschild, 2007a).

La ecotoxicología acuática es el estudio de la relación dosis o concentración/efecto de tóxicos liberados

Figura 1

Relación entre el grado de presión hídrica (WTA) y el índice de estrés hídrico (WSI)



Nota: el factor de caracterización de 0.5 se asigna a un grado de presión de 40 por ciento.

Fuente: elaboración propia con base en Pfister *et al.*, 2009.

Cuadro 1

Valores del índice de estrés hídrico (WSI) modificados para las 13 RHA de México

Región hidrológico-administrativa (RHA)	Grado de presión hídrica ^a (WTA) (%)	WTA* ^b (adim) $WTA^* = \sqrt{VF \cdot WTA}$	WSI _{MEX} ^c
I Península de Baja California	75.9	1.36576	0.98441
II Noroeste	91.4	1.64558	0.99737
III Pacífico Norte	40.7	0.73322	0.52434
IV Balsas	49.4	0.88863	0.74877
V Pacífico Sur	4.1	0.07415	0.01598
VI Río Bravo	77.4	1.39241	0.98683
VII Cuencas Centrales del Norte	48.6	0.87511	0.73216
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	41.5	0.74624	0.54508
IX Golfo Norte	18.6	0.33452	0.07913
X Golfo Centro	5.2	0.09307	0.01800
XI Frontera Sur	1.4	0.02499	0.01171
XII Península de Yucatán	8.0	0.14378	0.02472
XIII Aguas del Valle de México	132.3	2.38190	0.99998
Total	17.4	0.31251	0.06946

a CONAGUA, 2010.

b Pfister *et al.*, 2009.

c Elaboración propia.

sobre ecosistemas acuáticos. Las sustancias incluidas bajo esta categoría son aquellas que pueden dañar a los organismos acuáticos. Se considera que tiene un nivel agudo cuando una sustancia provoca efectos nocivos en los organismos acuáticos tras una exposición de corta duración, y es crónica cuando la sustancia ocasiona efectos nocivos en los organismos durante exposiciones determinadas en relación con el ciclo de vida del organismo (Hauschild y Wenzel, 1998).

Para calcular la huella de agua en términos de ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce, se sustituyen los factores de caracterización obtenidos en la ecuación 2, en la 1:

$$\text{Impacto}_{\text{ecotox agua dulce}} = \sum_i \sum_x FC_{x,i}^{\text{ecotox agua dulce}} * m_{x,i} \quad (7)$$

donde:

Impacto_{ecotox agua dulce} = impacto provocado por el uso del agua en términos de ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce reportada como la fracción de especies potencialmente afectada por unidad funcional [PAF • m³/unidad funcional]. La suma es válida para las sustancias y los compartimentos de las emisiones.

$FC_{x,i}^{\text{ecotox agua dulce}}$ = factor de caracterización de la sustancia x , liberada para el compartimento i (agua, aire, suelo); es reportado como fracción de especies potencialmente afectadas por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto emitido [PAF • m³ día • kg_{emitido}⁻¹].

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

Posteriormente, los impactos en ecotoxicidad acuática crónica obtenidos con la ecuación 7 y el índice de estrés hídrico (WSI_{MEX}) logrado con la ecuación 6 se integran como se muestra en la ecuación 8:

$$\text{Huella de agua} \equiv \sum_{i=1}^n (\text{Impacto}_{\text{ecotox agua dulce},i} \cdot WSI_{MEX,i}) \quad 8)$$

donde:

$\text{Impacto}_{\text{ecotox agua dulce}} = [\text{PAF} \cdot \text{m}^3/\text{unidad funcional}]$ es el impacto de la ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce.

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

Huella de agua = [m^3 de agua impactada/unidad funcional] es el impacto provocado por el uso del agua que integra las categorías de ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce y la escasez.

Las unidades propuestas de *volumen de agua impactada* están pensadas para favorecer la comunicación en audiencias no técnicas facilitando, así, la toma de decisiones en las esferas gubernamentales y empresariales. Un valor elevado representa un mayor impacto. Se recomienda que la huella de agua se reporte siempre junto con el volumen total del vital líquido utilizado en el mismo proceso para poder comparar el volumen de agua consumido contra los impactos provocados por su uso.

3. Estudio de caso

El agua de uso público-urbano se define como el líquido de abastecimiento público e incluye la totalidad del elemento entregado a través de las redes de agua potable, las cuales abastecen a los usuarios domésticos (domicilios), así como a las diversas industrias y servicios conectados a dichas redes.

El tipo de fuente predominante del agua de uso público-urbano es la subterránea con 62% del volumen (CONAGUA, 2010) que, además, representa mejores características que la superficial tanto en

calidad como en cantidad, que la hace más atractiva para el consumo humano, siendo en regiones áridas y semiáridas la única fuente de agua potable disponible; sin embargo, en muchas ocasiones, se considera como recurso no renovable al ser su extracción mayor a la que puede infiltrarse al acuífero.

Puesto que México carece de una base de datos sobre la construcción y uso del sistema de abastecimiento de agua potable, esta investigación utiliza la de Ecoinvent (Ecoinvent V.2, 2011) que proporciona promedios europeos; incluye construcción de la red de distribución, la infraestructura para almacenarla, las estaciones de bombeo y el tratamiento de 30% del agua residual, que coincide con el promedio nacional de tratamiento de agua en México (CONAGUA, 2010), el resto de ésta se vierte en cuerpos de agua superficial contaminándolos y disminuyendo la disponibilidad de agua local. También, la base de datos Ecoinvent considera que la mitad del agua distribuida en las redes de agua potable no requiere de ningún tratamiento previo específico, y la otra parte se evalúa con un promedio de tecnologías de potabilización con floculación, filtros, oxidación y carbón activado.

3.1 ICV de la huella de agua de uso público-urbano

La unidad funcional para construir el inventario de ciclo de vida se define como el volumen de agua utilizado (en metros cúbicos) por cada persona durante un año en una determinada región hidrológico-administrativa.

En la primera etapa de extracción de materias primas y la construcción de la red, el ICV se formó con datos sobre la infraestructura hidráulica de los trabajos de Crettaz *et al.* (1998). Se tomaron algunos promedios mundiales para el 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 empleada durante las labores de construcción y uso de redes de agua son de los inventarios proporcionados por Doka (2003). No se toman en cuenta impactos ocasionados por

la ocupación del suelo, y las tuberías son consideradas subterráneas en su mayoría. El tiempo de vida media de la infraestructura se normalizó a 70 años y se toma una eficiencia de la red de 95 por ciento. Esta eficiencia implica que 95% del agua distribuida llega a su destino y el resto se pierde en fugas. Aunque este dato se aleja de la realidad, la investigación se apega a la norma 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 hacerse con base en una eficiencia de 95 por ciento.

En cuanto al tratamiento del agua, se utiliza la base de datos proporcionada por Crettaz *et al.* (1998) y Ebersperger (Ebersperger, 1995); 30% del agua residual se trata y se desechan los lodos —la otra parte va directamente a efluentes sin tratamiento alguno—; se considera que el total de los químicos utilizados en este proceso se emite a los ríos debido a que estas sustancias rara vez son removidas en la planta de tratamiento de aguas residuales. El ICV de volúmenes de agua se muestra por región hidrológico-administrativa en el cuadro 2.

3.2 EICV de la huella de agua de uso público-urbano

En México, esta acción se realiza de acuerdo con la RHA utilizando la categoría de impacto de ecotoxicidad acuática crónica del método USEtox y el *software* Simapro 7.3; se usan las bases de datos de *tap water* y emisiones al agua de Ecoinvent (Ecoinvent V.2, 2011) asociadas al método.

Posteriormente, el impacto en ecotoxicidad se integra con el de escasez empleando el WSI_{MEX} como factor de caracterización. De esta manera, se obtiene la huella de agua de uso público-urbano con unidades de [metros cúbicos de agua impactada por habitante al año]. Después, es necesario ajustar el valor obtenido con el porcentaje de cobertura a la población para ser consistentes con la unidad funcional. Los resultados de la huella de agua por RHA se muestran en el cuadro 3.

La huella de agua de uso público-urbano refleja la reducción en disponibilidad de agua dulce al medir los impactos ambientales provocados por la construcción de la red, extracción, su uso y final de vida.

Cuadro 2

ICV del agua de uso público-urbano

Región hidrológico-administrativa (RHA)	Agua superficial (m ³ /hab. · año)	Agua subterránea (m ³ /hab. · año)	Volumen distribuido total (m ³ /hab. · año)	Agua tratada (m ³ /hab. · año)	Agua tratada (%)
I Península de Baja California	27.58	61.39	88.97	52.32	73.51
II Noroeste	234.32	144.84	379.16	38.65	12.74
III Pacífico Norte	77.01	84.43	161.44	52.54	40.68
IV Balsas	38.93	55.34	94.27	16.38	21.72
V Pacífico Sur	31.30	49.50	80.80	15.17	23.47
VI Río Bravo	50.55	58.49	109.04	64.64	74.10
VII Cuencas Centrales del Norte	1.92	87.40	89.33	30.60	42.82
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	29.27	69.64	98.91	27.32	34.53
IX Golfo Norte	73.94	32.33	106.27	14.72	17.31
X Golfo Centro	49.50	27.87	77.36	10.30	16.64
XI Frontera Sur	49.98	19.66	69.63	12.81	23.00
XII Península de Yucatán	0.00	118.23	118.23	13.70	14.49
XIII Aguas del Valle de México	16.37	82.73	99.10	9.11	11.49
Nacional	39.45	65.08	104.53	24.62	29.44

Fuente: elaboración propia con datos de CONAGUA, 2010.

Cuadro 3

Evaluación de impacto de la huella de agua de uso público en cada RHA

Región hidrológico-administrativa (RHA)	Ecotoxicidad acuática crónica ^a (PAF · m ³ /hab. · año)	WSI _{MEX} ^a (adim)	Cobertura de agua potable ^b (%)	Huella de agua ^a (m ³ _{agua impactada} /hab. · año)	Coefficiente de variación (%)
I Península de Baja California	56.208	0.98441	92.9	51.404	10.66
II Noroeste	239.539	0.99737	94.8	226.485	4.01
III Pacífico Norte	101.992	0.52434	89	47.596	3.97
IV Balsas	59.556	0.74877	84.4	37.637	3.47
V Pacífico Sur	67.137	0.01598	73.5	0.788	4.14
VI Río Bravo	51.047	0.98683	96.1	48.410	5.15
VII Cuencas Centrales del Norte	68.889	0.73216	93.3	47.058	4.96
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	56.433	0.54508	93.4	28.730	3.13
IX Golfo Norte	62.487	0.07913	80.9	4.000	4.40
X Golfo Centro	48.877	0.01800	77.2	0.679	4.03
XI Frontera Sur	43.993	0.01171	74.4	0.383	3.90
XII Península de Yucatán	74.696	0.02472	94.1	1.738	4.92
XIII Aguas del Valle de México	62.610	0.99998	96.5	60.417	3.51
Nacional	66.042	0.06946	90.7	4.161	3.02

^a Elaboración propia.

^b CONAGUA, 2010.

3.3 Resultados de la huella de agua de uso público-urbano

En promedio, cada habitante de México induce a una huella de agua anual de 4.16 m³ de agua impactada por el uso del recurso en sus actividades diarias (domésticas); sin embargo, este dato es engañoso, pues en realidad ocho de las 13 RHA sobrepasan este promedio de manera importante. Es preciso analizar cada RHA individualmente para poder identificar de forma localizada su problemática y darle solución.

En el cuadro 4 se muestra un resumen de la clasificación del grado de estrés hídrico, la población y el agua renovable media en el país (CONAGUA, 2010), así como la huella de agua evaluada en este trabajo de investigación. Al transformar estos valores en porcentajes se observa que 72.7% de la población vive en zonas de fuerte estrés hídrico, donde se encuentra 25.6% del agua renovable y es responsable

de 98.6% de la huella de agua de México, lo cual repercute de manera importante en la disponibilidad del recurso.

En la figura 2 se presenta gráficamente la desproporción que existe entre la concentración de población, la disponibilidad del agua renovable media y los impactos ocasionados por su uso (huella de agua); por ejemplo, se observa que en la RHA XIII, 19.8% de los habitantes deben cubrir sus necesidades con 0.76% del agua renovable de México y son responsables de 10.9% de la huella de agua del país.

Por otro lado, en la RHA II se localiza sólo 2.5% de la población, donde ésta es responsable de 40.8% de la huella de agua de México; lo anterior se debe a que se distribuyen, en promedio, 379 m³/hab. · año cuando la media nacional es de 104 m³/hab. · año. En esta región se tiene baja disponibilidad relativa del recurso hídrico: escasa precipitación (445 mm)

Cuadro 4

Grado de presión, población, agua renovable media y huella de agua por RHA

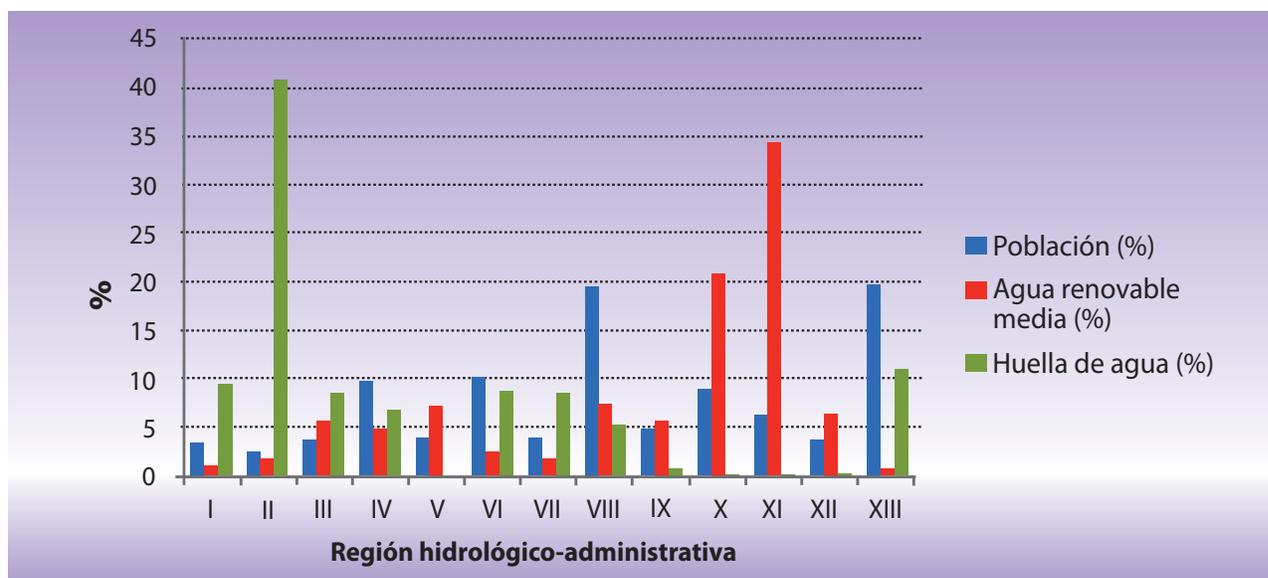
Región hidrológico-administrativa (RHA)	Grado de presión hídrica ^a (WTA)	Población ^a diciembre del 2008		Agua renovable media ^a		Huella de agua ^b	
	Clasificación	Habitantes	(%)	(hm ³ /año)	(%)	(m ³ agua impactada / hab. · año)	(%)
I Península de Baja California	Fuerte	3 681 032	3.44	4 626	1.01	51.404	9.26
II Noroeste	Fuerte	2 594 182	2.42	8 323	1.81	226.485	40.78
III Pacífico Norte	Fuerte	3 960 006	3.70	25 627	5.58	47.596	8.57
IV Balsas	Fuerte	10 581 511	9.88	21 680	4.72	37.637	6.78
V Pacífico Sur	Escasa	4 122 518	3.85	32 794	7.14	0.788	0.14
VI Río Bravo	Fuerte	10 844 542	10.12	11 937	2.60	48.410	8.72
VII Cuencas Centrales del Norte	Fuerte	4 154 483	3.88	7 884	1.72	47.058	8.47
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	Fuerte	20 802 160	19.42	34 160	7.44	28.730	5.17
IX Golfo Norte	Moderada	4 955 427	4.63	25 543	5.56	4.000	0.72
X Golfo Centro	Escasa	9 616 781	8.98	95 866	20.87	0.679	0.12
XI Frontera Sur	Escasa	6 561 406	6.13	157 754	34.34	0.383	0.07
XII Península de Yucatán	Escasa	3 983 652	3.72	29 645	6.45	1.738	0.31
XIII Aguas del Valle de México	Muy fuerte	21 258 911	19.85	3 514	0.76	60.417	10.88
Total	Moderada	107 116 608	100	459 351	100	4.161	100

a CONAGUA, 2010.

b Elaboración propia.

Figura 2

Distribución de la población, disponibilidad media y huella de agua per cápita por RHA



Fuente: elaboración propia con base en CONAGUA, 2010.

y poco escurrimiento (5 074 hm³/año) asociados a fenómenos naturales como las sequías recurrentes y a la demanda de agua, que han rebasado la oferta y el volumen de aprovechamiento de los usuarios. La disponibilidad adecuada de agua para estas áreas requiere de altas inversiones de infraestructura o modificaciones del recurso del uso agrícola al urbano, lo que genera conflictos entre sectores.

4. Conclusiones

Aunque el agua puede ser considerada como un recurso renovable cuando se controla cuidadosamente su extracción, uso, tratamiento y disposición, lo cierto es que la disponibilidad de agua dulce no contaminada está disminuyendo de manera constante. En muchas partes del mundo, su demanda ya excede el abastecimiento y, a medida que aumenta la población mundial, también lo hace el requerimiento del vital líquido. La metodología propuesta permite evaluar el uso del recurso en todas las etapas de su ciclo de vida con la ventaja de poder detectar en qué parte de la cadena de valor existe un mayor consumo e impactos al agua, dando la posibilidad de aplicar medidas de prevención, más que de control, para reducir la huella y evitar los impactos. Esto permite resguardar la disponibilidad de agua dulce a largo plazo.

La distribución irregular del agua en México ocasiona diversos conflictos, desde inundaciones hasta sequías, obligando a los municipios, empresas y personas a ser más conscientes en su uso; en los últimos años se ha expresado la necesidad de contar con mayor información para poder hacer un aprovechamiento sostenible del recurso. En este sentido, es responsabilidad de la Academia diseñar y desarrollar las herramientas necesarias para que quienes toman decisiones dispongan de mayor información que les permita elegir y promover los productos que representen la mejor opción para la sostenibilidad global.

Para estas figuras, es difícil leer reportes completos y complejos para identificar aquellas opciones ambientales que mejor pueden servir al desarrollo,

al bienestar humano y a los objetivos de la sostenibilidad. La huella de agua reportada en una sola métrica, que integra los impactos en ecotoxicidad acuática y escasez, facilita la toma de decisiones que, en términos ambientales, rara vez tienen soluciones lineales. La presente propuesta tiene la fortaleza de que una huella con un valor mayor se traduce como impactos más grandes, siendo preferible una huella menor. Esta metodología garantiza un indicador que permite una clara comunicación de la huella de agua a niveles gubernamental, empresarial y académico pudiendo, incluso, ser utilizada en ecoetiquetas para reportar la huella de agua de productos, procesos y servicios. Cuando se reportan volúmenes de agua, esto no es posible.

Por último, la metodología propuesta es compatible con la norma de estandarización ISO/DIS 14046 Análisis de ciclo de vida-Huella de agua-Requisitos y directrices, la cual deja abierta la posibilidad de reportar la huella de agua como un ACV completo, como una sola categoría de impacto (intermedia o de daño) o, incluso, como un indicador de disponibilidad, siempre y cuando la huella sea reportada en términos de impacto ambiental.

Referencias

- Alcamo, J.; P. Doll; T. Heinrichs; F. Kaspar; B. Lehner; T. Rosch; S. Siebert. "Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability", en: *Hydrolog. Sci. J.* 2003, 48, 317-337.
- Allan, J. A. "Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits", en: *Ground Water.* 1998, 36, 545-546.
- CONAGUA. *Estadísticas del agua en México.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2010. Consultado en: www.conagua.gob.mx
- Crettaz, P.; O. Jolliet; J. Cuanillon; S. Orlando. *Analyse du cycle de l'eau et recuperation de l'eau pluviale.* Lausanne, CH, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne-Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes (GECOS)-Groupe du Développement Durable, 1998.
- Doka, G. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services.* Final report Ecoinvent 2000 No. 13. Dübendorf, CH, EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2003. Consultado en: www.ecoinvent.ch
- EC. "Environmental Risk Assessment", Chapter 3 (Part II), in: *Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances, Commission Regulation (EC). No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances*

- and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Institute for Health and Consumer Protection. European Commission. Ispra, Italy, ECB, JRC, 2003.
- Ebersperger, R. *Methodik zur Ermittlung der energieoptimierten Nutzungsdauer von Produkten*. Ph. D. thesis. TU München, München, DE, 1995.
- Ecoinvent V.2. Swiss Centre of Life Cycle Inventories. 2011. Consultado en: www.ecoinvent.org/database/
- Hauschild, M.; H. Wenzel. *Environmental Assessment of Products*. Volume 2 (scientific background) Chapman and Hall, 1998. Disponible en: www.tempo.ipl.dtu.dk/users/mic/Projects.htm#EDIP2003
- Hauschild, M. Z.; O. Jolliet; M. A. Huijbregts. "A bright future for addressing chemical emissions in life cycle assessment", in: *J. Int J Life Cycle Assess.* 2011. DOI 10.1007/s11367-011-0320-8.
- 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. "USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties", in: *Int J Life Cycle Assess.* 2011. 16:701-709. DOI 10.1007/s11367-011-0294-6.
- Hoekstra, A. Y. "Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade", in: *Value of Water Research Report Series No.12*. 12-13 December 2002, Delft, The Netherlands, UNESCO-IHE. Consultado en: www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf, 2003.
- Hoekstra, A. Y. y A. K. Chapagain. *Water footprints of nations*. Volume 1 main report UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. Research report series #16. Consultado en: www.waterfootprint.org/?page=files/Publications. 2004
- Hoekstra, A. Y.; A. K. Chapagain; M. M. Aldaya and M. M. Mekonnen. *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. London, UK, Earthscan, 2011.
- ISO 14044. International Standard. *Environmental management-Life cycle assessment. Requirements and guidelines*. Geneva, Switzerland, International Organization for Standardization, 2006.
- ISO/DIS 14046. *International Standard under development. Life Cycle assessment-Water footprint-Requirements and guidelines*. 2012. Consultado en: www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_tc_browse.htm?commid=54808&development=on, January 2013.
- ISO/CD14067. *International Standard under development. Greenhouse gas management and related activities. Carbon footprints of products Requirements and guidelines for quantification and communication*. 2011. Consultado en: www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_tc_browse.htm?commid=54808&development=on, 14 October 2011.
- Larsen, H. F. and M. Hauschild. "GM-troph: A low data demand ecotoxicity effect indicator for use in LCIA". In: *Int J LCA*. 2007. 12(2) 79-91.
- _____. "Evaluation of Ecotoxicity Effect Indicators for Use in LCIA", in: *Int J LCA*. 2007a. 12(1) 24-33 (Erratum for p. 32 in: *Int J LCA* 12(2) 92).
- NOM-011-CONAGUA-2000. Norma oficial mexicana *NOM-011-CONAGUA-2000. Conservación del recurso agua, que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales*. México. SEMARNAT, 2002. Disponible en: www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Normas%20oficiales%20Mexicanas%20vigentes/NOM-011-CONAGUA.pdf, consultado en septiembre del 2010.
- PAS 2050: 2011. *Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*. BSI 2011. ISBN 978 0 580 71382 8.
- Payet, J. *Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA)*. Dissertation. Lausanne, Switzerland, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL). Also see *Int J Life Cycle Assess.* 2004. 10(5):373.
- Payet, J., O. Jolliet. "Comparative assessment of the toxic impact of metals on aquatic ecosystems: the AMI method", in: Dubreuil, A. (ed). *Life Cycle Assessment of metals: issues and research directions*. Pensacola, SETAC Press, 2004, pp. 188-191.
- Pennington, D. W.; J. Payet; M. Z. Hauschild. *Aquatic ecotoxicological indicators in life-cycle assessment*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2004. 23(7):1796-1807.
- Pennington, D. W.; M. Margni; J. Payet; O. Jolliet. *Risk and regulatory hazard-based toxicological effect indicators in Life-Cycle Assessment (LCA)*. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 2006. 12(3):450-475.
- Pfister, S.; A. Koehler; S. Hellweg. *Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA*. *Environ. Sci. Technol.*, 2009. 43, 4098-4104.
- Rees, W. E. "Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out", in: *Environ. Urban.* 1992; 4(2):121-130.
- _____. "Revisiting carrying capacity: area-based indicators of sustainability", in: *Population and Environment*. 1996; 17 (3), 195-215.
- Rees, W. E. and M. Wackernagel. "Ecological footprints and appropriated carrying capacity: measuring the natural capital requirements of the human economy", in: Jansson, A. M.; M. Hammer; R. Folke; Costanza (eds.). *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*. Washington, DC, Island Press, 1994, pp. 362-390.
- _____. "Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable and why they are a key to sustainability", in: *Environmental Impact Assess. Review*. 1996; 16, 223-248.
- Rosenbaum, R.; M. Margni; O. Jolliet. "A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts", in: *Environ Int.* 2007; 33(5):624-634.
- Schnoor, J. L. *LCA and Environmental Intelligence?* *Environ. Sci. Technol.* 2009. 43, 2997.
- Usetox Development Team. *USEtox User manual. Report version: 1.01*. 2010. Consultado en: <http://redigerer.sitecore.dtu.dk/Sites/usetox/howtoget/downloadmodel.aspx>, 12 October 2011.
- Wackernagel, M.; W. Rees. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. Gabriola Island, BC, Canada, New Society Publishers, 1996.
- _____. "Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: economics from an ecological footprint perspective", in: *Ecological Economics*. 1997; 20, 3-24.