



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO



INSTITUTO INTERAMERICANO DE TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA

**“Propuesta metodológica para la estimación del factor de caracterización
de la huella de agua de disponibilidad en México”**

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctorado en Ciencias del Agua

Presenta:

M. en C.A. Heryka Annette Olier Sarlat

Tutor académico:

Dr. Carlos Roberto Fonseca Ortiz

Tutores adjuntos:

Dra. Ma. Vicenta Esteller Alberich

Dr. Humberto Salinas Tapia

CONTENIDO

INDICE DE TABLAS	4
ÍNDICE DE FIGURAS	6
NOMENCLATURA Y UNIDADES	8
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	13
1.1 JUSTIFICACIÓN	15
1.2 HIPÓTESIS	15
1.3 OBJETIVOS	16
1.3.1 Objetivo general	16
1.3.2 Objetivos específicos:	16
CAPÍTULO 2: ANTECEDENTES	17
CAPÍTULO 3: MARCO TEÓRICO	19
3.1. Indicador de estrés hídrico WSI (water stress index)	19
3.2. Indicador Available Water Remaining (AWARE)	21
3.3. Indicadores de calidad del agua	27
3.4. Indicadores para aguas subterráneas	33
CAPÍTULO 4: MATERIALES Y MÉTODOS	39
4.1. Indicador de escasez hídrica	42
4.2. Indicador de calidad	47
4.3 Indicador de fuente de abastecimiento	50
4.4 Factor de caracterización para la huella de disponibilidad de agua	53
4.5 Desarrollo de herramienta informática	53
4.8. Zona de estudio	58
4.9 Descripción del proceso productivo en la zona de estudio	60
CAPÍTULO 5: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	64
5.1. Estructura de base de datos	64
5.2. Indicador de escasez WI_i	66
5.3. Huella de disponibilidad de agua ponderada por escasez en proceso productivo	70
5.4. Indicador de calidad WQ_i	75
5.5. Aplicación del indicador de calidad en el proceso productivo	77
5.6. Indicador de fuente de abastecimiento WB_i	83
5.7. Aplicación del indicador de fuente de abastecimiento en el proceso productivo	85
CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.	92

BIBLIOGRAFÍA	96
ANEXO A: Armonización de conceptos para el indicador de escasez.	103
ANEXO B: Límites permisibles en parámetros de calidad del agua para diferentes usos y estándares	104
Anexo C: Base de datos generados para los nodos de demanda agrícola en la CARL	109
ANEXO D: Profundidad del nivel piezométrico para sondas seleccionadas del AVT	110

INDICE DE TABLAS

Tabla 3.1 Datos oficiales para las variables de disponibilidad y de uso de agua para las trece regiones hidrológicas administrativas en México (CONAGUA, 2018)	243
Tabla 3.2 Resultados de WSI y AWARE con datos de CONAGUA (2014) para las trece regiones hidrológicas Administrativas en México (Olier, 2019)	264
Tabla 3.3 Comparación de definiciones, para estimar los indicadores que conforman la huella de disponibilidad de agua.	26
Tabla 3.6 Factores de equivalencia, $[AP]_{(i)}$ (g eq. $H^+ g^{-1}$) utilizados en los impactos por acidificación (Antón, 2004).	32
Tabla 4.2 Relación de los puntos de muestreo ID, profundidad de la sonda y la localidad dentro del acuífero del valle de Toluca.	
..... ¡Error! Marcador no definido.	
Tabla 5.2. Datos de entrada para la estimación de los indicadores de escasez para las regiones Lerma-Santiago-Pacífico (RHAVIII), Acuífero del Valle de Toluca (AVT), cuenca del Curso Alto del Río Lerma (CARL).	67
Tabla 5.3. Resultados de la aplicación de los métodos para la estimación de los indicadores de escasez y calidad. Lerma-Santiago-Pacífico (LSP), Acuífero del Valle de Toluca (AVT), Curso Alto del Río Lerma (CARL).	70
Tabla 5.4 Escenario 0. Considera solamente el suministro de agua subterránea para uso agrícola para el nodo 19	71
Tabla 5.5 Escenario 1 Considera el suministro de agua subterránea para uso agrícola y el volumen adicional para el nodo 19	
..... ¡Error! Marcador no definido.	
Tabla 5.6 Escenario 2. Considera el suministro de agua subterránea para uso agrícola y el volumen adicional para el nodo 19	
..... ¡Error! Marcador no definido.	
Tabla 5.7 Escenario 3. Considera la operación de la planta de tratamiento como fuente de abastecimiento fuera de los volúmenes del REPDA.	72
Tabla 5.8. Datos de entrada para la RHAVIII dadas por WULCA (2017) y CONAGUA (2019).	74

Tabla 5.9 Referencia de concentraciones de sólidos disueltos totales y su valor energético y su impacto cualitativo.

.....; **Error! Marcador no definido.**

Tabla 5.10 Semáforo de calidad de agua para el escenario 0, nodo 19 para uso de agua agrícola.

.....; **Error! Marcador no definido.**

Tabla 5.11 Semáforo de calidad de agua para el escenario 1, nodo 19 para uso de agua agrícola.

.....; **Error! Marcador no definido.**

Tabla 5.12 Semáforo de calidad de agua para el escenario 2, nodo 19 para uso de agua agrícola.

.....; **Error! Marcador no definido.**

Tabla 5.13 Semáforo de calidad de agua para el escenario 3, nodo 19 para uso de agua agrícola.

.....; **Error! Marcador no definido.**

Tabla 5.14 Resumen de los resultados obtenidos de los indicadores de escasez, calidad y fuente, relacionados con los tres escenarios propuestos.

.....; **Error! Marcador no definido.**

Tabla 5.15 Resultados del factor de caracterización con el indicador de escasez para la obtención de la huella de disponibilidad de agua, considerando los resultados de calidad y fuente como información de sustento para el indicador de escasez

.....; **Error! Marcador no definido.**

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 Regionalización de los métodos AWARE y WSI para Regiones Hidrológicas Administrativas en México.	25
Figura 3.2 Regionalización WULCA para RHA VIII para la obtención del indicador AWARE.	25
Figura 4.1. Intercambio de flujos de agua de una región hidrográfica de uso directo y su retorno al sistema hidrográfico (Lathuillière et al., 2018).	391
Figura 4.2 Metodología para la estimación de la huella de disponibilidad de agua	
¡Error! Marcador no definido.3	
Figura 4.3 Tarjeta de valoración (scorecard) para el indicador WLi en función del método WSI.	47
Figura 4.4 Tarjeta de valoración (scorecard) para el indicador WLi en función del método AWARE.	48
Figura 4.5 Tarjeta de valoración (scorecard) para el indicador WQi en función de la energía libre de Gibbs (Gfe).	50
Figura 4.6 Tarjeta de valoración (scorecard) del indicador de fuente de abatimiento WBi	54
Figura 4.7 Diagrama de flujo de la interfaz de inicio.	57
Figura 4.8 Diagrama de flujo de la interfaz del indicador de escasez.	58
Figura 4.9 Diagrama de flujo de la interfaz del indicador de calidad.	59

Figura 4.10 Zona de estudio: Curso Alto del Río Lerma, acuífero del Valle de Toluca. Elaboración propia.	60
Figura 4.11 Red de monitoreo de calidad del agua en la cuenca del curso alto del río Lerma (CONABIO, 2020).	62
Figura 4.12 Nodos de demanda agrícola ubicados en la cuenca del curso alto del río Lerma (Fonseca, 2014).	63
Figura 4.13 Nodo de uso agrícola en la cuenca del CARL (Fonseca,2014) y concesiones registradas en el REPDA (2019)	64
Figura 5.1 Interfaz de inventario de datos generales.	67
Figura 5.2 Interfaz indicador de escasez.	69
Figura 5.3. Interfaz de calidad	70
Figura 5.4 Interfaz de huella de agua	71
Figura 5.5 83Subcuenas del CARL y muestreos de calidad basados en Fall et al. (2006)	78
Figura 5.6 85Comportamiento de los niveles piezométricos en el AVT	85
Figura 5.7 Variación promedio anual de la profundidad del nivel piezométrico en el AVT (2010-2017)	86
Figura 5.8. Indicador de fuente de abastecimiento en el AVT	87
Figura 5.9 Huella unitaria (m^3/m^3eq) para los cuatro escenarios	91
Figura 5.10 Huella unitaria (m^3/m^3eq) con el método AWARE para los cuatro escenarios	92
Figura 5.11 Huella de disponibilidad ($m^3 eq$)	93
Figura 5.12 Tendencia de escenarios para cada indicador.	93

NOMENCLATURA Y UNIDADES

Símbolo/Acrónimo	Descripción	Unidad
ACV	Análisis del Ciclo de Vida	
AC	Aguas concesionadas	hm ³ /año
ACU	Acuífero	
AMD	Avaiability Minus Demand	m ³ / m ² *mes
AR	Aguas Renovables	hm ³ /año
AVT	Acuífero del Valle de Toluca	
AWARE	Available water remaining	
AGWARE	Available warer Groundwater remaining	
AWAREg	Available water Groundwater remaining	
AWAREs	Available water surface remaining	
CADIS	Centro de Análisis de Ciclo de Vida y Diseño Sustentable	
CARL	Curso Alto del Río Lerma	
CNC	Cuenca	
CF	Coliformes Fecales	mg/L

CIRA/IITCA	Centro Interamericano de Recursos del Agua	
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua	
COSUDE	Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación	
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L
DQO	Demanda Química de Oxígeno	mg/L
EICV	Evaluación del ciclo de vida	
EPA	Environmental Protection Agency	
EWR	Environmental Water Requirements	m ³ /mes
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la agricultura	
FC	Factor de caracterización	m ³ eq de agua
FE	Factor Efecto	
FF	Factor Destino	Caso/kg _{ingerido}
FI	Índice de llenado	Adimensional
FX	Factor de exposición	(1/día)
HWC	Human Water Consumption	m ³ /mes
<i>i</i>	Diferentes usos de agua (industrial, urbano o agrícola)	hm ³ /año
ICV	Inventario del ciclo de vida	
ISO	Organización Internacional de Estándares	
<i>j</i>	Cuenca, acuífero	km ²
$\Delta G, G_{fe}$	Energía libre de Gibbs	j/g
NOM	Norma Oficial Mexicana	
OCDE	Organización para la cooperación y el desarrollo económico	
PAF	Fracción de las especies	
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales	
REPDA	Registro Público de Derechos de Agua	
RHA	Región Hidrológica Administrativa	

RNM	Red Nacional de Monitoreo	
SDT	Sólidos Disueltos Totales	mg/L
SST	Sólidos Suspendedos Totales	mg/L
SAGARPA	Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural	
SEDAGRO	Secretaría de Desarrollo Agropecuario	
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	
SETAC	Society of Environment Toxicology and Chemistry	
SIG	Sistema de Información Geográfica	
SINA	Sistema Nacional del Información del Agua	
UNEP-SETAC	Nacional Union enviroment programme	
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación	
UTM	Universal Transversal de Mercator	m
PHI	Programa Hidrológico Internacional	
PL	Nivel Piezométrico	m
$\overline{\Delta PL}$	Variación Promedio de profundidad anual	m/año
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente	
VF	Factor de variación	m
WSI	Water Stress Index	
WSIg	Water groundwater Stress Index	
WSIs	Water surface Stress Index	
WTA	Withdrawal to availability	m
α	Huella de disponibilidad de agua	m^3 equivalentes
WA	Water Availability	m^3 /mes
WaterGAP	Water Global Assessment and Prognosis	Km^3 /a
WB	Indicador de fFuente de abastecimiento	Adimensional
WI	Indicador de escasez	Adimensional
WQ	Indicador de calidad	Adimensional

WU	Water Use	<i>m³/mes</i>
WULCA	Water Use in Life Cycle Assessment	
WWAP	Programa Mundial de Evaluación del Agua	
ZMVT	Zona Metropolitana del Valle de Toluca	

RESUMEN

Palabra clave: Huella de agua, impacto, escasez

La huella de agua de acuerdo con la norma ISO 14046:2014 visualiza el uso del agua que se encuentra oculta en los productos, procesos y servicios, permite comprender la condición global del agua dulce y cuantifica los efectos del consumo y comercio sobre los recursos hídricos, lo cual sirve de base para una mejor gestión de los recursos de agua. La huella de agua además del volumen de consumo debe reportar los impactos ocasionados por la extracción de agua en una zona, tomando en cuenta los diferentes tipos de fuente de donde se extrae con distinta calidad y que son utilizados en diferentes actividades.

La metodología propuesta en esta investigación fue desarrollada para su aplicación en diversas condiciones de información sobre los cuerpos de agua y su respectivo aprovechamiento por los probables usuarios encontrados en una región. Se tuvo como objetivo, diseñar y estimar la huella de disponibilidad de agua por medio de un factor de caracterización considerando la cantidad de agua utilizada en un cuerpo de agua, la calidad del recurso observada y la requerida por los usuarios, así como la distribución geográfica de su explotación, para proporcionar la información adecuada del efecto de un proceso productivo sobre las características cuantitativas y cualitativas en un contexto de la gestión integrada del agua. Como ejemplo, los indicadores fueron estimados en los recursos hídricos correspondientes a la cuenca del Curso Alto del río Lerma y el Acuífero del Valle de Toluca.

Se desarrolló un factor de caracterización, y sus diferentes indicadores que lo conforma. El factor de caracterización propuesto visto como un coeficiente de conversión, fue estimado a partir del cociente entre el volumen utilizado por un proceso productivo y el promedio de la huella de disponibilidad de agua ponderada en términos de escasez, calidad y distribución geográfica de explotación. Para el caso del indicador de escasez, se evaluaron los dos métodos propuestos (AWARE y WSI), donde fue necesario desagregar los conceptos relacionados con la disponibilidad en términos de flujos de entrada y salida, así como asociar

los términos de volumen extraído, demandado y concesionado en función del caso de estudio. Se realizó un ajuste de escalas asociado con los cuerpos de agua involucrados en la estimación de los indicadores, se sugirió utilizar como unidades de estudio cuerpos de agua a escala de cuenca hidrográfica y acuífero. Para el caso del indicador de calidad se consideró la energía libre de Gibbs como indicador de funcionalidad basado en las condiciones energéticas del cuerpo de agua a analizar y para el indicador de fuente como información sobre el efecto de la variación de la explotación de manera espacial y temporal. Dentro de la zona de estudio se consideró un proceso productivo de tipo agrícola para la estimación de su huella de disponibilidad de agua. Para ello, fueron considerados cuatro condiciones de suministro, basados en la demanda agrícola de agua, para reflejar las diferencias entre los indicadores.

La flexibilidad del método en relación con el tipo de información permitió desarrollar algunos módulos informáticos para almacenar diferentes estructuras de las variables para un mismo cuerpo de agua, y además, en el auxilio para la estimación del indicador de escasez y calidad. Sin embargo, la aportación metodológica de la presente investigación muestra un enlace entre los conceptos de huella de agua, agua virtual y consideración de impactos en la gestión integrada de recursos hídricos a diferentes escalas geográficas.

ABSTRACT

Keyword: Water footprint, impact, scarcity

The water footprint in accordance with the ISO 14046: 2014 standard visualizes the use of water that is hidden in products, processes and services, allows understanding the global condition of fresh water, and quantifies the effects of consumption and trade on water resources, which serves as the basis for better management of water resources. The water footprint, in addition to the volume of consumption, must report the impacts caused by the extraction of water in an area, taking into account the different types of source from which it is extracted with different quality and that are used in different activities.

The methodology proposed in this research was developed for its application in various information conditions on water bodies and their respective use by the probable users found in a region. The objective was to design and estimate the water availability footprint by means of a characterization factor considering the amount of water used in a body of water, the quality of the resource observed and that required by the users, as well as the geographical distribution of its exploitation, to provide adequate information on the effect of a production process on the quantitative and qualitative characteristics in a context of integrated water management. As an example, the indicators were estimated in the water resources corresponding to the Upper Course of the Lerma River and the Toluca Valley Aquifer.

A characterization factor was developed, and its different indicators that make it up. The proposed characterization factor, seen as a conversion coefficient, was estimated from the quotient between the volume used by a production process and the average of the water availability footprint weighted in terms of scarcity, quality and geographical distribution of exploitation. In the case of the scarcity indicator, the two proposed methods (AWARE and WSI) were evaluated, where it was necessary to disaggregate the concepts related to

availability in terms of inflows and outflows, as well as associate the terms of volume extracted, demanded and granted according to the case study. An adjustment of scales associated with the bodies of water involved in the estimation of the indicators was carried out, it was suggested to use bodies of water at the scale of the hydrographic basin and aquifer as study units. In the case of the quality indicator, the Gibbs free energy was considered as an indicator of functionality based on the energy conditions of the body of water to be analyzed and for the source indicator as information on the effect of the variation of the exploitation in a spatial and temporary. Within the study area, an agricultural-type production process was considered to estimate its water availability footprint. For this, four supply conditions were considered, based on agricultural demand for water, to reflect the differences between the indicators.

The flexibility of the method in relation to the type of information made it possible to develop some computer modules to store different structures of the variables for the same body of water, and also to help estimate the scarcity and quality indicator. However, the contribution methodological study of the present research shows a link between the concepts of water footprint, virtual water and consideration of impacts in the integrated management of water resources at different geographical scales.

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

El uso sustentable de recursos naturales en la cadena de suministro de bienes y servicios implica, entre otras cosas, la gestión tanto de recursos considerados escasos como de efectos adversos a la biosfera. Entre los mecanismos que utiliza la economía ecológica para representar los impactos humanos sobre la Tierra en general, se encuentran aquellos basados en “huellas”, e.g. huella ecológica, huella de carbono, *emergy accounting* (contabilidad de emergía) y huella de agua. Todas ellas pretenden cuantificar la apropiación humana del capital natural como una fuente o un vertedero (Hoekstra y Wiedmann, 2014). En otras palabras, tratan de estimar la cantidad de elementos naturales utilizados o efectos provocados en el proceso de producción de un bien o servicio. Por ejemplo, la huella ecológica mide la superficie necesaria (en hectáreas equivalentes) para producir los recursos consumidos por una persona, ciudad, región, etc. (Wackernagel y Rees, 1996). La huella de carbono refleja la cantidad de emisiones de gases de invernadero (en CO₂ equivalente) emitidos por efecto directo o indirecto de un individuo, organización, producto etc. (Synder et al., 2009). El *emergy accounting* es análogo a una huella energética que mide la energía necesaria que requiere de manera directa o indirecta un producto o servicio (medido en energía solar equivalente o emjoules solares; Odum, 1996). Por lo tanto, estos métodos se han

transformado en una herramienta popular y efectiva para comunicar la insostenibilidad (la humanidad requiere actualmente los recursos de una Tierra y media; Hoekstra y Wiedmann, 2014).

En relación con la huella de agua, existen dos vertientes al respecto. La primera es la estimación del volumen requerido de un tipo de agua para producir un producto. Los tipos en qué pueden clasificarse las fuentes de agua son verdes, azules o grises según su origen (Hoekstra, 2003). En español es conocido como Huella Hídrica, mientras que, en inglés el término *water footprint* también es asociado al agua virtual (medido en m³ equivalentes de agua verde, azul o gris respectivamente). Esta connotación es generada para diferenciarla de la huella de agua (o *water footprint*) asociada a la ponderación de la cantidad de agua requerida por un producto o servicio en términos de escasez y contaminación relevantes en la apropiación del agua bajo diferentes contextos geográficos (Yang et al., 2013).

La huella de agua (refiriéndose de ahora en adelante al segundo enfoque) está basada en una ponderación por diferentes categorías de impactos (escasez, degradación o disponibilidad). La categoría de escasez refleja el efecto del uso del agua en la cantidad de recursos en un sistema, la categoría de degradación se orienta al efecto contaminante después de usarse el recurso y la categoría de disponibilidad hace referencia a la competencia del recurso tanto en términos cuantitativos como cualitativos del agua. De acuerdo con su ubicación en la cadena de suministro, es posible decir que la categoría de escasez se encuentra en un punto medio (*midpoint*), mientras que la categoría de degradación se encuentra en un punto final (*endpoint*) dado que el recurso ya ha sido descargado o “desecho”. En relación con la disponibilidad, puede ser vista en un punto medio si se considera la cantidad y calidad del agua que requiere específicamente un producto o servicio (enfoque desde el usuario o *user-side*), o bien, puede ser considerado en un punto inicial (*start point*) si es considerado el estado cuantitativo y cualitativo de la fuente de abastecimiento (enfoque desde el donante o *donor side*). La conversión entre el volumen de agua utilizado y la huella de agua es entonces estimada por la ponderación de uno o varios indicadores conformando un factor de caracterización.

El objetivo planteado en la presente tesis es desarrollar y estimar el factor de caracterización de disponibilidad de agua para evaluar la funcionalidad del agua usada en un proceso,

producto o servicio, con base en una regionalización, y por medio de indicadores de calidad, escasez y fuente de abastecimiento de agua. Como caso de estudio se presenta en la cuenca del Curso Alto del Río Lerma (CARL) y el acuífero del Valle de Toluca, ubicado en dicha cuenca.

Para cumplir con este objetivo: i) son ajustados dos indicadores conocidos como AWARE (*Available water remaining*, Boulay et al., 2017) y WSI (*Water Stress Index*; Pfister et al., 2009) para el estudio del indicador de escasez; ii) es utilizado el término de energía libre de Gibbs (G_{fe}) para el indicador de calidad; y iii) es propuesto un indicador basado en la variación de niveles piezométricos de un acuífero para ponderar la distribución de la explotación de recursos hídricos subterráneos.

1.1 JUSTIFICACIÓN

La principal aportación de la presente investigación es de carácter metodológico al diseñar un factor de caracterización de disponibilidad de agua. Dicho método permite evaluar los impactos por uso de agua mediante indicadores de escasez, calidad del agua y de fuente de abastecimiento, utilizando datos de entrada y salida a una escala regional. La estimación de este factor servirá como una herramienta de comunicación en la gestión, protección y conservación de recursos hídricos.

Para ello, se sugiere, de forma complementaria a los resultados obtenidos del indicador de escasez, la aplicación de una evaluación de calidad del agua considerando la energía libre de Gibbs (Odum, 1966). Esto permitirá evaluar la función de la energía potencial química de la fuente, proporcionando datos que pueden ser aceptados por las diferentes normas de calidad internacionales y nacionales (Kounina et al., 2012). De igual forma, para la evaluación de la fuente de abastecimiento se propone un análisis de las variaciones en los niveles piezométricos en función de la extracción de reservas de aguas por medio de la estimación de la tasa de abatimiento de los acuíferos en la región.

Los resultados obtenidos de esta metodología permiten informar sobre los conflictos actuales relacionados con los problemas del agua y la respectiva toma de decisiones. Además, se

consideró el desarrollo de una herramienta informática como aporte tecnológico para el manejo óptimo de datos y la creación de una base de datos que registre información de nuevos escenarios a evaluar. Dicha herramienta permite ingresar datos confiables, flexibles, además de poder acceder a nuevos datos locales que ayuden a cuantificar el uso del agua.

1.2 HIPÓTESIS

El desarrollo de un factor de caracterización para la huella de disponibilidad de agua ponderada por indicadores de escasez, calidad del agua y fuentes de abastecimiento, proporciona la información adecuada del efecto de un proceso productivo sobre las características cuantitativas y cualitativas, así como la distribución geográfica de la explotación de las fuentes de abastecimiento en un contexto de la gestión integrada del agua.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo general

Diseñar y estimar un factor de caracterización de la huella de disponibilidad de agua, considerando aspectos de escasez, calidad y tipo de fuente de abastecimiento para proporcionar la información adecuada del efecto de un proceso productivo sobre las características cuantitativas y cualitativas, así como la distribución geográfica de la explotación de las fuentes de abastecimiento en un contexto de la gestión integrada del agua.

1.3.2 Objetivos específicos:

1. Desarrollar un factor de caracterización que incluya indicadores de escasez, calidad y fuente de abastecimiento para la estimación de la huella de disponibilidad de agua.
2. Estimar la huella de disponibilidad de agua y el factor de caracterización correspondiente en un proceso productivo.
3. Diseñar una base de datos de las variables de entrada de los indicadores de escasez, calidad y fuente de abastecimiento para la estimación de los flujos de entradas y salidas de los recursos hídricos.
4. Desarrollar módulos informáticos en el auxilio de la estimación de la huella de disponibilidad de agua.

CAPÍTULO 2: ANTECEDENTES

De acuerdo con la norma ISO 14046:2014, la huella de agua está basada en la perspectiva de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), la cual pretende identificar los impactos ambientales potenciales relacionados con el recurso hídrico, incluyendo las dimensiones temporales y geográficas; identificando la cantidad de agua y la degradación de su calidad.

La huella de agua permite una evaluación integral de los impactos provocados por su uso en un producto, servicio u proceso, de forma transparente, consistente y reproducible. Esta se visualiza en el uso del agua que se encuentra oculta en los productos y servicios, permite comprender la condición global del agua dulce y cuantificar los efectos del consumo y comercio sobre los recursos hídricos, lo cual sirve de base para una mejor gestión de los recursos de agua.

En la huella de agua además del volumen de consumo debe reportar los impactos ocasionados por la extracción de agua en una zona, tomando en cuenta los diferentes tipos de fuente de donde se extrae con distinta calidad y que son utilizadas en diferentes actividades (ISO 14046,2014). Por ello, su estimación involucra un coeficiente que afecta al volumen utilizado llamado factor de caracterización, el cual puede estar conformado por uno o varios indicadores según la categoría del impacto, i.e. escasez, disponibilidad, degradación, etc. (ISO 14046,2014).

Cuando la evaluación no involucra todas las categorías de impacto en su análisis, ésta se considera como ‘huella de agua no integral’, dándole el nombre del calificador del impacto a evaluar. Es decir, evalúa una sola categoría de impacto, denotándola como ‘huella de escasez de agua’; ‘huella de disponibilidad de agua’; ‘huella de agua de eutrofización’, o cualquier otro tipo de impacto.

La huella de disponibilidad de agua según la ISO 14046, evalúa los impactos ambientales potenciales provocados por un producto, proceso o servicio asociados a la privación volumétrica o funcional de los recursos hídricos de una región o cuenca. Dado que una huella de disponibilidad debe tomar en cuenta la funcionalidad del recurso desde la perspectiva del usuario, algunos autores (Boulay et al., 2011b; Bayart et al., 2008; Pradinaud et al., 2018) consideran que la caracterización del agua permite comunicar los impactos del uso de agua de una manera integral.

Bayart (2008) propone que, para cuantificar la disminución funcional de los recursos hídricos, se debe tomar en cuenta la disponibilidad física y el valor ecológico del recurso hídrico (renovabilidad). Para ello, este autor considera categorías de agua definidas por el tipo de fuente (superficial, subterránea o de lluvia): ocho para las aguas superficiales, ocho para las aguas subterráneas y una para el agua de lluvia. Cada categoría se caracterizó de acuerdo con 136 parámetros de calidad. Concluye que, en algunos casos, el agua puede estar ahí, pero la calidad es tan baja que en realidad no está disponible para su consumo local, a menos que sea sometida a un tratamiento adicional.

Boulay et al. (2011b), proponen un factor de caracterización basada en indicadores que estiman la reducción de disponibilidad provocada por las actividades humanas. Dentro de este factor, se incluyen dos elementos más. El primero es la caracterización del agua como una evaluación degradativa, tomando en cuenta los parámetros de calidad detallados en normas y directrices internacionales para riego, pesca, agua para consumo humano (agua potable), hidroeléctrico, transporte, recreación y refrigeración. Establecen tres parámetros: generales (incluye parámetros microbianos), compuestos inorgánicos y compuestos orgánicos. El segundo elemento es un valor de juicio que aumenta de acuerdo con un impacto inferido por el tipo de fuente, en caso de ser una fuente superficial adquiere un valor de 0, si es agua de lluvia de 0.5 y si es subterránea de 1.

Ante lo mencionado anteriormente, Lathuillière et al. (2018), proponen combinar dos enfoques de evaluación de la huella de agua. El primero centrado en la evaluación del impacto en los procesos productivos y el segundo en la evaluación de los límites físicos representados por una región hidrogeográfica, enfocada en la gestión del agua. Esta evaluación permite armonizar ambos enfoques teniendo como resultado una integración de decisiones relacionadas con la gestión de los recursos hídricos y los procesos productivos, además de la participación de los usuarios dentro del ciclo del agua.

CAPÍTULO 3: MARCO TEÓRICO

En esta sección se tratarán las bases teóricas de algunos de algunos indicadores utilizados en la estimación de la huella de disponibilidad de agua, y además, las nociones de parámetros adicionales que pueden complementar la información proporcionada por estos indicadores. Cabe destacar que, como parte de esta investigación, se realizó un análisis de los indicadores de escasez a nivel de región hidrológica para identificar algunas de sus limitaciones.

Como se ha mencionado, métodos con diferentes enfoques han sido desarrollados para obtener indicadores que evalúan los impactos por consumo de agua. En la presente investigación se consideran los indicadores *Water Stress Index* (WSI; Pfister et al., 2009) y *Available Water Remaining* (AWARE; Boulay et al., 2017) como base de una propuesta de indicador de escasez. Lo anterior, debido a que es posible considerar que los indicadores AWARE y WSI presentan de manera implícita una estimación de impacto con enfoque desde el usuario o *user side*, desde una perspectiva de Paoli et al. (2017) y Biswas (2008). En cambio, la estimación del impacto de un enfoque desde el lado donante o *donor side*, evalúa el valor necesario para que los servicios ecosistémicos mantengan las condiciones necesarias para el desarrollo de los sistemas humanos (Biswas ,2008).

3.1. Indicador de estrés hídrico WSI (water stress index)

El WSI se define como un indicador que evalúa la relación entre la extracción de agua dulce respecto a la cantidad de agua renovable de una región hidrológica (Pfister *et al.*, 2009). Determina el aumento de los impactos provocados en una zona por medio de la variabilidad temporal de la disponibilidad de agua en un periodo específico (Ridoutt y Pfister, 2012).

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4*WTA^*} \left(\frac{1}{0.01} - 1 \right)} \quad [3.1]$$

En la ecuación 3.1, WTA^* es el valor de WTA (*Withdrawal to availability*) ajustado por un factor de variación (VF), relacionado con la precipitación que fluye en una cuenca (ecuación 3.2).

$$WTA^* = \begin{cases} \sqrt{VF} * WTA \text{ para SRF (caudal fuertemente regulado)} \\ VF * WTA \text{ para no SRF} \end{cases} \quad [3.2]$$

El factor de variación (VF) (ecuación 3.3) es una función de la desviación estándar mensual (S_{mes}^*) y anual ($S_{año}^*$) de la precipitación, asumiendo una distribución log-normal (Pfister *et al.*, 2009; Nilsson *et al.*, 2007).

$$VF = e^{\sqrt{[\ln(S_{mes}^*)]^2 + [\ln(S_{año}^*)]^2}} \quad [3.3]$$

WTA_i (Ecuación 3.4) se obtiene de la relación del agua disponible (WA_i) en una cuenca i y el agua consumida o extraída (WU_{ij}) por diferentes usuarios j , calculada sobre una base anual.

$$WTA_i = \begin{cases} 1, \sum WU_i > \sum WA_i \\ \sum_j \frac{WU_{ij}}{WA_i}, \text{ otro caso} \end{cases} \quad [3.4]$$

Cuando WSI se encuentra por debajo de 0.09 indica una baja escasez ($WTA < 0.2$), un WSI que varía de 0.09 a 0.5 indica una escasez media; ($0.2 < WTA < 0.4$), un WSI de 0.5 a 0.9 indica una escasez alta; ($0.4 < WTA < 0.6$) y un WSI de 0.91 a 1 indica una escasez severa ($WTA > 0.6$) (Pfister *et al.*, 2009).

Chapagain *et al.* (2006), estudiaron la huella de agua de la producción de algodón utilizando el índice WSI y aplicaron el modelo global de WaterGAP2 (Álcamo *et al.*, 2010) para más de 10000 cuencas hidrológicas. WaterCAP2 considera los sistemas hidrológicos y la parte socioeconómica, para cuantificar la disponibilidad anual de agua dulce (WA_i). El modelo se basa en datos anuales de la precipitación, evapotranspiración, recarga de las aguas subterráneas; y la sustracción por parte de diferentes usuarios j (WU_{ij}), para cada cuenca i . Sugieren un enfoque de modelado regionalizado para la evaluación de impacto por consumo de agua ya que, en las regiones áridas, el impacto en los recursos hídricos es mayor, a diferencia de las regiones húmedas, donde el impacto no es tan relevante.

Este mismo modelo también fue aplicado en Colombia (COSUDE, 2015), donde se observó que los datos obtenidos al aplicar el WSI a nivel de subcuenca permiten un mayor detalle, ya que las condiciones promedio esconden situaciones locales. Se demuestra que al efectuar una evaluación de la huella de agua de un producto o proceso en el marco del ACV, la evaluación está influenciada por el hecho de que el área local corresponde al sitio de producción donde el proceso tiene control.

3.2. Indicador Available Water Remaining (AWARE)

AWARE es un indicador de punto medio para estimar el factor de caracterización de escasez por uso de agua regionalizado. Representa el remanente de agua disponible por área en una cuenca hidrográfica después de satisfecha la demanda de los seres humanos y los ecosistemas (Boulay *et al.*, 2017). Se basa en la suposición de *cuanto menor sea el agua disponible por área, más probable es que otro usuario sea privado de este recurso*. El AWARE es recomendado por WULCA (Water Use in LCA), el cual trabaja bajo los principios de la iniciativa del Ciclo de Vida del UNEP-SETAC (2012), para evaluar el impacto del consumo de agua en un ACV (WULCA, 2017).

El AWARE se refiere al consumo de agua en relación con la disponibilidad de una región en un tiempo determinado. Ha sido desarrollado para responder a la pregunta ¿Cuál es el potencial de privación de otro usuario cuando se usa el recurso? El método sugiere que el factor sea expresado en relación con el área. Esta comparación da como resultado un aumento

en la incertidumbre de los datos al comparar los promedios locales con los promedios mundiales (Boulay, 2014).

El método para estimar el indicador AWARE (Boulay *et al.*, 2017) está basado en la relación de la disponibilidad menos la demanda (AMD_i) estimada en función del tiempo y espacio en una región. El indicador AWARE (Ecuación 3.5) representa un resultado relativo en relación con un promedio mundial ($AMD_{prom\ mundial} = 0.0136 \text{ m}^3/\text{m}^2 * \text{mes}$).

$$AWARE = \begin{cases} 100 A - HWC - EWR < 0 \\ AMD_{prom} / AMD, \text{ otro caso} \end{cases} \quad [3.5]$$

AWARE utiliza la disponibilidad A (m^3/mes) de agua menos la demanda por consumo humano HWC (m^3/mes) y la demanda de los ecosistemas EWR (m^3/mes) en relación con el área (m^2) Para la estimación de AMD se emplea la ecuación 3.6 (Boulay *et al.*, 2011).

$$AMD = \frac{A - HWC - EWR}{Area} \quad [3.6]$$

La disponibilidad hídrica se obtuvo del modelo WaterGAP 2.2 aplicado a más de 11000 cuencas hidrográficas en el mundo, utilizando datos históricos en un periodo que abarca de 1960-2010, para modelar la escorrentía basada en la precipitación y evapotranspiración. (Boulay *et al.*, 2017).

Por otra parte, las aguas demandadas incluyen el uso doméstico, industrial, ambiental, agrícola y el de producción de energía, en m^3/mes .

El rango del AWARE es de 0.01 a 100, donde AWARE=1 corresponde a una región con la misma cantidad restante de agua por área en un cierto periodo de tiempo con respecto al promedio mundial $0.0136 (\text{m}^3/\text{m}^2 * \text{mes})$, y valores menores a 1 para regiones con menos problemas de escasez que el promedio mundial. Valores de 100 corresponden a regiones con una demanda mayor a la disponibilidad.

De acuerdo con la anterior idea, Olier (2019) evaluó los indicadores WSI y AWARE para México con datos obtenidos de CONAGUA (2018) para la demanda y disponibilidad hídrica. El territorio mexicano está conformado por 13 regiones (Tabla 3.1), donde la RHA VI Río Bravo es la más grande con una extensión de 390,440 km² correspondiendo al 20% del territorio nacional y la RHA XIII Aguas del Valle de México con la menor extensión de 18 229 km² equivalente al 1% del territorio nacional además de ser la más poblada con 1,262 hab/km² con un grado de presión hídrica de 138%, y un índice de agua renovable per cápita de 150 m³/hab al año.

Tabla 3.1 Datos oficiales para las variables de disponibilidad y de uso de agua para las trece regiones hidrológicas administrativas en México (CONAGUA, 2018).

RHA	AR $\left(\frac{hm^3}{año}\right)$	AC $\left(\frac{hm^3}{año}\right)$	Población (millones de hab.)
XIII	3458	4771	23.01
I	4958	3949	4.37
VI	12316	9513	12.15
II	8273	6715	2.80
VII	7849	3801	4.52
IV	22156	10784	11.69
III	25596	10731	4.47
VIII	35093	15292	23.89
IX	28085	5899	5.23
XII	29324	4149	4.52
V	30565	1539	5.02
X	95129	5449	10.48
XI	144459	2337	7.57

Nota: Región Hidrográfica Administrativa (RHA), Aguas Renovables (AR), Aguas Concesionadas (AC), Habitantes (Hab).

La RHA XI Frontera Sur es la más húmeda con una lámina anual de precipitación media de 1,842 mm; a diferencia de la RHA I Península de Baja California que es la más seca con 168 mm de precipitación anual. La RHA VIII Lerma-Santiago-Pacífico se encuentra en la zona

centro-occidente del país; comprende una extensión territorial de 191,500 km². (CONAGUA, 2017).

Los resultados obtenidos en cada RHA (Tabla 3.2), demostró la desigual distribución de los recursos hídricos en México, además de su desigual uso. Ejemplo de esto se comprueba en las RHA VI, I, y II que son las que se encuentran al norte del territorio nacional y que presentan niveles de precipitación inferiores a las regiones RHA XII y VXI, siendo estas las regiones con mayores niveles de precipitación.

Para el AWARE, los resultados obtenidos para las diferentes RHA en México, mostraron las regiones con mayor impacto: la RHA XIII (Aguas del Valle de México) con un AWARE de 100, siendo esta región la más poblada del país y la menor en extensión de superficie, y la RHA I con un AWARE de 25.31, corresponde a la Península de Baja California que, aunque no es la más poblada ni con mayor extensión de superficie, es la segunda región que presenta un mayor impacto potencial en los recursos hídricos, pudiendo influenciar las condiciones de sequía que prevalecen en esta región.

La clasificación de las RHA con el WSI (Figura 3.1) muestra una distribución menos dispersa. Los valores más altos se presentaron en las regiones con mayor población y con condiciones de sequía extremas como: las RHA I (Península de Baja California) y VI (Río Bravo) ubicadas al norte del territorio donde se presenta una mínima precipitación anual (CONAGUA, 2014). La RHA XIII (Aguas del Valle de México) presenta valor WSI con un impacto potencial de 0.99 debido a que es una zona con alto grado de densidad poblacional.

Tabla 3.2 Resultados de WSI y AWARE con datos de CONAGUA (2014) para las trece regiones hidrológicas Administrativas en México (Olier, 2019).

RHA	WSI	AWARE
XIII Aguas del Valle de México	0.99	100
I Península de Baja California	0.98	25.31
VI Río Bravo	0.98	22.63
II Noroeste	0.99	20.69
VII Cuencas Centrales del Norte	0.73	7.49
IV Balsas	0.73	1.66
III Pacífico Norte	0.56	1.65
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	0.60	1.57
IX Golfo Norte	0.10	0.93
XII Península de Yucatán	0.05	0.91
V Pacífico Sur	0.01	0.46
X Golfo Centro	0.019	0.19

Los resultados de la evaluación de escasez permiten determinar los riesgos ambientales provocados por las diferentes actividades que cada región presenta. Ambos métodos presentaron un factor de caracterización regionalizado que muestra similitudes en las regiones con mayor escasez de agua.

En específico, para la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago el proyecto grupal de la Iniciativa del Ciclo de Vida para el Agua (WULCA) obtuvo como resultado un indicador AWARE de 8.45 (figura 3.2) considerando una malla de datos de consumo y disponibilidad hídrica basados en el trabajo de Álcamo et al. (2010).

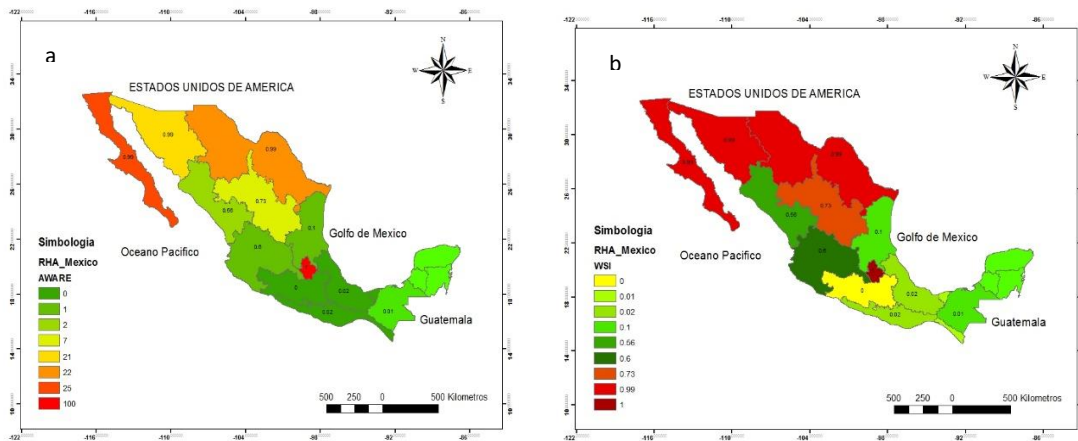


Figura 3.1 Regionalización de los métodos a) AWARE y b) WSI para Regiones Hidrológicas Administrativas en México.



Figura 3.2 Regionalización WULCA de la RHA VIII para la obtención del indicador AWARE.

De acuerdo con la revisión bibliográfica, uno de los obstáculos que presentan los métodos propuestos para la evaluación de la huella de agua, es la falta de datos a nivel local y su aplicabilidad en diferentes escenarios como: la explotación de los recursos naturales, el incremento demográfico mundial, y los cambios climatológicos, entre otros (Boulay, 2013; Bayart, 2009; Pfister *et al.*, 2014). La armonización de conceptos utilizados en los diferentes métodos analizados podría permitir el desarrollo de una base de datos para la aplicación de los métodos con datos locales.

Por lo anterior, se menciona algunas diferencias en los elementos que conforman cada uno de los métodos propuestos en la estimación de los indicadores de escasez y por organismos oficiales en México (tabla 3.3). Los conceptos que conforman al indicador de escasez, principalmente el concepto de ‘disponibilidad hidrológica’, son comparados con definiciones dadas por CONAGUA (2015), SEMARNAT (2010), ISO (2014), la Ley de Aguas Nacionales y de los autores de los métodos AWARE y WSI.

Tabla 3.3. Comparación de definiciones para estimar indicadores de escasez.

Concepto	AWARE	WSI	Normativa mexicana
Disponibilidad	Asociado a la cantidad de recursos hídricos renovables.	Asociado a la cantidad de recursos hídricos renovables.	Asociado a la diferencia de recursos hídricos

	Incluidos en un solo término, se encuentran el escurrimiento por precipitación directa, recarga directa e indirecta de aguas subterráneas. Los requerimientos ambientales son considerados de manera independiente en otro término.	Incluidos en un solo término se encuentran el escurrimiento por precipitación directa, recarga directa e indirecta de aguas subterráneas. Los requerimientos ambientales pueden ser sustraídos de la disponibilidad.	renovables y recursos utilizados. Considera como aportaciones: el escurrimiento por precipitación directa, recarga directa e indirecta de aguas subterráneas, importaciones y volúmenes de retorno (tabla 3.4). Considera como recursos utilizados las extracciones, volúmenes comprometidos y exportaciones.
Usos	Hace diferencia entre consumo humano y requerimientos ambientales. Se puede asociar a las extracciones.	Asociada al recurso extraído para fines humanos. Los requerimientos ambientales son restados a la disponibilidad.	Hace diferencia entre agua extraída y concesionada. Parte de los volúmenes comprometidos se infiere que son utilizados por los requerimientos ambientales, pero no son estimados en función de su demanda hídrica.

Tabla 3.4. Retorno de flujos en términos proporcionales (CONAGUA, 2015)

Usos	% Rango	% Retorno
Agrícola	10-30	20
Público Urbano	70-80	75
Industrial	50-60	55
Doméstico	70-80	75
Pecuario	10-30	15

Acuicultura	95-100	100
Generación de energía eléctrica	95-100	100

3.3. Indicadores de calidad del agua

Un indicador de calidad de agua proporciona información directa o indirecta del estado cualitativo de las aguas que se estén estudiando (OCDE, 2003). Evaluar los cambios en la calidad y disponibilidad del agua para los recursos hídricos de una región, mediante la cuantificación de la calidad de los flujos de entrada y salida de agua, permite determinar de igual manera el cambio en su funcionalidad (Boulay, 2014; Farell, 2013, Pfister *et al.*, 2009; Boulay ,2013).

La funcionalidad es la pérdida de utilidad de un cuerpo de agua debido a su calidad por los diferentes usos humanos. La calidad de agua se establece principalmente por la materia y sustancias que se encuentran disueltas o en suspensión y los organismos que ahí se encuentran. Por lo tanto, para evaluar la calidad de agua primero se debe conocer el uso que se pretende dar.

Una evaluación por impacto en la calidad del agua se define en función de su fuente de abastecimiento, su calidad y el tipo de usuarios. La determinación de los umbrales de los parámetros de calidad del agua se puede basar en las normas internacionales (EPA, Unión Europea 98/83/c), normas nacionales (NOM -127-SSA1-1994; NOM-001-SEMARNAT-1996) y/o las recomendaciones y estándares de la industria y agricultura (Boulay, 2013) (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Estándares de calidad para consumo humano

Parámetros	EPA (mg/L)	98/83/C (mg/L)	NOM-127 (mg/L)
Acrilamina	0	0.0001	
Aluminio		0.2	0.2
Alaclor	0		
Partículas alfa	0		
Amonio		0.5	
Antimonio	0.006	0.005	

Arsénico	0	0.01	0.05
Asbestos	7MFL		
Atrazina	0.003		
Bario	2		0.7
Benceno	0	0.001	
Benzopireno	0	0.00001	
Berilio	0.004		
Boro		1	
Emisiones de partículas beta	0		
Bromato	0	0.01	
Cadmio	0.005	0.005	0.005
Carbofurano	0.04		
Cianuro			0.07
Tetracloruro de carbono	0		
Cloraminos	MRDGL0=4		
Clordano	0		
Cloro	MRDGL0=4	250	0.2-1.50
Cloruro			250
Dióxido de cloro	MRDGL0=0.8		
Clordano			0.3
Clorito	0.1		
Cromo	0.1	0.05	0.05

Parámetros	EPA (mg/l)	98/83/C	NOM-127
Cobre	1.3	2	2
Criptosporidio	0		
Cianuro	0.2	0.05	
2,4-D	0.07		50
Dalapón	0.2		
DDT			1
Gamma-HCH			2
1,2-Dibromo3-cloropropano	0	0.003	
o-Diclorobenceno	0		
p-Diclorobenceno	0.6		
1,2-Dicloroetano	0		

1.1-Dicloroetileno	0.007		
cis-1.2-Dicloroetileno	0.07		
trans-1.2-Dicloroetileno	0.1		
Diclorometano	0		
1,2-Dicloropropano	0		
Adipato de di	0.4		
Flatode di	0		
Dinoseb	0.007		
Dioxin	0		
Diquat	0.02		
Dureza		500	
Endotal	0.1		
Endrina	0.002		
Epiclorohidrina	0	0.0001	
Etibenceno	0		
Dibromuro de etileno	0		
Fenoles		0.001	
Fierro		0.3	
Flúor	4	1.5	
Giardia lambia	0		
Gilfosato	0.7		
Ácido de halo acéticos	n/a		
Heptaclor	0		0.03
Heptaclorepóxido	0		
Conteo de placas de bacterias heterotróficas	n/a		

	EPA (mg/l)	98/83/C	NOM-127
Hexaclorbenceno	0		0.01
Hexaclor-ciclopentadieno	0.05		
Plomo	0	0.01	0.025
Legionella	0		
Lindano	0.0002		
Mercurio	0.002	0.001	0.001
Metoxicloro	0.04		20
Niquel		0.02	
Nitrato	10	50	10
Nitrito	1	0.5	0.05
Nitrogeno amoniacal			0.5
Oxamil	0.2		

pH			6.5-8.5
PAHs		0.0001	
Pentaclorofenol	0		
Pesticidas		0.0001	
Pesticidas totales		0.0005	
Picloram	0.5		
Plaguicidas			0.03
Bifenilos policlorados	0		
Radio	0		
Selenio	0.05	0.01	
Simazina	0.004		
Estireno	0.1		
Tetracloroetileno	0	0.01	
Talio	0.0005		
Tolueno	1		
Coliformes totales	0		
Trihalometanos	n/a	0.1	0.2
Toxafeno	0		
2,4,5-TP	0.05		
1,2,4-Triclorobenceno	0.07		
1,1,1-Tricloroetano	0.2		
1,2,1-Tricloroetano	0.003		
Tricloroetano	0		
Turbidez	n/a	aceptable	5

Parámetros	EPA (mg/l)	98/83/C	NOM-127
Cloruro de Vinilo		0.0005	
color		aceptable	aceptable
Conductividad eléctrica		25000	
Concentraciones de iones de hidrogeno (pH)		≥6.5 y ≤9.5	
Hierro		0.2	
Manganeso		0.05	
olor		aceptable	aceptable
oxidabilidad		5	
Sulfatos		250	
Sodio		200	
Solidos totales disueltos			

Sabor		aceptable	aceptable
Bacteria de coliformes		0	
Carbón orgánico Total (COT)		sin cambio	
Tritio		100	
E. Coli		0	0
coliformes fecales			0
Enterococos		0	
Conteo de colonias 22°C		100	
Conteo de colonias 37°C		20	
sustancias activas al azul de metileno			0.5
Zinc			5
Radiactividad alfa global			0.1
Radiactividad beta global			1

Entre los métodos que evalúan el impacto relacionados a la calidad del agua en la huella de agua, se encuentran los métodos USEtox, ECO-indicador 99, ReCiPe y CML 2002 (Rosenbaum et al., 2015; Jolliet et al., 2004). Estos consideran como indicadores de impacto el cambio climático, la eutrofización, la ecotoxicidad y la acidificación en agua dulce.

El indicador de impacto por acidificación $AI = \sum AP_i * m_i$ (kg), se expresa en función de la masa m_i (kg) de la sustancia i y el potencial de acidificación AP_i ($\text{g eq. } H^+ \text{ g}^{-1}$), el cual es calculado por el potencial de iones H^+ que puede emitir dicha sustancia i . Las diferentes sustancias podrían ser sumadas basándose en su potencial de formar iones H^+ (Tabla 3.6).

El método ReCiPe basado en los métodos Eco-indicador 99 y CML 2002 (Rosenbaum et al., 2015; Jolliet et al., 2004), evalúa los impactos en la biodiversidad acuática debido a emisiones de fósforo (P) en el aire, agua y suelo usando un modelo basado en datos de P y macrofauna de fuentes de agua superficiales holandesas, y de otros países europeos.

Tabla.3.6 Factores de equivalencia, AP_i ($\text{g eq. } H^+ \text{ g}^{-1}$) utilizados en los impactos por acidificación (Antón, 2004).

Sustancia	AP ($\text{g eq. } H^+ \text{ g}^{-1}$)
<i>Ácido clorhídrico (HCl)</i>	0.0274
<i>Ácido fluorhídrico (HF)</i>	0.05
<i>Ácido sulfhídrico (H₂S)</i>	0.059
<i>Ácido sulfúrico (H₂SO₄)</i>	0.020

<i>Amoniaco (NH₃)</i>	0.059
<i>Dióxido de Nitrógeno (NO₂)</i>	0.022
<i>Óxidos de azufre (SO₂)</i>	0.03125

El método USEtox, (USEtox development team, 2010), dentro de la evaluación para la ecotoxicidad en agua dulce, estima la disminución de biodiversidad acuática por emisiones al aire, agua y suelo. El factor de caracterización $FC_{ecotox\ agua} = FF*FX*FE$ para evaluar la ecotoxicidad acuática crónica del agua dulce está compuesta de un factor de destino FF (día), un factor de exposición FX (1/día) y un factor de efecto FE (caso/kg_{ingerido}).

En este método, el factor de destino FF representa el tiempo de residencia y la persistencia de un compuesto químico en el medio ambiente. El factor de exposición FX representa la fracción disuelta en agua del compuesto químico y su biodisponibilidad. El factor de efecto FE representa la ecotoxicidad acuática crónica de un químico disuelto en el agua.

Los métodos antes expuestos proporcionan indicadores en función de las descargas a un cuerpo de agua después de un proceso de transformación de materia prima o consumo sin considerar las condiciones de la calidad del agua antes de utilizarla. Por ello, los métodos antes descritos no proporcionan una evaluación que aporte información relevante para la presente investigación, ya que esta se enfoca en las condiciones de los cuerpos de agua en su estado actual antes de ser utilizados para su consumo, utilizando para esta evaluación la energía potencial química.

La energía potencial química de los flujos se emplea como método alternativo para evaluar la funcionalidad de los recursos hídricos debido a su uso. Se basa en la Segunda Ley de la Termodinámica, donde la medición de la espontaneidad de una reacción requiere de la estimación de los cambios en la entropía del sistema y de sus alrededores. Para ello, por medio de la variación de la Energía Libre de Gibbs, se puede considerar la energía disponible para realizar un trabajo (Chang, 1999).

La Energía Libre de Gibbs (G_{fe}), relaciona la energía útil que posee un sistema para realizar un trabajo (ecuación 3.7). Se considera la constante de los gases ideales ($R= 8.33 \text{ J/mol}\cdot\text{K}$), la temperatura ($T= 300^\circ\text{K}$), y el peso molecular del agua ($W= 18 \text{ g/mol}$). Requiere tanto de

las concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT) encontradas en una fuente de agua patrón ($c_1 = 35000$ mg/L, de acuerdo con Odum, 1996) como de la concentración c_2 de la fuente de agua en estudio.

El indicador de calidad puede adquirir valores en rango de 0 (cuando su concentración de SDT es equivalente al agua del mar) hasta 1 cuando su concentración es nula (la Energía Libre de Gibbs es igual a 4.9462 J/g para el agua con SDT = 0) (Fonseca, 2014).

$$G_{fe} = \frac{RT}{W} \ln \left(\frac{(1 \times 10^6) - c_2}{(1 \times 10^6) - c_1} \right) \quad [3.7]$$

3.4. Indicadores para aguas subterráneas

El ciclo hidrológico está subdividido en dos, el superficial y el subterráneo, ambos aprovechados mayormente por el hombre, cada uno de ellos presenta características diferentes en cuanto a velocidad de flujo, capacidad de almacenamiento, modificación de su calidad, condicionamiento de los medios físicos por los que fluyen, etc. La ventaja de ser complementarios pero independientes permite un mejor aprovechamiento para las necesidades humanas. Las aguas subterráneas a diferencia de las aguas superficiales se consideran atractivas, asequibles, evaluables y con mayor valor de conservación, protección y restauración. Por otro lado, una parte de su descarga mantiene los caudales base de ríos y humedales de interés medioambiental (Tabla 3.7) (Custodio, 1996).

El agua subterránea es toda el agua que se encuentre en el subsuelo, en formaciones geológicas denominados acuíferos, son esenciales para el ciclo hidrológico, siendo un recurso natural valioso que constituye una de las principales fuentes de agua para uso humano.

Los acuíferos sobreexplotados, son aquellos que prolongan su extracción de agua subterránea en cantidades que superan el promedio anual de reposición, provocando una caída persistente en el nivel de las aguas subterráneas (UNESCO, 2006). La relación de la sobreexplotación y la tasa de abatimiento implica las variaciones negativas de los niveles piezométricos del acuífero, como resultado de una extracción intensiva en zona cuya recarga actual resulta

insuficiente o donde hay una disminución de flujo entre acuíferos profundos (Foster *et al.*, 2006).

El proponer una explotación racional de las aguas subterráneas tiene como objetivo obtener los recursos de agua necesarias para satisfacer una determinada demanda, la cual varía en espacio y tiempo. La explotación racional requiere conocer el funcionamiento de los acuíferos y los cambios cuantitativos y cualitativos resultantes de las diferentes explotaciones, tanto a nivel general como en sistemas particulares. La falta de racionalidad en la explotación de las aguas subterráneas se basa en la mala gestión y en la competencia por el recurso en forma desigual.

La gestión de acuíferos hace referencia a la cantidad y calidad del agua captable del acuífero, la cual está relacionada con la demanda y el medio ambiente. La gestión también considera, las normas, leyes y reglamentos dirigidos a sostener, conservar, proteger, restaurar y regenerar los acuíferos. Una buena gestión considera a las aguas subterráneas parte esencial del ciclo hidrológico.

Tabla.3.7 Implementación de las aguas subterráneas con respecto a las aguas superficiales (Custodio, 1996).

Razones	Aguas subterráneas	Aguas superficiales
Almacenamiento	Mayor volumen de almacenamiento, presenta menor exposición a los cambios climáticos	Depende de la captación de los sistemas que recolectan y conservan la escorrentía superficial, la cual depende de las condiciones climatológicas.
Regularidad en su composición química	Por su estructura presenta mayor estabilidad por su mínima exposición a factores externos que cambian su composición.	Menor estabilidad en su composición por una exposición mayor a factores externos.
Recarga	Por medio de la precipitación que se infiltra al suelo.	Sistema de recolección y conservación de la escorrentía debido a la precipitación.
Retención	Mayor tiempo	Menor tiempo

Los indicadores de recursos hídricos (superficiales y subterráneos), basados en programas de monitoreo y evaluación, como apoyo a la gestión sostenible de los recursos de agua subterránea, proporcionan información sobre el estado actual y las tendencias del recurso. Ayudan a analizar el alcance de los procesos naturales y los impactos provocados por su consumo en el espacio y tiempo. Los indicadores permiten una mejor comunicación y participación de todos los actores involucrados en la gestión del recurso.

El Programa Hidrológico Internacional (PHI) y el Programa Mundial de Evaluación del Agua (WWAP) por sus siglas en inglés, reconocen la importancia del agua subterránea en la evaluación de los recursos hídricos mundiales, por ello, desarrollaron indicadores de aguas subterráneas con la finalidad de obtener información sobre la cantidad y calidad (estados y tendencias actuales), además de considerar el aspecto social (accesibilidad, aprovechamiento y uso del agua subterránea), económico (requisitos de extracción, protección y tratamiento de agua subterránea), ambiental (vulnerabilidad, agotamiento y contaminación de las aguas subterráneas) y aspectos de la política y gestión del recurso subterráneo. Dichos indicadores están relacionados con las actividades humanas dependientes del agua (industria, agricultura, consumo humano, minería). Vbra y Lipponen (2007) proponen nueve indicadores de agua subterránea para ser aplicados global, nacional o a nivel acuífero.

1. **Recurso renovable de agua subterránea per cápita ($m^3/año$):** Expresa la cantidad anual de la recarga por persona
2. **Extracción total de agua subterránea/ recarga de agua subterránea:** Relación entre la extracción anual por medio de pozos y otras formas artificiales para suministro y la recarga. La extracción puede ser estimado como un valor medio en un rango significativo de años.
3. **Extracción total de agua subterránea / Recursos de agua subterránea explotables:** Significa la cantidad de agua que puede extraerse anualmente de un acuífero bajo restricciones económicas, tecnológicas e institucionales, además de las condiciones ambientales. Considera de igual manera los atributos ecológicos, como los ecosistemas acuáticos, la protección de humedales, y la conservación del flujo base de los ríos.

4. **Agua subterránea como porcentaje del uso total de agua potable a nivel nacional:** Expresa la relación porcentual entre el agua subterránea y el agua superficial utilizada para suministro público de agua potable. El indicador muestra la dependencia del agua subterránea en el uso del agua potable (doméstico) basado en concesiones otorgadas por de las autoridades gubernamentales y municipales, o bien registrados por las empresas de suministro de agua.
5. **Agotamiento de las aguas subterráneas:** cualquier explotación de agua subterránea conduce a la disminución del nivel del agua y afecta el almacenamiento de un acuífero. El problema crítico es cuánta agua puede ser extraída de un acuífero sin producir un impacto no reversible en cantidad y calidad de agua subterránea, ecosistemas o estabilidad geotécnica superficial. La importancia de considerar el agotamiento de las aguas subterráneas más que las superficiales, es debido a que dichos cuerpos de agua constituyen el 22% de la reserva de agua dulce accesible en el planeta, dichas aguas representan una reserva a largo plazo, lo que permite una disponibilidad a necesidades no solo de consumo sino también a emergencias de sequía, cambios climáticos y resilientes a la contaminación. Esto debido a que el tiempo medio de residencia de las aguas superficiales y subterráneas es muy diferente: en los ríos oscila entre 15 a 20 días, mientras que en las aguas subterráneas pueden alcanzar decenas y miles de años (Instituto de Geología y Minero de España, 2017).
6. **Total del recurso de agua subterránea no renovable explotable:** El recurso de agua subterránea no renovable es igual a un recurso de agua finito al cual no tiene o tiene muy poca recarga. El total de agua subterránea no renovable explotable significa la cantidad total calculada de agua que puede extraerse de un acuífero bajo las restricciones socioeconómicas actuales y condiciones ecológicas.
7. **Vulnerabilidad de las aguas subterránea:** El concepto de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas se basa en el supuesto de que el entorno físico puede proporcionar algunos grados de protección al agua subterránea. Por lo tanto, la vulnerabilidad es una propiedad intrínseca (natural) de un sistema de aguas subterráneas que depende de la sensibilidad del sistema a los impactos naturales y humanos (Vrba y Lipponen, 2007). Expresa la vulnerabilidad de los sistemas de agua subterránea con base en las

propiedades hidrogeológicas y geológicas del suelo. Este indicador apoya la política y gestión de protección de aguas subterráneas. La vulnerabilidad se determina en función de la recarga neta, la capacidad de atenuación del suelo, la zona no saturada, litología, espesor y conductividad hidráulica vertical, zona saturada, conductividad hidráulica, y tiempo de residencia de las aguas subterráneas.

8. **Calidad de agua subterránea:** Informa sobre el estado actual y las tendencias, en espacio y tiempo, de la calidad del agua relacionada con la evolución de la contaminación.
9. **Dependencia al agua subterránea de la población agrícola:** Se refiere a la proporción total de un país que utiliza agua subterránea para mejorar la productividad de las empresas agrícolas o ganaderas.

Estos indicadores, al igual que los mencionados para la escasez, están asociados a una valoración global entre entradas y salidas de un sistema. Sin embargo, para complementar la información proporcionada por este tipo de indicadores, es posible considerar otros efectos, como por ejemplo el abatimiento piezométrico. Este efecto se refiere a un descenso temporal del nivel piezométrico de una unidad acuífera a causa de su modificación natural o artificial (extracción, disminución de la alimentación, comunicación de los acuíferos).

Por medio de mapas cartográficos se puede analizar la información sobre la evolución de los niveles piezométricos que permite definir las áreas que necesitan ser monitoreadas. Esquivel et al. (2015), desarrollaron un método para el diseño de una red de monitoreo del nivel piezométrico del agua subterránea, basado en el uso de SIG y análisis multicriterio con la técnica de las jerarquías analíticas con la finalidad de optimizar la red de monitoreo del acuífero del valle de Toluca. Como resultado se obtuvo mapas de distribución espacial de los pozos que conformarían una red de monitoreo.

CAPÍTULO 4: MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología propuesta en el presente trabajo pretende estimar los impactos potenciales por medio de una huella de disponibilidad de agua ponderada en términos cuantitativos, cualitativos y espaciales. Esta huella de agua tiene un enfoque deductivo o descendente (*top-to-bottom*) dado que parte desde el nivel más amplio definido por los límites de un sistema, en este caso hidrográfico (figura 4.1). Es decir, la evaluación de impactos considera el estado de los recursos (perspectiva *donor-side*) en términos regionales y, posteriormente es considerada la transformación de los recursos en los procesos productivos (*user-side*). Como referencia, otros enfoques que utilizan los conceptos de agua virtual y huella de agua con un enfoque invertido (*bottom-up*) son “*Rule of the thumb*”, “*Crop modelling*” y “*Agregation over space and supply chain*” (Yang et al., 2013). La relación producto, sociedad, y región hidrográfica demuestra una estructura multi-niveles para el desarrollo de la toma de decisiones en los problemas hídricos, sujetos a una evaluación de la huella de agua teniendo un enfoque caracterizado en función de sus objetivos (Lathuillière et al., 2018).

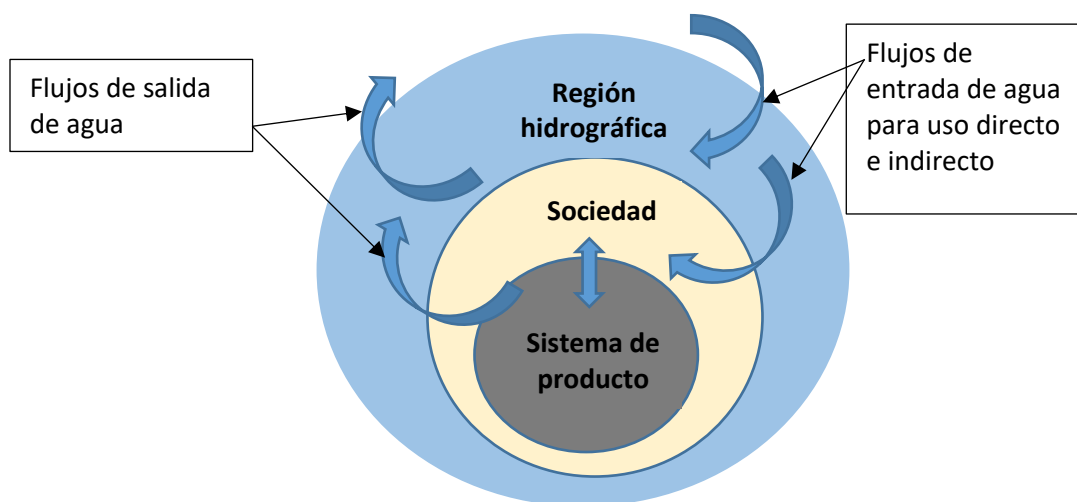


Figura 4.1. Intercambio de flujos de agua de una región hidrográfica de uso directo y su retorno al sistema hidrográfico (Lathuillière et al., 2018).

En relación con lo anterior, se pueden presentar dos enfoques con perspectiva de ciclo de vida con base en la norma ISO 14046. Uno se centra en el producto, servicio o proceso y el otro enfocado en la gestión del agua y la asignación de los recursos hídricos (Lathuillière et al., 2018). La presente investigación se basa en el enfoque de la evaluación de las condiciones vinculadas con los diferentes tipos de fuentes de agua, es decir con la asignación de los recursos hídricos que abastecen una actividad. Por lo tanto, a diferencia de una evaluación en el ciclo de vida de tipo *mid-point*, donde son considerados los cambios volumétricos y cualitativos del agua dentro del propio proceso de creación del producto o servicio (Koning et al., 2002), una evaluación de punto inicial (*start point*) permitiría evaluar los impactos relacionados con la escasez del recurso y la pérdida de funcionalidad debido a la degradación de su composición y la explotación heterogénea de la fuente.

Una perspectiva de ciclo de vida completa tiene como objetivo todos los procesos que se necesitan dentro de las funciones de interés dentro de un proceso (extracción de recursos naturales, producción de materia prima, materiales y fabricación) y fuera del proceso (eliminación o descarga) hasta la etapa de uso. Esto es denominado “de la cuna a la tumba”, donde el término de “cuna” se refiere al entorno natural el cual es parte del sistema. Pero un estudio que corresponde a lo denominado “de la cuna a la puerta” es un estudio que no toma la perspectiva del ciclo de vida porque el límite del sistema termina en la puerta del proceso. Para la presente investigación sus límites de aplicabilidad fueron definidos de la cuna a la puerta (Houschild y Huijbregts, 2015).

La presente propuesta de huella de disponibilidad de agua (figura 4.2) es estimada por tres indicadores que ponderan el volumen de agua utilizado para diferentes productos o servicios en función de la fuente o cuerpo de agua. Estos indicadores son denotados como un indicador de escasez WI_i , un indicador de calidad WQ_i y un indicador de fuente WB_i .

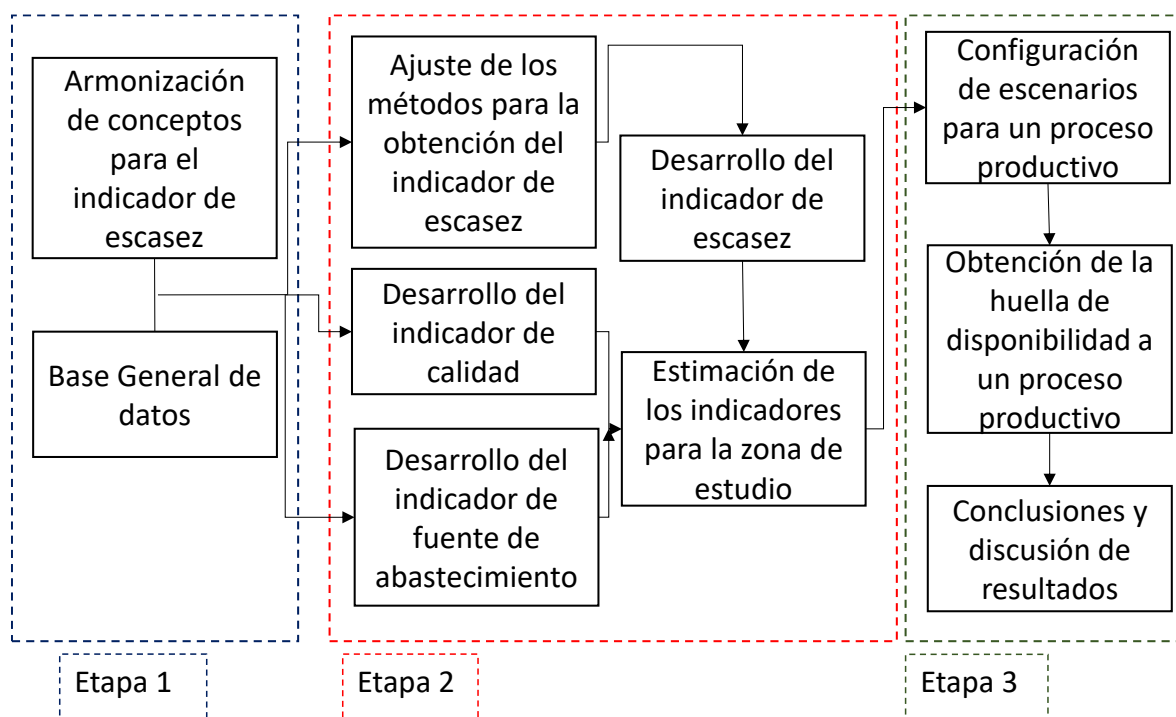


Figura 4.2. Metodología para la estimación de la huella de disponibilidad de agua ponderada

La primera etapa del proceso metodológico de esta investigación contempla una armonización de conceptos relacionados con la disponibilidad y uso del agua utilizados en algunas técnicas para evaluar la escasez (vistos en el capítulo de Antecedentes). De manera paralela, se presenta la integración de una base de datos con la información estructurada resultante de la armonización. En la segunda etapa se desarrollan los tres indicadores que ponderan la huella de disponibilidad de agua. Se presenta un ajuste del indicador de escasez basado en los métodos AWARE (Boulay *et al.*, 2017) y WSI (Pfister *et al.*, 2009), seguido del desarrollo del indicador de calidad, con un enfoque energético, y del indicador de fuente orientado a recursos hídricos subterráneos. Para una correcta implementación del método para el cálculo de un indicador se debe proporcionar una tarjeta de valoración (*scorecard*) (Vilchis *et al.*, 2014). Esta herramienta permite identificar los objetivos, las variables que lo conforma, el método de evaluación, los rangos de valoración y sus alcances. Permite tener más claro el concepto del indicador. Además, identifica las ventajas y limitaciones de los

métodos, y de igual forma permite homogenizar los conceptos de las variables que conforman el método para su mejor comprensión.

Una vez desarrollados, los indicadores pueden ser estimados para los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos de una zona de estudio. Para ello, son propuestos la cuenca del Curso Alto del río Lerma (CARL) y el Acuífero Valle de Toluca (AVT) descritos en el capítulo de zona de estudio. La etapa 3, corresponde a la estimación de la huella de disponibilidad de agua ponderada para un proceso productivo en específico. El proceso productivo que funge como ejemplo en esta investigación es un usuario de tipo agrícola dentro de la zona de estudio cuyas características son descritas posteriormente a la zona de estudio.

4.1. Indicador de escasez hídrica

El indicador de escasez WI_i es utilizado para evaluar los impactos provocados por consumo de agua en un proceso, producto, o servicio. Esta evaluación es definida por una ponderación resultante de la relación entre la disponibilidad y el uso para un solo cuerpo de agua. Yang et al. (2013) denotan el significado de este tipo de indicadores como una conversión entre el total de uso de agua y el uso de agua escasa. Es decir, qué proporción del volumen de agua usado puede ser considerado como escaso. El impacto generado estaría entonces, vinculado a la privación cuantitativa del recurso hídrico. Dado que es propuesta la consideración de un solo cuerpo de agua por evaluación, en esta investigación se aplica el indicador a una escala de cuencas y acuíferos, pero también a escala de región hidrológica como un caso comparativo con otros métodos.

En la estimación del indicador de escasez WI_i , se proponen dos tipos de adaptaciones a los métodos WSI (Pfister *et al.*, 2009) y AWARE (Boulay *et al.*, 2017). La primera adaptación está relacionada con la separación de fuentes (fuente de agua superficial, fuente de agua subterránea). La segunda adaptación está orientada a la homogeneización de términos (variables) entre ambos métodos (Anexo A).

Aunque el consenso científico conformado por miembros del WULCA presentó la omisión de la distinción entre fuentes subterráneas y superficiales de agua (Boulay et al., 2015), en la

presente investigación se propone la separación de las fuentes de abastecimiento de agua bajo las siguientes consideraciones:

1. La disponibilidad de agua estimada por medio del modelo WaterGAP (Álcamo et al., 1997), es calibrado con mediciones de escurrimientos superficiales. Por lo tanto, omite las posibles diferencias entre el parteaguas de una cuenca hidrográfica y los límites de los acuíferos asociados. Estas diferencias implican una superficie de influencia diferente entre aguas superficiales y subterráneas. En caso de no coincidir los límites entre cuencas hidrográficas y límites entre acuíferos se podrían generar, entre otros, sub o sobre valoraciones de la recarga a los cuerpos.
2. WULCA (2019) concluye que las zonas áridas corresponden a un caso especial que debe ser integrado con especial atención en la modelación, ya que estas áreas no deben parecer más favorable para el uso de agua que las zonas de abundancia. Por lo tanto, el mismo razonamiento puede ser aplicado para una misma región donde los cuerpos de agua superficiales y subterráneos reflejan diferentes condiciones de recarga, explotación y contaminación.
3. WULCA (2019) determinó la agregación del indicador AWARE a nivel de país, usando valores promedios basado en ponderaciones. Sin embargo, a esta escala puede resultar complicado para los tomadores de decisiones en niveles más bajos (cuenca o incluso iniciativa privada) cumplir con los lineamientos de la ISO14046 para una evaluación de huella de agua. Por un lado, esta evaluación debe conducirse a una escala y resolución (por ejemplo, pero no limitado a cuencas hidrográficas) que proporcionen resultados relevantes y que tomen en cuenta el contexto local. Por otro lado, esta evaluación asiste para identificar oportunidades para reducir impactos potenciales asociados con productos, procesos o servicios. En otras palabras, con un indicador que proporciona información a nivel nacional, es poco probable mantener objetividad a escala local.

En relación con la homogeneización de términos derivado del análisis conceptual en el capítulo 2, los métodos WSI y AWARE utilizan los conceptos de disponibilidad y uso/consumo con ciertas diferencias, tal como se analizó en la tabla 3.3. De esta manera, la

presente investigación establece un balance de entradas y salidas al cuerpo de agua englobando los conceptos de ambos métodos.

Las entradas al cuerpo de agua, en términos anuales, están conformadas por: el volumen medio de escurrimiento natural (C_p), el volumen medio anual de escurrimiento desde la cuenca aguas arriba (A_r), la recarga directa por precipitación a los acuíferos (I_{nf}), recarga indirecta a acuíferos (A_l), volumen de importaciones (I_{mp}) y el volumen por retorno (R). Cada uno se aplicará de acuerdo con el tipo de cuerpo de agua (superficial y subterráneo) y disponibilidad de datos del caso de estudio.

Las salidas del cuerpo de agua, en términos anuales, están representadas por las extracciones (Ext) para uso humano, las exportaciones (Ex) y los requerimientos ambientales (EWR). Este último, aunque puede no representar una salida física del sistema, puede ser considerado como un volumen comprometido y/o un caudal ecológico.

El indicador de escasez (WI_i) ajustado a partir del método WSI (Ec. 4.1) conserva la estructura y términos de la ecuación 2.2, WTA^* es el valor de WTA (*Withdrawal to availability*) ajustado por un factor de variación (VF), relacionado con la precipitación que fluye en una cuenca (ecuación 3.2).

La modificación se encuentra en el cálculo de WTA (ecuación 4.2). El proceso de cálculo se muestra en el scorecard de la figura 4.3.

$$WI_{iWSI} = \frac{1}{1 + e^{-6.4WTA^* \left(\frac{1}{0.01} - 1\right)}} \quad [4.1]$$

$$WTA = \frac{Ext + Ex + EWR}{C_p + A_r + I_{nf} + A_l + I_{mp} + R} \quad [4.2]$$

El indicador WI_i ajustado a partir del método AWARE, cuyo scorecard se muestra en la figura 4.4, es estimado por las ecuaciones 4.4 y 4.5. Donde, a diferencia del original, se puede observar que el rango de valores del indicador es de 0 a 1. Asimismo, se conserva el valor promedio mundial ($AMD_{mundial}$).

$$WI_i = \begin{cases} \frac{1}{100AMD} & \text{si } C_p + A_r + I_{nf} + A_l + I_{mp} + R < Ext + Ex + EWR \\ \text{Otro caso} & \end{cases} \quad [4.4]$$

$$AMD = \frac{C_p + A_r + I_{nf} + A_l + I_{mp} + R - (E_{xt} + E_x + EWR)}{Area} \quad [4.5]$$

El indicador de escasez WI_i , presenta la flexibilidad de poder ser aplicado a escala tanto regional como global. Así mismo, la separación de las fuentes permite evaluar el comportamiento por separado de cada una de ellas y observar cuál presenta mayor impacto por consumo. Considerando que la presente investigación se enfoca en los impactos desde el *donor side*, los resultados obtenidos demuestran las condiciones en que los recursos se encuentra para su uso.

El indicador representa la proporción en la que un usuario priva en términos cuantitativos el uso de los recursos hídricos. Este impacto es clasificado, en función del tipo de ajuste observado en los scorecards, como impactos menores, moderados y altos conforme se acercan a su valor máximo 1. Es decir, un indicador igual con uno significa que el total del volumen de agua usado representa una privación para otros usuarios en el sistema. Y donde un valor entre 0.3 y 0.5 representa una privación moderada a otros usuarios en el sistema lo que implica que el impacto se puede mover en sentido positivo o negativo dependiendo de las variaciones de consumo o de las condiciones de demandas dadas por los recursos (Pfister et al, 2009). El producto de este indicador con el volumen usado proporciona la huella de disponibilidad de agua ponderada por escasez y son reportados como metros cúbicos equivalentes ($m^3 eq$), o como se menciona previamente el volumen de agua “escasa” usada.

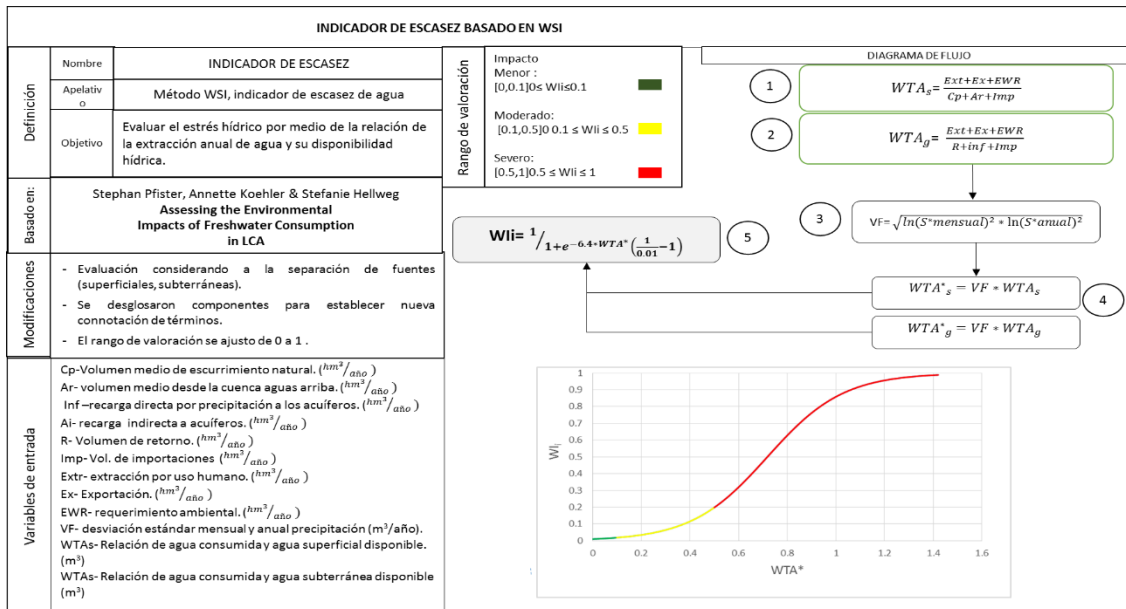


Figura 4.3. Scorecard para el indicador WII en función del método WSI.

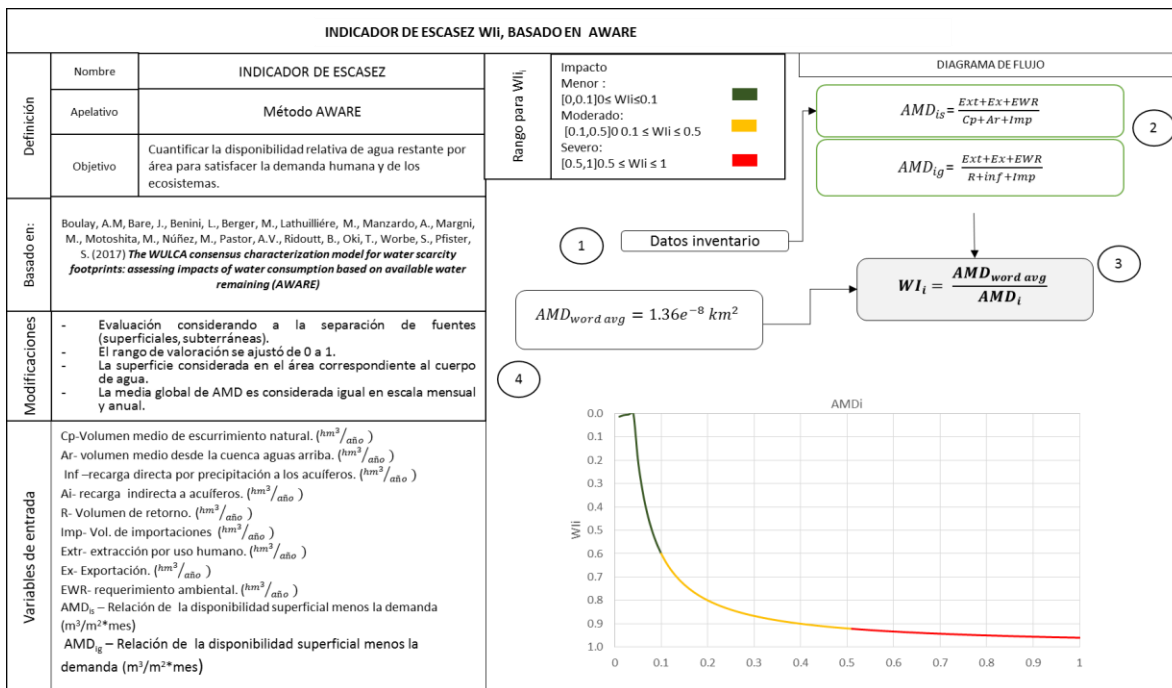


Figura 4.4. Scorecard para el indicador WII en función del método AWARE.

4.2. Indicador de calidad

La disponibilidad de agua puede ser reducida tanto por su escasez como por su calidad degradada. Aunque el agua se encuentre presente físicamente, si su calidad es baja, su funcionalidad disminuye en función de los usos.

La evaluación de la calidad del agua permite medir la condición de las propiedades físico-químico y biológico basándose en estándares de calidad específicos para distintos usos como: agua potable, recreación, agricultura, industria, etc.

Por lo anterior, la disponibilidad del agua orientada a su funcionalidad depende tanto de la calidad como su destino, ya que estas características definen si un usuario en específico, puede utilizarla sin un proceso de acondicionamiento. Para ello, se propone un indicador de calidad WQ_i que representa una valoración tanto cuantitativa (a partir de un parámetro físicoquímico en común), como cualitativa a partir de estándares de calidad.

El indicador propuesto WQ_i , en su componente cuantitativo, es una función de la energía Libre de Gibbs G_{fe} (j/g) descrita en la ecuación 3.8. Aunque Odum (1996) y otros autores (Díaz et al., 2014; Lu y Wu 2009; Pulselli et al., 2007, Odum et al., 2000) han utilizado la concentración de SDT en el agua de mar (35,000 mg/L) como referencia para la capacidad de reacción en otros recursos hídricos, en la presente investigación se sugiere establecer una concentración patrón a partir de la cual, el recurso no genere una competición para su uso. En otras palabras, el menor impacto se presenta al utilizar el recurso menos funcional en sus condiciones actuales para cualquier usuario. Las aguas salobres y algunas aguas residuales industriales alcanzan valores mayores a 6,000 mg/L en SDT y para su uso, requiere de los tratamientos más avanzados (Custodio y Llamas, 1976; Vrba y Lipponen, 2007). Si este tipo de aguas son consideradas como referencia, su energía libre de Gibbs sería igual con 0. Otras aguas residuales más comunes (como agrícolas y municipales) pueden alcanzar concentraciones entre 2,000 y 4,000 mg/L (Fall et al., 2006) y proporcionarían valores de la G_{fe} (relativo a la concentración de 6,000 mg/L) iguales a 0.56 y 0.28 J/g respectivamente. Para consumo humano, algunas referencias como las normas mexicanas (SSA, 1994), la concentración permisible es 1000 mg/L que representa una $G_{fe} = 0.69$ J/g. Con una menor concentración se puede considerar en condiciones estándar al agua de lluvia (10 mg/L;

Odum, 1996) que proporciona una $G_{fe} = 0.83 \text{ J/g}$ en relación con las aguas salobres. De esta manera, parece posible ajustar al comportamiento de la energía libre de Gibbs, una función cúbica de la concentración de SDT (Figura 4.5) como la mostrada en la ecuación 4.6.

$$WQ_i = \begin{cases} 4.58 * 10^6 \left(\ln * \left(1 * 10^6 - c_2 / 1 * 10^6 - 6000 \right) \right)^3 & \text{si } c_2 < 6000 \\ 0 & \text{Otro caso} \end{cases} \quad [4.6]$$

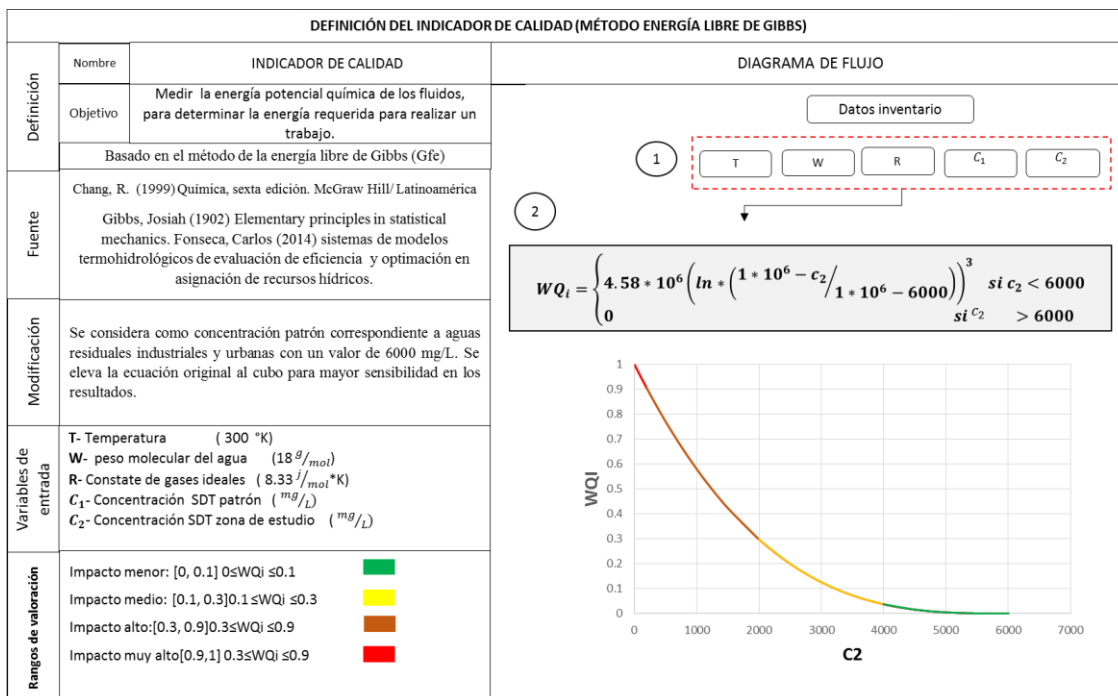


Figura 4.5 Tarjeta de valoración (scorecard) para el indicador WQ_i en función de la energía libre de Gibbs.

Por otra parte, y dado que los SDT no es el único parámetro que condiciona el uso de un recurso hídrico, el indicador WQ_i puede ser acompañado por un reporte compuesto por los parámetros fisicoquímicos y biológicos que cumplan, o no, con rangos permisibles encontrados en estándares de calidad internacionales y/o nacionales en función del uso al agua. Este reporte puede ser visto en forma de semáforo con tantos rangos como indique el estándar especificado para cada caso. Por ejemplo, si el estándar muestra un solo límite permisible, habrá dos rangos (aceptable o no), si contiene dos límites permisibles (e.g. límite mínimo y máximo) habrá tres rangos, etc. Algunos de estos estándares se pueden encontrar en el Anexo 1, sin embargo, en la tabla 4.1 son ejemplificados los rangos para el proceso productivo utilizado en esta investigación basado en normas oficiales mexicanas (SEMARNAT, 1996).

Tabla 4.1. Rangos permisibles (promedios mensuales) para uso de aguas en riego agrícola.

Parámetro	Rangos	
	Acceptable	No acceptable
Grasas y aceites (mg/L)	<15 (N.E.)	>15 (N.E.)
Materia flotante (mg/L)	Ausencia	Presencia
Sólidos sedimentables (mL/L)	<1 (N.E.)	>1 (N.E.)
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	<150 (<50)	>150 (>50)
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	<150 (N.E.)	>150 (N.E.)
Nitrógeno total (mg/L)	<40 (N.E.)	>40 (N.E.)
Fósforo total (mg/L)	<20 (N.E.)	>20 (N.E.)

Basado en valores proporcionados por SEMARNAT (1996) y CE-CCA-001/89 (entre paréntesis)

De manera análoga al indicador WI_i que representa un factor de ponderación entre el total del volumen usado de agua y el volumen usado de agua escasa, el indicador WQ_i representa la proporción entre el total del volumen usado de agua y el volumen usado de agua funcional. Las unidades del producto de este factor y el volumen usado, o huella de agua de disponibilidad ponderada por calidad, son denotadas también como metros cúbicos equivalentes (m^3 eq.) y puede presentar los casos en la interpretación de las valoraciones cuantitativas y cualitativas:

- Si WQ_i tiende a 1 y la caracterización muestra valores aceptables, el usuario no requerirá proporcionar acondicionamiento, pero generará un alto impacto en la huella de disponibilidad de agua.

- Si WQ_i tiende a 1 y su caracterización no es adecuada, es probable que el cuerpo de agua contenga elementos dañinos adicionales a los asociados con los SDT, como metales pesados, coliformes totales, etc.
- Si WQ_i tiende a 0 y la caracterización presenta valores fuera de límites permisibles, el usuario no generará impacto significativo a la huella de disponibilidad de agua, pero estará obligado a acondicionar el agua para su uso.
- Si WQ_i tiende a 0 y la caracterización presenta valores dentro de los límites permisibles, es probable que el uso seleccionado es flexible en el acondicionamiento y no requiere agua de primera mano (o potable).
- Independientemente al valor de WQ_i , se recomienda caracterizar las aguas utilizadas en caso de no contar con los muestreos necesarios.

4.3 Indicador de fuente de abastecimiento

El indicador de fuente de abastecimiento (WB_i) propuesto en esta investigación, pretende proporcionar información sobre el efecto de la variación de la explotación de manera, tanto espacial como temporal, en el estado de un recurso hídrico. En otras palabras, si la huella de disponibilidad de agua es ponderada por el indicador de escasez en función de la cantidad de recurso utilizado y por el indicador de calidad en términos de su funcionalidad; el indicador de fuente de abastecimiento la pondera en función de la distribución geográfica de su explotación en determinado periodo de tiempo.

Considerando que las aguas superficiales presentan usualmente bajos valores en el tiempo de residencia, así como una mayor variabilidad natural a lo largo del tiempo en sus niveles de almacenamiento y recarga, la presente investigación es enfocada en el comportamiento de la profundidad de las aguas subterráneas. Es decir, en la presente metodología se omite el indicador de fuente de abastecimiento ($WB_i = 0$) para los recursos hídricos superficiales y de reutilización, sin embargo, es posible que en futuras propuestas sea agregado un método para identificar el efecto proporcional en la variación de niveles en cuerpos superficiales de agua (sobre todo embalses) por la distribución espacial de la explotación.

A diferencia de los otros indicadores, el presente requiere el conocimiento de sus variables de manera distribuida en el espacio. Por lo tanto, puede ser adecuado el uso de Sistemas de Información Geográfica. El procedimiento general para la estimación del indicador de fuente propuesto consiste en (figura 4.6):

1. Determinar periodo de análisis con base en el comportamiento temporal de la profundidad del nivel piezométrico. Debido a que este indicador es una función de la variación promedio de la profundidad del nivel piezométrico en una celda i en el tiempo j (ΔPL_{ij}), es deseable que esta variable sea representativa del comportamiento general de las aguas subterráneas. Por ello, se sugiere identificar periodos que sigan la misma tendencia, ya sea de recarga, estabilidad o abatimiento. Esta tendencia puede ser obtenida de información individual de pozos de monitoreo seleccionados, profundidad media del nivel piezométrico en la unidad hidrogeológica (en caso de observar tendencias homogéneas en toda la zona) o, media de profundidades de nivel piezométrica por zonas de interés.
2. Estimar variación anual de la profundidad del nivel piezométrico ΔPL_{ij} [m/año]. De manera espacial es necesario considerar las profundidades de nivel piezométrico PL_{ij} [m] de cada pixel i en el año j (ecuación 4.7).

$$\Delta PL_{ij} = PL_{ij} - PL_{ij-1} \quad [4.7]$$

3. Determinar la función del indicador $WB_i = f(\overline{\Delta PL_{ij}})$ ajustando en una regresión los cuartiles de la variación media de la profundidad del nivel piezométrico. Es decir, los valores de $\overline{\Delta PL_{ij}}$ asociados a los cuartiles 0.25, 0.50 y 0.75 corresponden a los valores 0.25, 0.5 y 0.75 del WB_i . De manera adicional, es necesario considerar en la función del indicador que a partir del valor máximo de $\overline{\Delta PL_{ij}}$ encontrado en la unidad hidrogeológica, el valor de WB_i es igual con 1.
4. Generar el mapa del indicador WB_i para cada unidad hidrogeológica a partir de la regresión encontrada. Con ello, es posible asignar para cada caso de estudio un valor de indicador de acuerdo con su ubicación.

Este indicador proporciona información complementaria a los indicadores de escasez y calidad al considerar un ajuste de la variación espacio - temporal del estado de las fuentes de

abastecimiento. Es decir, el indicador de fuente de abastecimiento denota la proporción del volumen total usado de aguas que se han extraído de las zonas con mayor concentración de explotación. El producto de este indicador y el volumen total es la huella de disponibilidad de agua ponderada por la distribución de la explotación (con unidades m^3 eq.). De esta manera, un caso de estudio cuya fuente de abastecimiento refleje bajos impactos por escasez, puede representar un alto impacto por la distribución desequilibrada de la explotación dentro de la propia zona de estudio.

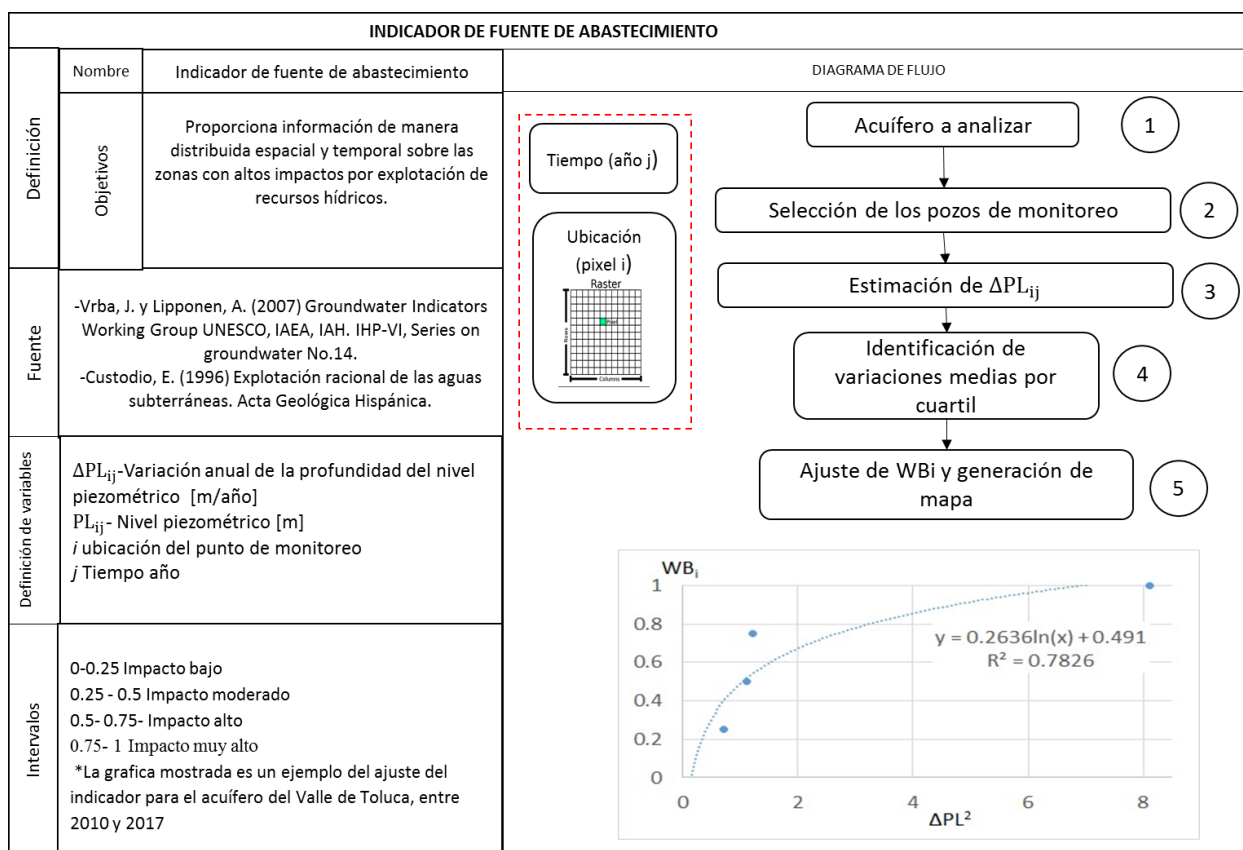


Figura 4.6. Scorecard del indicador de fuente de abastecimiento WB_i

4.4 Factor de caracterización para la huella de disponibilidad de agua

El factor de caracterización, de acuerdo con la ISO 14046 es un coeficiente derivado de un modelo para convertir el resultado de un inventario (orientado principalmente al análisis de ciclo de vida) a la unidad común para una categoría de impacto. Algunos autores como Boulay (2013) y Farrell (2013) han propuesto que el factor de caracterización para la categoría de disponibilidad sea el producto de indicadores para escasez y calidad. Sin embargo, en el método propuesto en esta investigación, el producto de indicadores con un rango entre 0 y 1, podría generar la omisión de impactos en ciertas categorías si tan sólo uno de los indicadores es igual con 0. En su lugar, se propone como factor de caracterización (FC_i) para un proceso productivo i , el promedio del cociente entre la huella de disponibilidad de agua α_{ij} ponderado por cada indicador j , y el volumen total utilizado en el proceso Vol_{usado} (ecuación 4.8). El volumen total usado es la suma de los volúmenes utilizados (V_k) por cada fuente de abastecimiento k .

$$FC_i = \frac{\sum_{j=1}^3 \alpha_{ij}}{3Vol_{usado}} = \frac{\sum_{j=1}^3 (\sum V_k W I_i + \sum V_k W Q_i + \sum V_k W B_i)}{3Vol_{usado}} \quad [4.8]$$

4.5 Desarrollo de herramienta informática

Durante esta investigación se desarrolló una serie de módulos que auxilian en la estimación de la huella de agua. Las funciones de estos módulos fueron: a) análisis y clasificación de la información en una base de datos (figura 7) y; b) estimación de los indicadores de escasez y calidad (figuras 8 y 9).

Para la estructuración de la base de datos, la figura 4.7 presenta el diagrama de flujo que describe su proceso. El módulo correspondiente permite ingresar datos de una nueva región a evaluar, o bien consultar datos de regiones ya existentes en la base de datos. Para la generación de la base de datos es importante ingresar un identificador (ID) de la zona de estudio como registro asociado a la siguiente información:

1. Identificación de la zona de estudio: Región hidrológica administrativa (RHA), cuenca hidrológica (CNC) o acuíferos (ACU).

2. Datos descriptivos: año de evaluación, nombre de la región a evaluar, área de la zona (km²), población (habitantes), País, Estado o entidad federativa, ciudad principal.
3. Entradas de variables por indicador a estimar:
 - a. Para la interfaz del indicador de escasez: Volumen de retorno (R), volumen de extracción para uso humano (Ext), volumen de exportación (Ex), volumen por requerimiento ambiental (EWR), volumen de importación (Imp), Área (m²), volumen medio de escurrimiento natural (Cp), volumen medio desde la cuenca aguas arriba (Ar), volumen por recarga directa por precipitación a los acuíferos (Inf), volumen por recarga indirecta a acuíferos (AI). Todas las unidades en hm³/año a menos que se indique lo contrario.
 - b. Para la interfaz del indicador de calidad: sólidos disueltos totales SDT (mg/L), información de tantos parámetros adicionales como indiquen los estándares seleccionados.

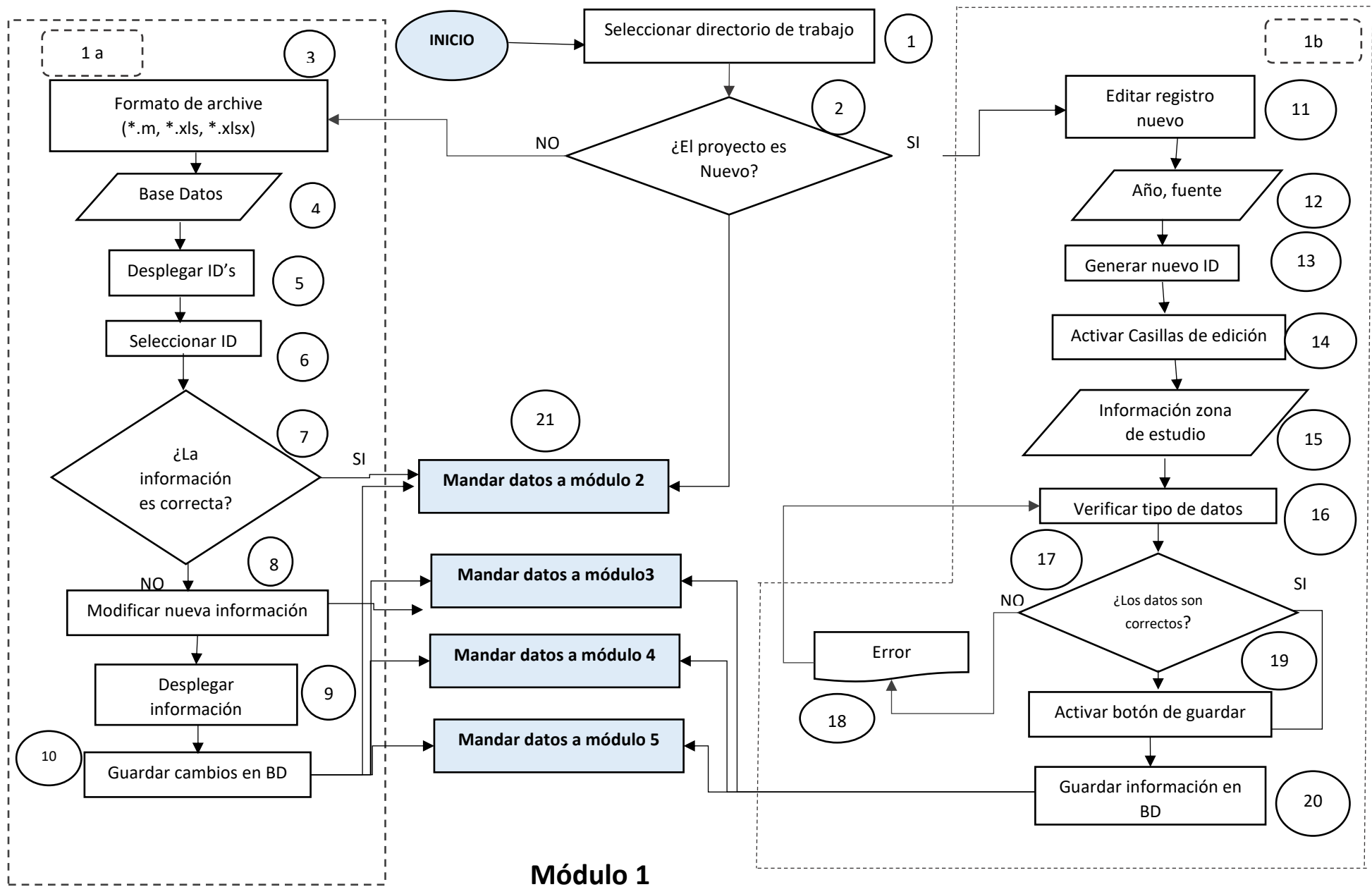


Figura 4.7 Diagrama de flujo de la interfaz de inicio

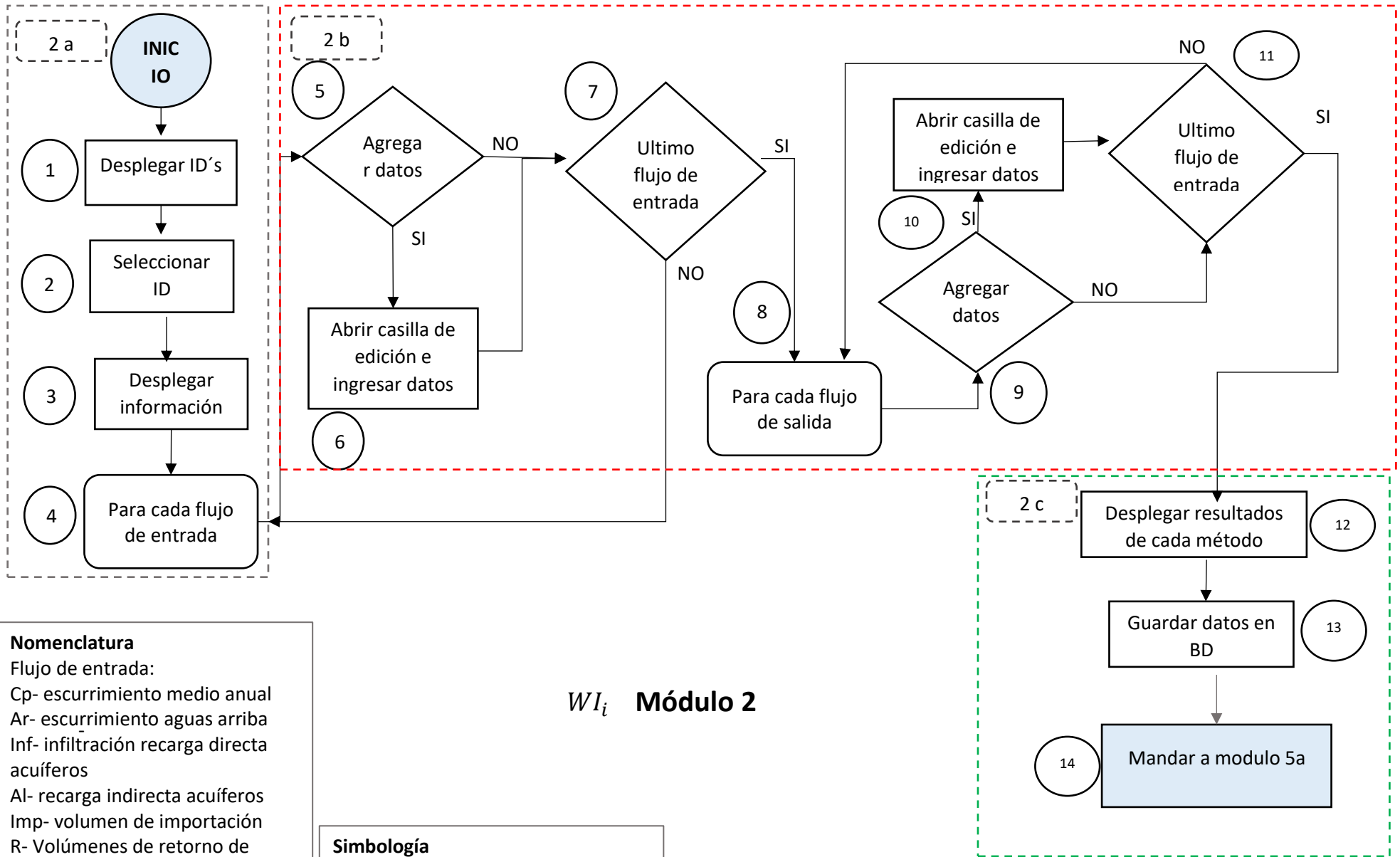


Figura 4.8. Diagrama de flujo de la interfaz del indicador de escasez

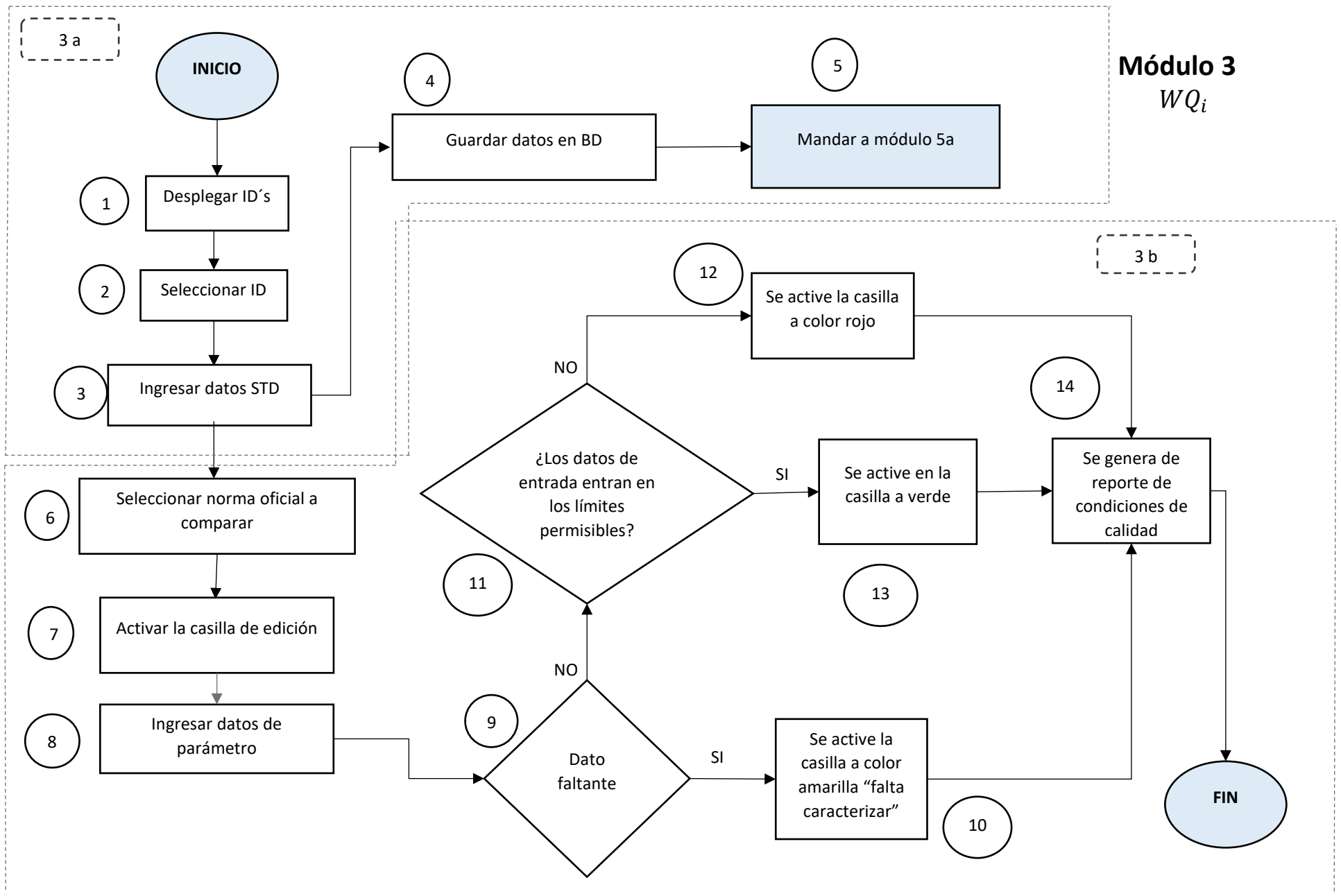


Figura 4.9. Diagrama de flujo de la interfaz del indicador de calidad

4.8. Zona de estudio

El factor de caracterización modificado en esta investigación es estimado en fuentes de abastecimiento como cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Al conjunto de estas fuentes que pertenecen a un mismo sistema hídrico de suministro se le denominó zona de estudio. Sin embargo, en la estimación de la huella de disponibilidad de agua es necesario conocer el volumen de agua usado para determinado producto. Las características y condiciones de este volumen son descritas en el apartado correspondiente al proceso productivo.

Como zona de estudio se ha seleccionado la cuenca del CARL (figura 4.10) dado su crecimiento demográfico y a la demanda de agua potable que tiende a ser cada vez mayor; trayendo consigo la sobreexplotación de los acuíferos de la región, así como el incremento de la contaminación debido a las actividades agrícolas, industriales y urbanas. También hay que considerar la insuficiente infraestructura para el tratamiento de las aguas residuales (CONAGUA, 2016).

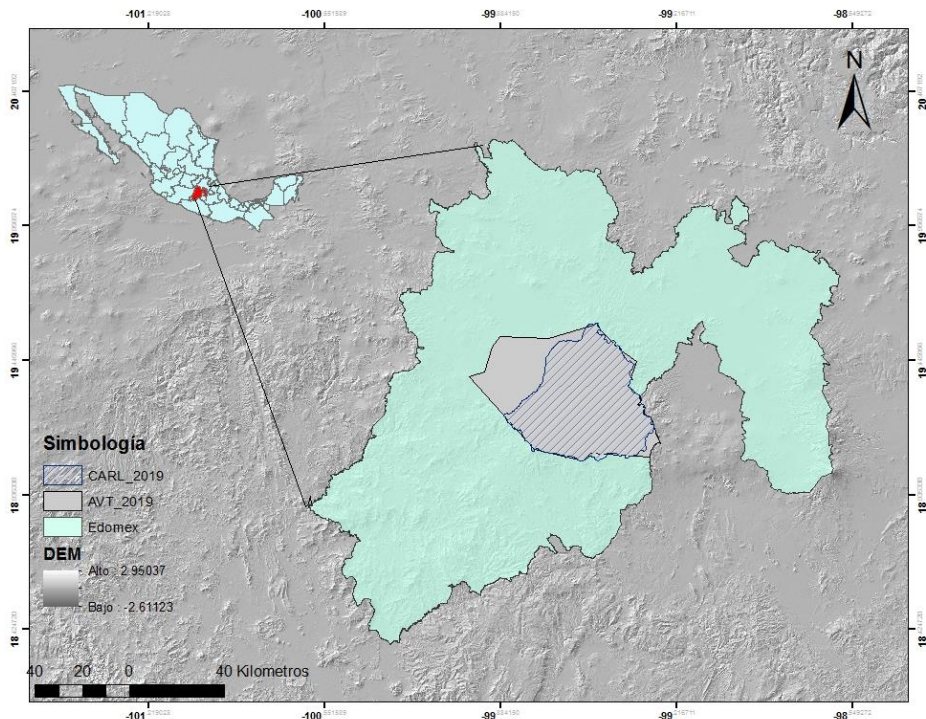


Figura 4.10 Zona de estudio: Curso Alto del Río Lerma, acuífero del Valle de Toluca. Elaboración propia.

El CARL está asociado al acuífero del Valle de Toluca (AVT). Debido a su intensa extracción, el acuífero presenta un abatimiento promedio al año de 1.0 - 1.5 metros (CONAGUA, 2015). El AVT, abastece a la población del Valle de Toluca, a diez parques industriales y de igual forma exporta sus aguas a la zona metropolitana del valle de México. Se encuentra en estado crítico debido al acelerado proceso de abatimiento (CONAGUA, 2018).

En el acuífero del Valle de Toluca desde 1970 se han realizado varios censos de aprovechamiento del agua subterránea. El uso más importante es el público-urbano mediante 403 pozos, cifra que incluye los aprovechamientos del Gobierno de Ciudad de México; le siguen en importancia el uso agrícola con 205 pozos; el industrial con 155, servicios públicos con 29 pozos y otros usos múltiples con 56 aprovechamientos (tabla 4.2, CONAGUA,2015).

Tabla 4.2. Disponibilidad oficial del acuífero Valle de Toluca

Acuífero	R	DNC	VCAS	DMA
AVT	338.3	68.6	422.1	0

R- recarga total media anual; DNC- descarga natural comprometida; VCAS- volumen concesionado/asignado de aguas subterráneas; DMA- disponibilidad media anual de aguas del subsuelo.

El volumen de agua concesionada o autorizado para su explotación (o uso de agua) proviene del REPDA (2019) el cual los clasifica en 12 categorías y cinco grupos; cuatro de ellos corresponden a uso consuntivo Agrícola, abastecimiento público e industria autoabastecida y la generación de energía eléctrica hidroelectricidad como uso no consuntivo. Cabe señalar que la demanda de agua está en función de diferentes factores (socioeconómicos, población, clima, abasteciendo entre otros) pero la calidad del agua cumple un papel primordial en la demanda hídrica de una región.

En México la evaluación de la calidad del agua se realiza por medio de la Red Nacional de Monitoreo (RNM), contando 3957 estaciones de monitoreo. En cada estación se cuantifican parámetros físico-químicos y biológicos que permiten evaluar la calidad del agua. Los más utilizados son: la concentración de coliformes fecales, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) concentraciones de nitrógenos y fosfatos, solidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST). Estas evaluaciones son hechas a escala región hidrológica y en su mayoría, pertenecen a cuerpos superficiales de

agua. En la zona de estudio se identifican varios puntos pertenecientes a la red de monitoreo (Figura 4.11).

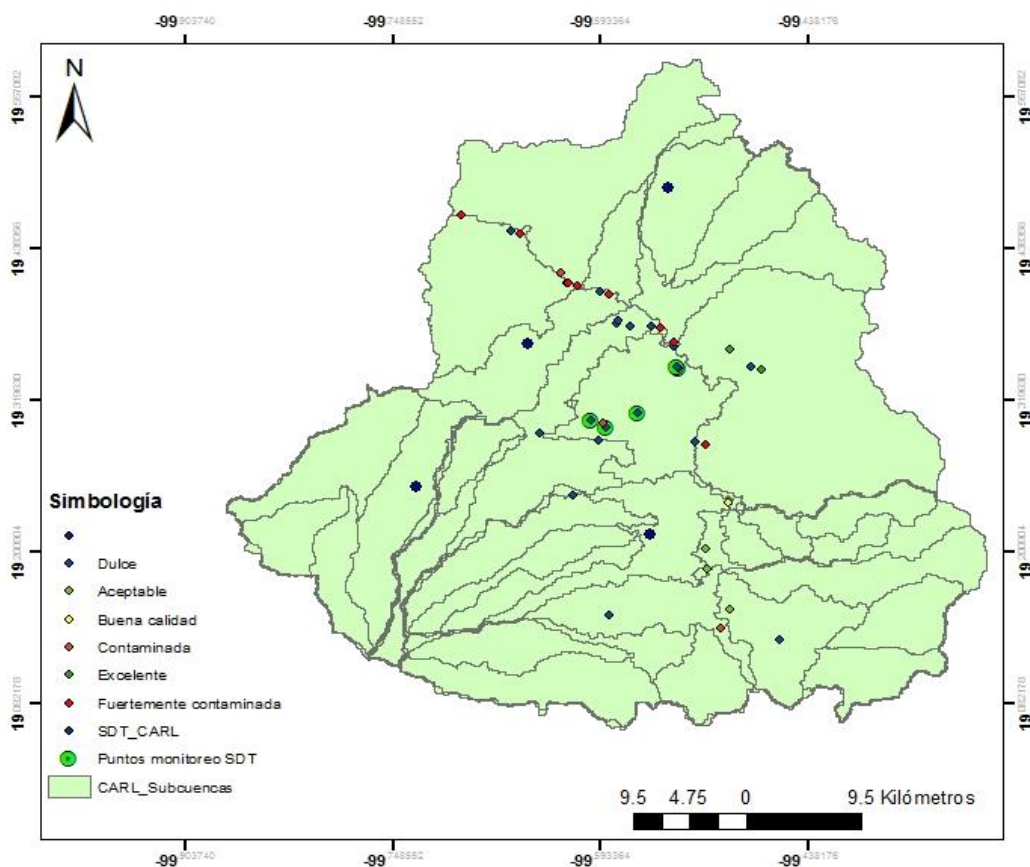


Figura 4.11 Red de monitoreo de calidad del agua en la cuenca del curso alto del río Lerma (CONABIO, 2020).

4.9 Descripción del proceso productivo en la zona de estudio

Para la aplicación de la metodología propuesta, se consideró evaluar la huella de disponibilidad de agua con los indicadores estimados en la zona de estudio y un usuario de tipo agrícola como proceso productivo.

Dentro de esta región se desarrollan varios tipos de cultivos, principalmente de maíz y frijol, además de frutas como el durazno, manzana, ciruelo y tejocote (SAGARPA, 2018). Las condiciones climáticas (presencia de heladas) impiden realizar más de una cosecha de maíz al año en la cuenca del CARL sin la tecnificación del cultivo. En la zona se reconoce tres tiempos para cultivo: las heladas tempranas, que inician en octubre; las heladas negras, entre noviembre a febrero; y las heladas tardías, en marzo. El cultivo dominante es el maíz

de ciclo corto y de ciclo largo, no obstante, se realizan cultivos invernales como el haba y la avena, dado que son resistentes a las heladas (SAGARPA, 2018). Por lo anterior, el maíz fue considerado como cultivo principal en el proceso productivo.

El proceso productivo en esta investigación hace referencia a uno de los 33 polígonos agrícolas de demanda de agua identificados por Fonseca (2014; Anexo C; figura 4.12). La demanda de agua en el polígono 19 fue estimada a partir de las necesidades hídricas medias sin satisfacer por la lluvia, es decir, la diferencia entre la evapotranspiración de cultivo y la precipitación medias. La evapotranspiración fue obtenida como el producto de la evapotranspiración de referencia y el coeficiente de cultivo (para este caso fueron asignados los coeficientes 0.7, 1.2 y 0.35 por etapa fenológica respectivamente). La demanda anual para la cuenca resultó en 64 hm³ en condiciones medias, 155 hm³ para un año seco y 42 hm³ para un año húmedo. Para el polígono 19, en condiciones medias es de 5.4x10⁵ m³ (tabla 4.3).

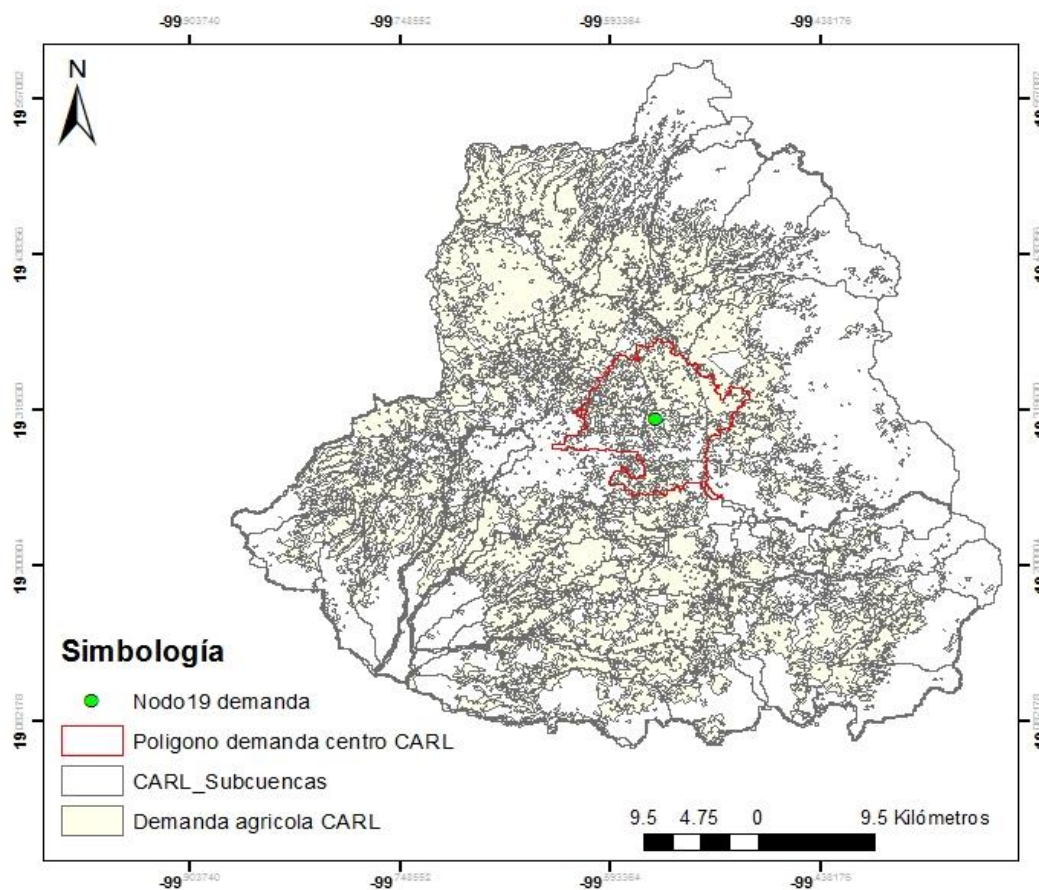


Figura 4.12. Nodos de demanda agrícola ubicados en la cuenca del curso alto del río Lerma (Fonseca, 2014).

Tabla 4.3. Demanda mensual de agua para el nodo agrícola 19.

Nodo	Área (ha)	Año seco (hm ³)						Año medio (hm ³)				Año húmedo (hm ³)	
		Abril	Mayo	Junio	Julio	Ago.	Sep.	Abril	Mayo	Junio	Julio	Abril	Mayo
19	10395	2.5	2.9	2.4	1.9	1	0.3	1.7	2.9	0.6	0.2	1	2.1

De igual manera se ubicaron en este nodo (figura 4.13): las concesiones registradas en el REPDA (2019) para el uso de agua agrícola, los pozos censados por CONAGUA (2019) y las diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales que operan dentro de la zona (Fonseca, 2014). La unidad de riego del proceso productivo está a una altitud de 2 667 metros sobre el nivel del mar, con una precipitación pluvial entre los 900 mm y 1200 mm; con clima subhúmedo (Fonseca, 2014).

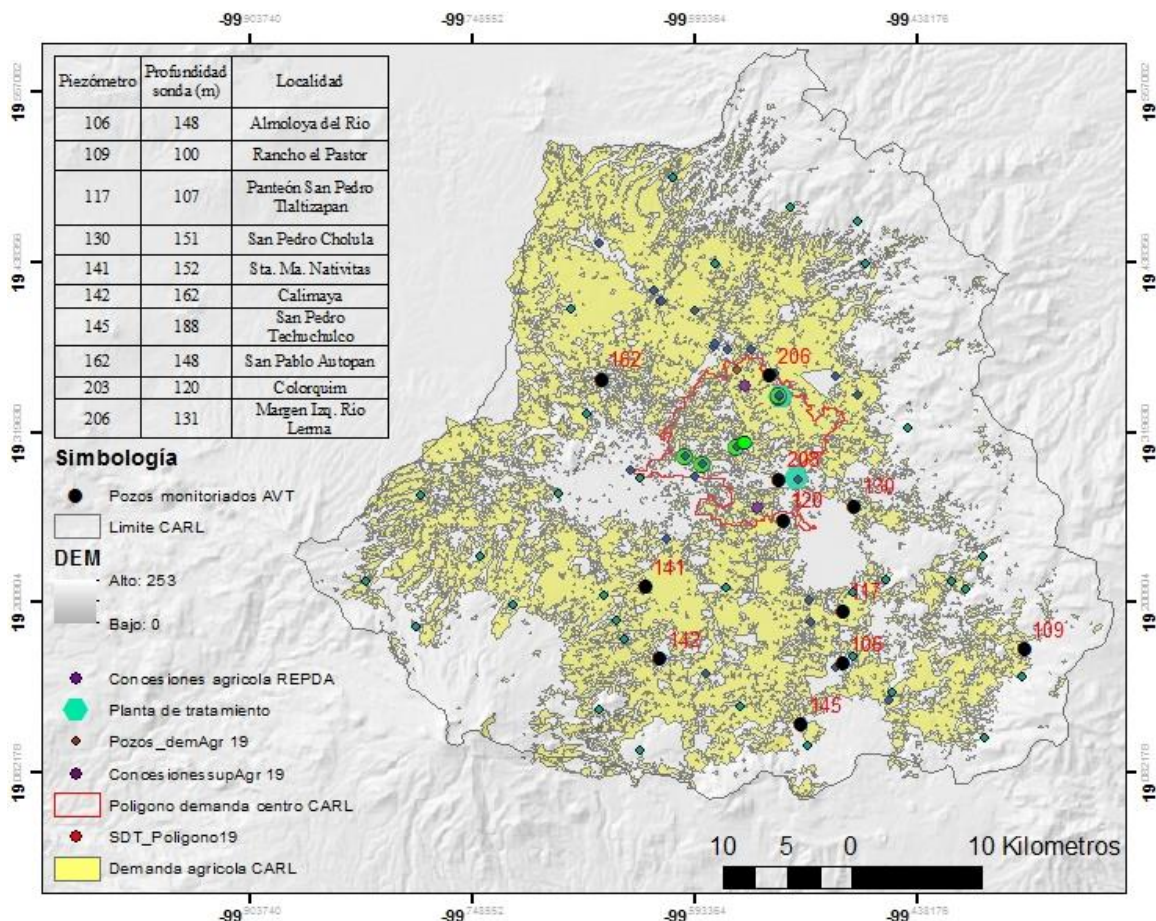


Figura 4.13. Nodos de uso agrícola en la cuenca del CARL (Fonseca, 2014) y concesiones registradas en REPDA (2019).

Para la aplicación del indicador de calidad en el nodo 19, se identificaron cinco puntos de monitoreo (CONAGUA, 2015), donde cuatro de ellos corresponden a aguas superficiales

(canal y río) y uno para aguas subterráneas (pozo). Dentro de dicha zona se ubicaron una planta de tratamiento de aguas residuales y dos puntos de concesiones para la actividad agrícola abastecida por agua subterránea.

Para el análisis del abatimiento de los niveles de piezométricos se seleccionaron 10 multipiezómetros distribuidos en el AVT, con los que se determinó el periodo de análisis en la estimación del indicador de fuente. Los multipiezómetros tienen sondas a diversas profundidades entre 50 metros hasta 364 metros (Anexo 2).

Para un mayor entendimiento del método propuesto en esta investigación, se plantearon cuatro escenarios considerando diferentes configuraciones en el suministro de agua para el proceso productivo. Dado que el uso agrícola requiere una calidad menos estricta que otros usos como el potable (presenta límites permisibles mayores y mide solo el 24% de los parámetros de calidad considerados en los criterios ecológicos de calidad de agua (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, 1989), es posible asumir la factibilidad de uso de fuentes tanto superficial y subterránea, como reutilizables (con la adecuación pertinente). Por ello, los escenarios que representan las diferentes configuraciones de las fuentes de abastecimiento son:

- Escenario 0, el proceso productivo recibe únicamente la cantidad de agua registrada en la extracción de aguas subterráneas. La cantidad extraída de agua es menor a la concesionada.
- Escenario 1, las fuentes subterráneas de abastecimiento aportan volúmenes de agua equivalentes a la concesión otorgada.
- Escenario 2, las fuentes subterráneas son complementadas por los recursos hídricos superficiales remanentes en la subcuenca correspondiente.
- Escenario 3, los recursos hídricos reutilizables provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales cercanas intentan satisfacer la demanda de agua faltante en el proceso productivo.

CAPÍTULO 5: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en esta investigación siguió el diagrama general presentado en el capítulo 4 de materiales y métodos. En la Etapa 1 se trabajó con el acotamiento de la estructura de la base de datos. En la etapa 2 se realizó la evaluación del indicador de escasez (WI_i) basado en los métodos AWARE y WSI. Se aplicaron ambos métodos con fuentes separadas donde se consideraron las aguas superficiales de la cuenca del CARL, y para las aguas subterráneas el acuífero del valle de Toluca. También se consideró como dato de referencia la región hidrológica administrativa VIII incluyendo ambas fuentes de abastecimiento de manera combinada. En la etapa 3 se estimó el indicador de calidad (WQ_i), en su forma tanto cuantitativa como cualitativa. Con respecto a la etapa 4, se desarrolló una función del indicador de fuente de abastecimiento (WB_i) de acuerdo con el comportamiento de la profundidad del nivel piezométrico del AVT a lo largo del tiempo. La huella de disponibilidad de agua para un proceso productivo fue ponderada por cada indicador estimado en los recursos hídricos de la zona de estudio de manera separada, y posteriormente, su interpretación fue complementada con un factor de caracterización visto como un promedio y como un producto de los indicadores.

5.1. Estructura de base de datos

El desarrollo de una herramienta informática en la plataforma Matlab permitió generar una base de datos por medio del módulo de inventario. Para ello, es asignado un ID por cada cuerpo de agua (tabla 5.1). La base de datos permitió modificar los registros existentes, guardar o eliminar los nuevos registros con la finalidad de que los usuarios puedan alimentarla o bien utilizarla. La base de datos es almacenada en forma matricial y exportada a un archivo *.xls. El ID está conformado por 6 caracteres, donde los tres primeros identifican el tipo de fuente: CNC para cuenca, ACU para acuíferos y RHA para región hidrológica administrativa. Los tres últimos dígitos son los casos registrados por cada cuerpo de agua analizado. El resto de los campos incluye 8 datos generales que describen la zona a evaluar: 'año', 'nombre', 'área (km^2)', 'población (hab)', 'Tipo', 'país', 'Estado', 'ciudad'.

Tabla 5.1 Estructura de ID de datos generales de la zona a evaluar.

ID	NOMBRE	Área (Km ²)	Población (millones de habitantes)	País	Edo.	Cd.
CNC001	CARL	2085.4	2.03	Mx	Mx	Tol
ACU001	AVT	2738	1.36	Mx	Mx	Tol

La interfaz del módulo de inventario (figura 5.1) se conforma por dos paneles: el primer panel permite ingresar a la base de datos ya existente o bien permite ingresar nueva información y el segundo panel despliega la información de todos los registros creados. El círculo rojo muestra las opciones de los tipos de archivos donde se guarda o se importa la información generada, de igual manera se puede seleccionar la opción de ‘nuevo proyecto’, al seleccionar esta opción se activa los botones de editar para ingresar información general de la zona a estudiar. Como ejemplo de lo anterior se creó un proyecto para tres diferentes tipos de fuente. El primer caso fue para la cuenca del Curso Alto del Río Lerma CARL, se le asignó los caracteres CNC001 para el primer registro con escala cuenca. El segundo registro fue para el acuífero del valle de Toluca con ID ACU001 y, el tercer registro fue para la región hidrológica administrativa VIII (Lerma-Chapala-Santiago) con ID RHA001.

El segundo panel despliega todos los registros ingresados y accede a su información para después enlazarse a los demás módulos. Para descargar la información, el sistema le pide al usuario el tipo de formato donde almacenará la información: *.m o *.xls.

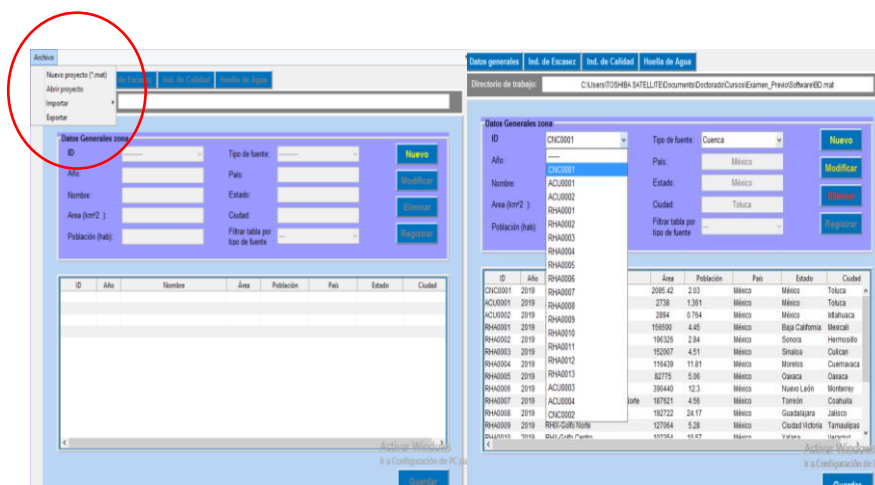


Figura 5.1. Interfaz de inventario de datos generales.

5.2. Indicador de escasez WI_i

Se aplicaron los métodos para el indicador de escasez WI_i con fuentes de abastecimiento: superficiales para el CARL y subterránea para el AVT de manera separada, y de manera conjunta, para la Región Hidrológica VIII. Este último únicamente como punto de comparación.

A partir de las variables denotadas en las ecuaciones 4.4 y 4.6, es importante aclarar que:

- El volumen medio de escurrimiento natural C_p para la RHAVIII fue desagregado de las aguas renovables y el escurrimiento aguas arriba Ar se consideró igual con 0 por pertenecer a la zona más alta en la región.
- La recarga directa al acuífero por precipitación Inf fue obtenida desde los datos de CONAGUA (2019).
- La recarga indirecta al acuífero A_i fue considerada igual con 0, debido a que en los datos oficiales se encuentran implícitas en las estimaciones de la recarga directa (CONAGUA, 2019).
- Los volúmenes de importación y exportación son considerados iguales con 0 para la RHAVIII debido a que se encuentran implícitos en el volumen de escurrimiento C_p (CONAGUA, 2019).
- Para la cuenca del CARL el volumen de importación proviene del Sistema Cutzamala hacia los tres nodos urbanos ubicados dentro del CARL de acuerdo con información de SEMARNAT (2010): Toluca, Lerma y Ocoyoacac.
- El volumen comprometido definido por CONAGUA (2019) fue asociado a los requerimientos ambientales EWR para la cuenca del CARL.
- El volumen de retorno R es considerado 0 debido a que está implícito en la estimación del C_p de acuerdo con SEMARNAT (2014).

Tabla 5.2. Datos de entrada para la estimación de los indicadores de escasez para las regiones Lerma-Santiago-Pacífico (RHAVIII), Acuífero del Valle de Toluca (AVT), y cuenca del Curso Alto del Río Lerma (CARL).

Zona	Área(Km ²)	Cp (hm ³ / año)	Inf (hm ³ / año)	Imp (hm ³ / año)	Ext (hm ³ / año)	EWR (hm ³ / año)
AVT	2738	0	336.8	0	424	53.6
CARL	2118	224.3	0	24.85	72.9	0
RHAVIII	192722	25241	9831	0	15845	0

Nota: Cp: Volumen de escurrimiento; Inf: Recarga acuífero; Ext: Volumen extracción superficial o subterránea; EWR: Requerimientos ambientales; Ext: Volumen de agua subterránea extraída.

Por medio del módulo desarrollado para este indicador fue posible ingresar los datos de uso de agua y disponibilidad hídrica de la zona de estudio. Observando la figura 5.2, se despliegan los ID's generados que se encuentran en la base de datos, se selecciona el ID de la zona, este despliega el nombre de la zona, dependiendo la zona y el tipo de fuente. En función de las necesidades del usuario, selecciona el tipo de método.

Seleccionado el método, se activan las casillas de edición que permite al usuario ingresar los datos necesarios para cada método. Ya ingresados los datos, se activa el botón de guardado y la información es guardada en la base de datos para que posteriormente sea utilizada para estimar el factor de caracterización.

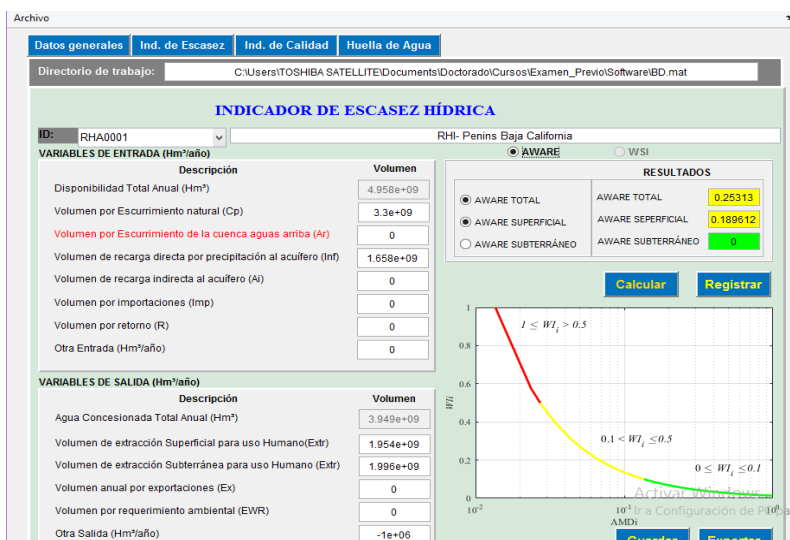
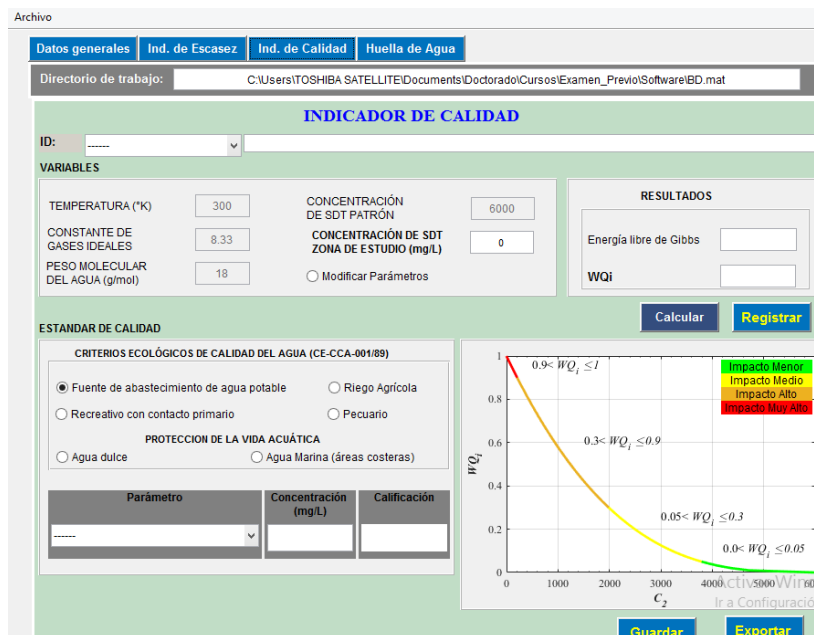


Figura 5.2 Interfaz indicador de escasez

El módulo para el indicador de calidad proporciona información del estado funcional del cuerpo del agua (figura 5.3), conformado por dos paneles que proporcionan valores cuantitativos por medio de un gráfico y cualitativos donde se introduce el parámetro de calidad y clasificado por medio de un semáforo indicando los rangos permisibles del parámetro seleccionado.



5.3 Interfaz Indicador de calidad.

Finalmente se despliega la interfaz que estima la huella de agua conformada por tres paneles, el primero despliega los datos obtenidos de las interfaces de escasez y calidad (figura 5.4). El segundo panel permite ingresar los datos del caso de estudio, el tipo de fuente de suministro para la actividad seleccionada y el último panel permite ingresar los volúmenes de agua utilizados por cada fuente y estimar su huella de agua.

Archivo

Datos generales Ind. de Escasez Ind. de Calidad Huella de Agua

Directorio de trabajo: C:\Users\TOSHIBA SATELLITE\Documents\Doctorado\Cursos\Examen_Previo\Software\BD.mat

HUELLA DE DISPONIBILIDAD DE AGUA

ID: RHA0001 RHI- Penins Baja California

Variables globales		Indicador	Total	Fuente Superficial	Fuente subterránea
Disponibilidad Total	4.958e+09	WI (aware)	0.25313	0.189612	0
Volumen Total de AC	3.949e+09	WI (WSI)	0.989854	0.90257	0.999906
Area (Km2)	156500	WQI (Calidad)	0.297188		

CASO DE ESTUDIO

Identificación: Nodo 1

Tipo de uso: Agrícola de riego

Demanda (m3/año) 11644

Observaciones

Fuentes de Suministro

SUBTERRÁNEA: RHI- Penins Baja California

SUPERFICIAL: RHI- Penins Baja California

Planta de Tratamiento (PTAR)

Descripción	V.Utilizado(m³/año)	V.Disponible(m³/año)	SDT(mg/L)	WI _{aware}	WI _{WSI}	WQ _i	WB _i	α_{aware} (m³)	α_{WSI} (m³ eq)
V. Extraído	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. Adicional	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. Concesionado	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. Adicional	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. Reutilizado	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V. Adicional	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sumatoria									
Déficit (%)									

Guardar Calcular

Figura 5.4. Interfaz de huella de agua.

La tabla 5.3 muestra los resultados obtenidos para la estimación del indicador de escasez WI_i para las regiones de la CARL, AVT y de la evaluación por fuentes combinadas para la RHA VIII. Las tres regiones, en principio, muestran una desigual distribución geográfica entre el parteaguas de una cuenca hidrográfica, los límites de los acuíferos asociados y una región hidrológica administrativa, la cual abarca tanto a cuencas como acuíferos en su región en forma conjunta.

Con base en el ajuste del método AWARE se obtuvo un resultado para la cuenca del CARL igual con 0.023. Comparado con los resultados del WSI, el cual obtuvo para la misma región un resultado de 0.04, demuestra gran similitud en los resultados y comprueba que la situación de escasez por aguas superficiales en la región es baja.

Para la región del AVT, el WI_i presentó un valor máximo de 1 para ambos ajustes del indicador. Por su parte, la RHAVIII presentó para ambos métodos valores intermedios en relación con las fuentes separadas, lo que sugiere que la combinación de fuentes y una regionalización a escalas mayores no refleja la situación real de escasez hídrica. Es decir, con el enfoque de combinación de fuentes se sobrestimó la huella de disponibilidad de aguas superficiales y se subestimó la huella de disponibilidad de aguas subterráneas.

Tabla 5.3. Indicadores de escasez a escala de región hidrológica, cuenca y acuífero

Fuente	WI _{iawsup}	WI _{iawsub}	WI _{iawcomb}	WI _{iwsisup}	WI _{iwsisub}	WI _{iwsicomb}
AVT	NA	1	NA	NA	1	NA
CARL	0.02	NA	NA	0.0374	NA	NA
RHAVIII	NA	NA	0.0164	NA	NA	0.0749

Nota: WI_{iawsup}: indicador de escasez en función del método AWARE para fuentes superficiales; WI_{iawsub}: indicador de escasez en función del método AWARE para fuentes subterránea, WI_{iwsisup}: indicador de escasez en función del método WSI para fuentes superficiales WI_{iwsisub}: indicador de escasez en función del método WSI para fuentes subterránea; WI_{iawcomb}: indicador de escasez en función del método AWARE para fuentes combinadas, WI_{iwsicomb}: indicador de escasez en función del método WSI para fuentes combinadas.

5.3. Huella de disponibilidad de agua ponderada por escasez en proceso productivo

Obtenidos los valores del indicador de escasez para cada fuente, se procedió a aplicarlo al proceso productivo de uso agrícola asumiendo los cuatro escenarios de suministro. Para ello, se consideró que los volúmenes extraídos registrados son las extracciones de pozos por parte del IMTA (2014). El volumen máximo para utilizar (límite de uso) son los volúmenes concesionados dados por REPDA para ese nodo (las extracciones no necesariamente son iguales a las concesiones). El volumen adicional es entonces la diferencia entre el volumen extraído y el límite de uso según el escenario de suministro.

El volumen máximo para utilizar en el caso de las aguas superficiales del CARL fue considerado como el remanente del escurrimiento estimado por subcuenca que no es concesionado a ningún uso. La demanda de agua agrícola se estimó como la diferencia acumulada de las medias de evapotranspiración de cultivo y la precipitación a nivel mensual. El déficit es la diferencia entre la demanda y la suma de los volúmenes suministrados por las diferentes fuentes.

El escenario 0 (Tabla 5.4) consideró únicamente el volumen extraído del AVT registrado en estudios técnicos proporcionados por el IMTA (2014) dentro del polígono de demanda. La huella de disponibilidad de agua (α) ponderada por escasez fue obtenida como el producto del indicador WI_i y el volumen utilizado. En este escenario resultó igual con 11644 m³ eq, tanto para el enfoque por AWARE como por WSI. Lo anterior implica que el volumen total suministrado representa un impacto por competencia en términos volumétricos al sistema hídrico. Además, al satisfacer sólo el 2.1% de la demanda, es necesario considerar las fuentes de abastecimiento mencionados en los otros escenarios.

Tabla 5.4. Determinación de la huella de disponibilidad agua por escasez para el Escenario 0.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)					
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal					
	Demanda(m ³ /año)	541999					
	Observaciones	Escenario 0- Suministro de agua subterránea					
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	W _i ^{IAWARE}	W _i ^{IWSI}	α _i ^{IAWARE} (m ³ eq)	α _i ^{IWSI} (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído	11644	13700	1	1	11644	11644
	Vol. Adicional	0	2056	1	1	0	0
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0.02	0.0374	0	0
	Vol. Adicional	0	227854	0.02	0.0374	0	0
PTAR	Reutilizado	0	302501	0	0	0	0
	Vol. Adicional	0	0	0	0	0	0
	Σ	11644				11644	11644
	Déficit	97.9%					

El escenario 1 (Tabla 5.5) consideró el volumen adicional no contemplado en los registros de extracciones, pero observado en las concesiones. Al igual que en el escenario anterior, los volúmenes extraídos tienen el mismo valor de huella de disponibilidad agua (13700 m³ eq.) para ambos enfoques de escasez. La disminución del déficit no es significativa.

Tabla 5.5. Determinación de la huella de disponibilidad agua por escasez para el Escenario 1.

Caso	Identificador:	N19					
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal					
	Demanda(m ³ /año)	541999					
	Observaciones	1- Considera el vol. concesionado. Fuente subterránea					
Fuente suministro	Descripción	Volumen usado (m ³ /año)	Límite de uso	W _i ^{IAWARE}	W _i ^{IWSI}	α _i ^{IAWARE} (m ³ eq)	α _i ^{IWSI} (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído	11644	13700	1	1	11644	11644
	Vol. Adicional	2056	0	1	1	2056	2056
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0.02	0.037	0	0
	Vol. Adicional	0	227854	0.02	0.037	0	0
PTAR	Vol. Reutilizado	0	302501	0	0	0	0
	Vol. Adicional	0	0	0	0	0	0
	Σ	13700				13700	13700
	Déficit	97.5%					

El escenario 2 (Tabla 5.6) considera el volumen concesionado de aguas subterráneas más el volumen disponible en la subcuenca dentro del polígono. Para este caso, los indicadores WI_i asociados con las aguas superficiales fueron modificados de acuerdo con los volúmenes adicionales usados. Con ello, se obtuvo una huella de agua con el enfoque AWARE de 18165.93 m³ eq. y para el enfoque WSI de 22221.73 m³ eq, es decir, 7.5 y 9.1% del volumen total utilizado. Aunque el déficit disminuye en 42% en relación con el escenario previo, sigue siendo mayor a la mitad del volumen demandado.

Tabla 5.6. Determinación de la huella de disponibilidad agua por escasez para el Escenario 2.

Caso	Identificador:	N19					
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal					
	Demanda(m3/año)	541999					
	Observaciones	2- uso en relación con el volumen de escurrimiento de la subcuenca					
Fuente suministro	Descripción	Volumen usado (m ³ /año)	Límite de uso	WI_{iAWARE}	WI_{iWSI}	α_{iAWARE} (m ³ eq)	α_{iWSI} (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído	11644	13700	1	1	11644	11644
	Vol. Adicional	2056	0	1	1	2056	2056
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0.0196	0.0374	0	0
	Vol. Adicional	227854	0	0.0196	0.0374	4465.94	8521.74
PTAR	Vol. Reutilizado	0	302501	0	0	0	0
	Vol. Adicional	0	302501	0	0	0	0
Σ		241554				18165.94	22221.73
Déficit		55.4%					

En el escenario 3 (tabla 5.7) se asume que después de haber considerado los límites de uso tanto de fuentes subterráneas y superficiales, el déficit en la demanda es compensado con la capacidad de la planta de tratamiento de aguas residuales ubicada dentro del nodo, y donde dicho volumen presenta un indicador igual con cero por ser agua reutilizada.

Los resultados obtenidos para el escenario 3 demuestran que al considerar tanto los volúmenes adicionales de las aguas subterráneas y superficiales de la zona como de la reutilización de aguas, el déficit de demanda disminuye a cero. Al considerar las aguas tratadas para compensar las necesidades de demanda para el polígono de estudio se obtuvo que dicho tipo de fuente si cumple con el volumen de demanda y disminuye el impacto proporcional asociado a la escasez. Es decir, en este escenario cada metro cúbico de recurso

“escaso” representa entre 3.4 y 4.4% de un metro cúbico satisfecho con el enfoque AWARE y WSI respectivamente.

Tabla 5.7. Determinación de la huella de disponibilidad agua por escasez para el Escenario 3.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)					
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal					
	Demanda(m ³ /año)	541999					
	Observaciones:	3- Considera volúmenes de operación de la planta de tratamiento de aguas residuales para compensar los volúmenes de suministro faltante.					
Fuente suministrador	Descripción	Volumen usado (m ³ /año)	Límite de uso	Wii _{AWARE}	Wli _{WSI}	α_{iAWARE} (m ³ eq)	α_{iWSI} (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	1	1	11644	11644
	Vol. adicional	2056	0	1	1	2056	2056
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0.0196	0.0374	0	0
	Vol. Adicional	227854	0	0.022	0.0449	5012.78	10230.64
PTAR	Vol. reutilizado	0	302501	0	0	0	0
	Vol. adicional	300445	2056	0	0	0	0
Σ		541999				18712.8	23930.64
Déficit		0%					

Un análisis que considere sólo el indicador de escasez no refleja la problemática hídrica de una región ya que dichos métodos analizados se enfocan en la competitividad del recurso para satisfacer las necesidades de una sociedad, sin considerar: primero, las condiciones de explotación del cuerpo de agua en el momento que se evalúa su nivel de competitividad por consumo y, segundo la fragilidad del cuerpo de agua por su condición de calidad la cual puede considerarse como agua reutilizada o tratada para ser utilizada para una actividad.

Al comparar los resultados obtenidos por WULCA ($AWARE_{RHAVIII} = 8.45$) y Olier ($AWARE_{RHAVIII} = 1.57$) se observó que existe una diferencia mayor al 18% como impacto por escasez en la misma zona. Una de las discrepancias encontrada en este estudio fue la diferencia en la regionalización de las zonas de estudio, ya que CONAGUA utiliza tres diferentes regionalizaciones para la gestión de los recursos hídricos (por cuenca, acuífero y región hidrológica), por su parte WULCA se basa en el modelo hidrológico global de WaterGAP, que considera los datos de disponibilidad de una cuenca por celda en una malla con resolución $0.5^\circ \times 0.5^\circ$. Esta resolución generó, entre otras, una sobreestimación de los

flujos de disponibilidad obteniendo hasta cuatro veces el valor obtenido por CONAGUA para la misma región, de igual forma se observó que la disponibilidad dada solo considera los volúmenes de escurrimiento dentro de la región sin considerar los volúmenes de recarga. Para el caso de uso de agua se observó una sobreestimación en sus volúmenes en comparación de los datos por CONAGUA (2019). Esta sobreestimación es una de las causas de los resultados obtenidos para el AWARE calculado para dicha región.

Tabla 5.8. Datos de entrada para la RHAVIII dadas por WULCA (2017) y CONAGUA (2019).

RHAVIII	CONAGUA	WaterGAP
Disponibilidad (hm³/año)	34896.99	7890.59
Uso (hm³/año)	15852	3938.6
Área (km²)	192722	132126
EWR (hm³/año)	-	-

De igual manera se observó que al combinar las fuentes de abastecimiento para la estimación del indicador de escasez WI_i , se tiene como resultado una subestimación o sobreestimación en la mayoría de las zonas evaluadas, ya que no consideran todos los volúmenes de entrada o bien, porque no consideran las condiciones de abastecimiento de forma más local. Esto ocurre, por ejemplo, en la zona de estudio (CARL) donde el sistema de abastecimiento en su mayoría es de aguas subterráneas.

Se debe considerar que en el territorio mexicano existen regiones donde el uso de agua no es concesionado sino extraído y que dichos volúmenes no se encuentran en un padrón de censo, que la gran mayoría de la zona centro es abastecida por fuente subterránea y a su vez en la zona sur su principal fuente es superficial. Esto indica que para obtener una evaluación de impacto por escasez se debe considerar las condiciones de abastecimiento para obtener resultados más cercanos a la realidad. Una de las aportaciones de esta investigación es proponer escenarios donde la relación entre volúmenes extraídos, demandados y concesionados, aporte un volumen adicional para compensar el déficit de suministro y una disminución en la huella de disponibilidad.

Por otra parte, se debe considerar que los volúmenes de retorno pueden alcanzar cantidades significativas (por ejemplo, por actividad agrícola puede alcanzar hasta el 20% de la recarga,

CONAGUA, 2015). Por lo que, el valor del indicador de escasez tendría que reajustarse con dichas estimaciones.

De igual manera se debe considerar que los actuales problemas de escasez de agua en una región podrían intensificarse en un futuro como resultado de los impactos por cambio climático. Esto puede ser reflejado en un incremento en la demanda para el equilibrio ambiental. Se propone considerar escenarios donde el indicador WI_i , permita identificar los problemas de escasez de agua bajo diferentes escenarios de reducción en las aportaciones.

5.4. Indicador de calidad WQ_i

De manera análoga al indicador de escasez, el indicador de calidad es estimado para los cuerpos de agua en la zona de estudio y posteriormente, aplicado al proceso productivo en particular. Para el caso de aguas superficiales, la cuenca del CARL fue dividida por subcuencas (figura 5.5) y los datos de calidad de agua fueron obtenidos de Fall *et al.* (2006). Dado que los muestreos de calidad son realizados de manera puntual a lo largo de ríos principales, se ha considerado para cada subcuenca un valor representativo en función de la cercanía al punto de muestro más cercano. Las máximas concentraciones de SDT mostraron un valor de 2764 mg/L. Sin embargo, para el indicador de calidad se consideró una concentración media ponderada por el volumen medio de escurrimiento mensual estimado por Fonseca (2014). El indicador de calidad en el AVT fue estimado en función de la concentración de los SDT de la base de datos de CONAGUA (2018): 368 mg/L. De esta manera, e incluyendo valores de referencia como el agua de lluvia y aguas residuales concentradas, la tabla 5.9 muestra los valores del indicador WQ_i en la zona de estudio.

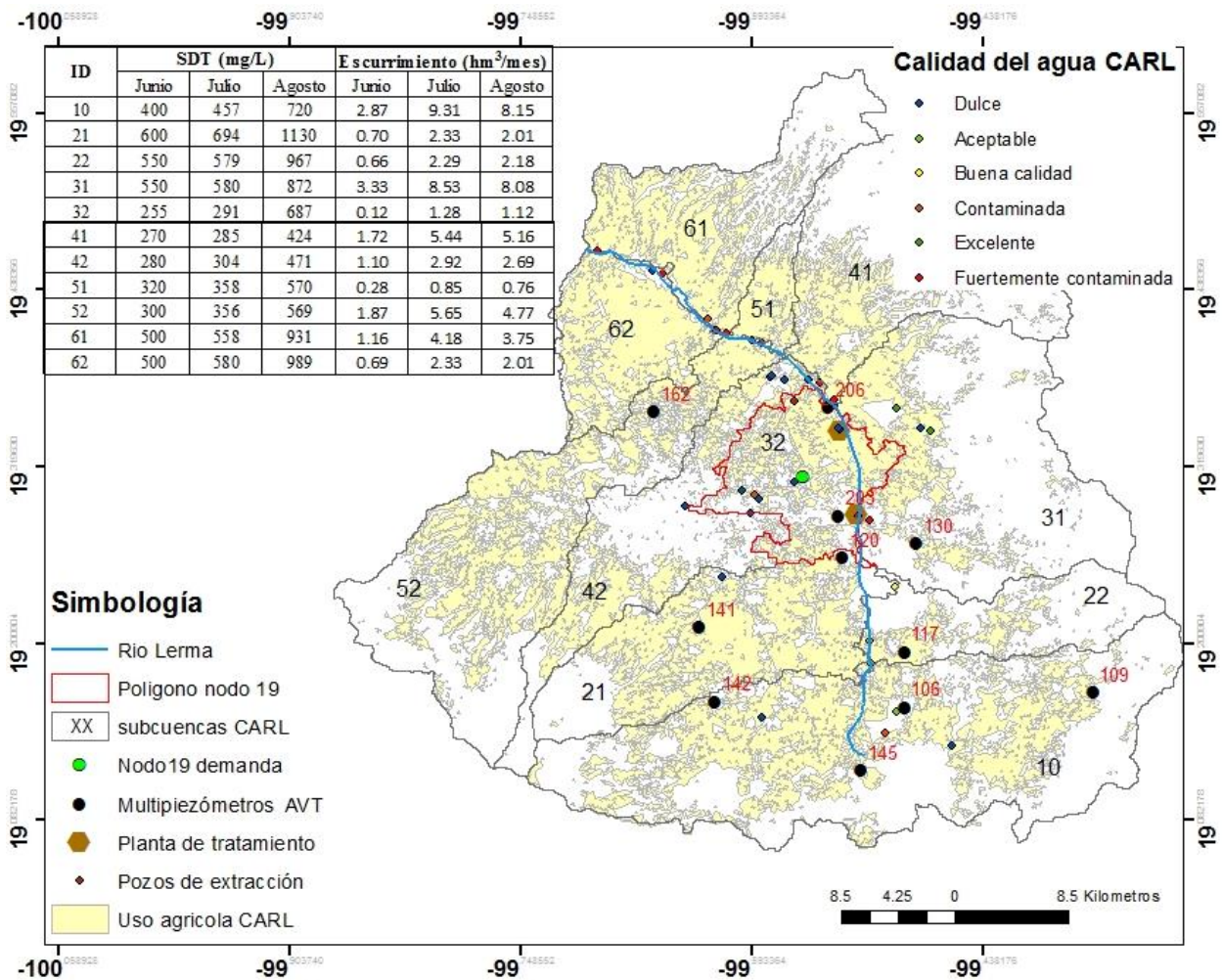


Figura 5.5. Subcuencas del CARL y muestreos de calidad basados en Fall et al. (2006)

Tabla 5.9. Indicador de calidad para diversas fuentes en la zona de estudio.

Cuerpo de agua	SDT (mg/L)	Gfe (J/g)	WQ _i
Superficiales (subcuenca 10)	554.327	0.8355066	0.5811
Superficiales (subcuenca 21)	855.235	0.8355069	0.5827
Superficiales (subcuenca 22)	739.985	0.8355069	0.5827
Superficiales (subcuenca 31)	693.337	0.8355065	0.5812
Superficiales (subcuenca 32)	465.718	0.8355070	0.5829
Superficiales (subcuenca 41)	341.156	0.8355068	0.5819
Superficiales (subcuenca 42)	366.953	0.8355068	0.5826
Superficiales (subcuenca 51)	437.859	0.8355070	0.5830
Superficiales (subcuenca 52)	430.057	0.8355067	0.5820
Superficiales (subcuenca 61)	704.393	0.8355068	0.5822
Superficiales (subcuenca 62)	732.325	0.8355069	0.5827
Subterráneas (AVT)	368	0.78422	0.8869
Planta de tratamiento “Toluca Norte” (Fall, et al.)	1978	0.5604	0.3018
Agua de lluvia (Odum, 1996)	10	0.8339	0.9943
Consumo humano (FAO,2003)	200	0.80754	0.9029
Aguas residuales concentradas	6000	0	0

5.5. Aplicación del indicador de calidad en el proceso productivo

El nodo de demanda 19, se encuentra en la subcuenca 32 de la figura 5.4, por lo que el indicador de calidad asociado a las aguas superficiales es 0.58. De esta manera, la evaluación de la huella de agua de disponibilidad ponderada por el indicador de calidad por escenario se muestra en las tablas 5.10 a 5.13. Esta huella de disponibilidad de agua (α) es el producto del indicador de calidad y el volumen de agua utilizado en el proceso productivo.

Tabla 5.10. Determinación de la huella de disponibilidad agua por calidad para el Escenario 0.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)				
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal				
	Demanda(m ³ /año)	541999				
	Observaciones	Escenario 0- Suministro de agua subterránea				
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	SDT (mg/L)	WQ _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	368 ¹	0.826	9617.94
	Vol. Adicional	0	2056	368 ¹	0.826	0
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	SD	SD	SD	SD
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	466	0.58	0
	Vol. Adicional	0	227854	466	0.58	0
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	101.5 ²	105.5 ²	SD	SD
PTAR	Reutilizado	0	302501	1978 ³	0.3	0
	Vol. Adicional	0	302501	1978 ³	0.3	0
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	13.5 ⁴	14 ⁴	SD	SD
Σ		11644				9617.94
Déficit		97.9%				

Simbología. SDT: Sólidos disueltos totales, SST: Sólidos suspendidos totales, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, NT: Nitrógeno total, PT: Fósforo total, SD: Sin datos, Vol: Volumen, AVT: Acuífero Valle de Toluca, CARL: Curso Alto del río Lerma, PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales, α_i: huella de agua, WQ_i: Indicador de calidad.

¹ Obtenido de Martín del Campo (2010)

² Obtenido de CONAGUA (2019) y permisible sólo con SEMARNAT (1996). No permisible con CE-CCA

³ Obtenido de Fall et al. (2007), asumiendo que el cuerpo receptor de las plantas tratadoras (río Lerma) presenta la misma calidad de agua que la saliente de las plantas en época de estiaje.

⁴ Estimado a partir de las concentraciones de entrada reportadas en IMTA (2016; SST = 225 mg/L y DBO = 182 mg/L) y la eficiencia media de los procesos asociados a la Planta Toluca Norte: sedimentador secundario con 40% para SST y 25% para DBO (César-Valdéz y Vázquez-González, 2003), filtro percolador con 50% (Wang et al., 2009) y lodos activados con 80% (Wang et al., 2009; Adams et al., 1999).

Tabla 5.11. Determinación de la huella de disponibilidad agua por calidad para el Escenario 1.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)				
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal				
	Demanda(m ³ /año)	541999				
	Observaciones	Escenario 1- Considera el vol. concesionado restante de fuente subterránea				
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	SDT (mg/L)	WQ _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	368 ¹	0.826	9617.94
	Vol. Adicional	2056	0	368 ¹	0.826	1698.256
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	SD	SD	SD	SD
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	466	0.58	0
	Vol. Adicional	0	227854	466	0.58	0
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	101.5 ²	105.5 ²	SD	SD
PTAR	Reutilizado	0	302501	1978 ³	0.3	0
	Vol. Adicional	0	302501	1978 ³	0.3	0
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	13.5 ⁴	14 ⁴	SD	SD
Σ		13700				11326.2
Déficit		97.5%				

Simbología. SDT: Sólidos disueltos totales, SST: Sólidos suspendidos totales, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, NT: Nitrógeno total, PT: Fósforo total, SD: Sin datos, Vol: Volumen, AVT: Acuífero Valle de Toluca, CARL: Curso Alto del río Lerma, PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales, α_i: huella de agua, WQ_i: Indicador de calidad.

¹ Obtenido de Martín del Campo (2010)

² Obtenido de CONAGUA (2019), y permisible sólo con SEMARNAT (1996). No permisible con CE-CCA

³ Obtenido de Fall et al. (2007), asumiendo que el cuerpo receptor de las plantas tratadoras (río Lerma) presenta la misma calidad de agua que la saliente de las plantas en época de estiaje.

⁴ Estimado a partir de las concentraciones de entrada reportadas en IMTA (2016; SST = 225 mg/L y DBO = 182 mg/L) y la eficiencia media de los procesos asociados a la Planta Toluca Norte: sedimentador secundario con 40% para SST y 25% para DBO (César-Valdéz y Vázquez-González, 2003), filtro percolador con 50% (Wang et al., 2009) y lodos activados con 80% (Wang et al., 2009; Adams et al., 1999).

Tabla 5.12. Determinación de la huella de disponibilidad agua por calidad para el Escenario 2.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)				
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal				
	Demanda(m ³ /año)	541999				
	Observaciones	Escenario 2- Considera escurrimientos remanentes en subcuenca				
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	SDT (mg/L)	WQ _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	368 ¹	0.826	9617.94
	Vol. Adicional	2056	0	368 ¹	0.826	1698.3
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	SD	SD	SD	SD
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	466	0.58	0
	Vol. Adicional	227854	0	466	0.58	132155.3
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	101.5 ²	105.5 ²	SD	SD
PTAR	Reutilizado	0	302501	1978 ³	0.3	0
	Vol. Adicional	0	302501	1978 ³	0.3	0
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	13.5 ⁴	14 ⁴	SD	SD
Σ		241554				141773
Déficit		55.4%				

Simbología. SDT: Sólidos disueltos totales, SST: Sólidos suspendidos totales, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, NT: Nitrógeno total, PT: Fósforo total, SD: Sin datos, Vol: Volumen, AVT: Acuífero Valle de Toluca, CARL: Curso Alto del río Lerma, PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales, α_i: huella de agua, WQ_i: Indicador de calidad.

¹ Obtenido de Martín del Campo (2010)

² Obtenido de CONAGUA (2019), y permisible sólo con SEMARNAT (1996). No permisible con CE-CCA

³ Obtenido de Fall et al. (2007), asumiendo que el cuerpo receptor de las plantas tratadoras (río Lerma) presenta la misma calidad de agua que la saliente de las plantas en época de estiaje.

⁴ Estimado a partir de las concentraciones de entrada reportadas en IMTA (2016; SST = 225 mg/L y DBO = 182 mg/L) y la eficiencia media de los procesos asociados a la Planta Toluca Norte: sedimentador secundario con 40% para SST y 25% para DBO (César-Valdéz y Vázquez-González, 2003), filtro percolador con 50% (Wang et al., 2009) y lodos activados con 80% (Wang et al., 2009; Adams et al., 1999).

Tabla 5.13. Determinación de la huella de disponibilidad agua por calidad para el Escenario 3.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)				
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal				
	Demanda(m ³ /año)	541999				
	Observaciones	Escenario 3- Considera reutilización de aguas tratadas				
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	SDT (mg/L)	WQ _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	368 ¹	0.826	9617.94
	Vol. Adicional	2056	0	368 ¹	0.826	1698.3
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	SD	SD	SD	SD
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	466	0.58	0
	Vol. Adicional	227854	0	466	0.58	132155.3
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	101.5 ²	105.5 ²	SD	SD
PTAR	Reutilizado	0	302501	1978 ³	0.3	0
	Vol. Adicional	300445	2056	1978 ³	0.3	0
	Otros parámetros (mg/L)	Grasas y aceites	SST	DBO	NT	PT
		SD	13.5 ⁴	14 ⁴	SD	SD
Σ		541999				233605
Déficit		0%				

Simbología. SDT: Sólidos disueltos totales, SST: Sólidos suspendidos totales, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, NT: Nitrógeno total, PT: Fósforo total, SD: Sin datos, Vol: Volumen, AVT: Acuífero Valle de Toluca, CARL: Curso Alto del río Lerma, PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales, α_i: huella de agua, WQ_i: Indicador de calidad.

¹ Obtenido de Martín del Campo (2010)

² Obtenido de CONAGUA (2019) y permisible sólo con SEMARNAT (1996). No permisible con CE-CCA

³ Obtenido de Fall et al. (2007), asumiendo que el cuerpo receptor de las plantas tratadoras (río Lerma) presenta la misma calidad de agua que la saliente de las plantas en época de estiaje.

⁴ Estimado a partir de las concentraciones de entrada reportadas en IMTA (2016; SST = 225 mg/L y DBO = 182 mg/L) y la eficiencia media de los procesos asociados a la Planta Toluca Norte: sedimentador secundario con 40% para SST y 25% para DBO (César-Valdéz y Vázquez-González, 2003), filtro percolador con 50% (Wang et al., 2009) y lodos activados con 80% (Wang et al., 2009; Adams et al., 1999).

La huella de disponibilidad de agua ponderada por calidad muestra que en los escenarios 0 y 1, de cada m³ de agua utilizado, 0.83 m³ representan una competitividad por el recurso en términos de funcionalidad. La proporción es equivalente al indicador de calidad debido a que en estos escenarios es utilizada una misma fuente. Para los escenarios 2 y 3, la huella de disponibilidad de agua representa respectivamente 0.59 y 0.43 m³ de recurso hídrico

“funcional” por cada m³ de agua utilizado. Es decir, la huella de disponibilidad de agua disminuye en 29 y 48% en relación con los escenarios 0 y 1.

El uso de fuentes alternas para un proceso implica una disminución del impacto sobre el sistema hídrico, sin embargo, representa limitaciones para el usuario. Es importante resaltar que, no existe restricción para que un usuario utilice una fuente de abastecimiento con una calidad no apta, pero se encuentra obligado a llevar a cabo un proceso de adecuación y tratamiento para su uso.

Esta adecuación es particular en función de los límites permisibles considerados en cada uso y la calidad con la que se encuentra la fuente. Por ejemplo, el reporte de cada escenario del proceso productivo considerado en esta investigación muestra la componente cualitativa del indicador para los parámetros mostrados en la tabla 4.1, asociados a los límites permisibles para el uso de aguas en riego agrícola (SEMARNAT, 1996). En todos los escenarios se observa una calidad apta de la fuente de abastecimiento en relación con los SST y DBO, el usuario estaría obligado a caracterizar el agua en relación con otros parámetros como el nitrógeno, fósforo, grasas y aceites. Por la concentración de SDT es posible inferir que en los escenarios 2 y 3 será necesario una mayor adecuación de los recursos utilizados a cambio de un bajo valor de la huella de disponibilidad de agua.

La parte analítica de este indicador pretende evaluar bajo la misma escala (en términos energéticos) la funcionalidad de un recurso hídrico. Sin embargo, la relación entre la calidad ofrecida de una fuente y la calidad requerida por los diversos usuarios vuelve compleja la modelación de esta funcionalidad. Cabe recordar que, la energía libre de Gibbs utilizada en el indicador representa la “capacidad de diluir” una sustancia en relación con otra. La combinación de todos los parámetros de calidad en esta capacidad de dilución queda sugerida para futuras mejoras del método.

5.6. Indicador de fuente de abastecimiento WBi

De acuerdo con la metodología propuesta para este indicador, el periodo de análisis de la variación en la profundidad del nivel piezométrico fue determinado a partir de una inspección visual del comportamiento en el nivel piezométrico de los piezómetros mostrados en la figura 5.6 (basados en IMTA, 2017). En general, entre el 2005 y 2010 la mayoría muestran una estabilidad en sus niveles. A partir del 2010, algunas sondas, como la 106, 130, 142, 145 y 203 muestran una recuperación significativa. Por el contrario, sondas como la 109, 141 y 162 muestran un abatimiento marcado. Los demás pozos muestran un rango de variación similar en el mismo periodo. Por ello, la variación media de la profundidad del nivel piezométrico fue considerada para el periodo de 2010 a 2017.

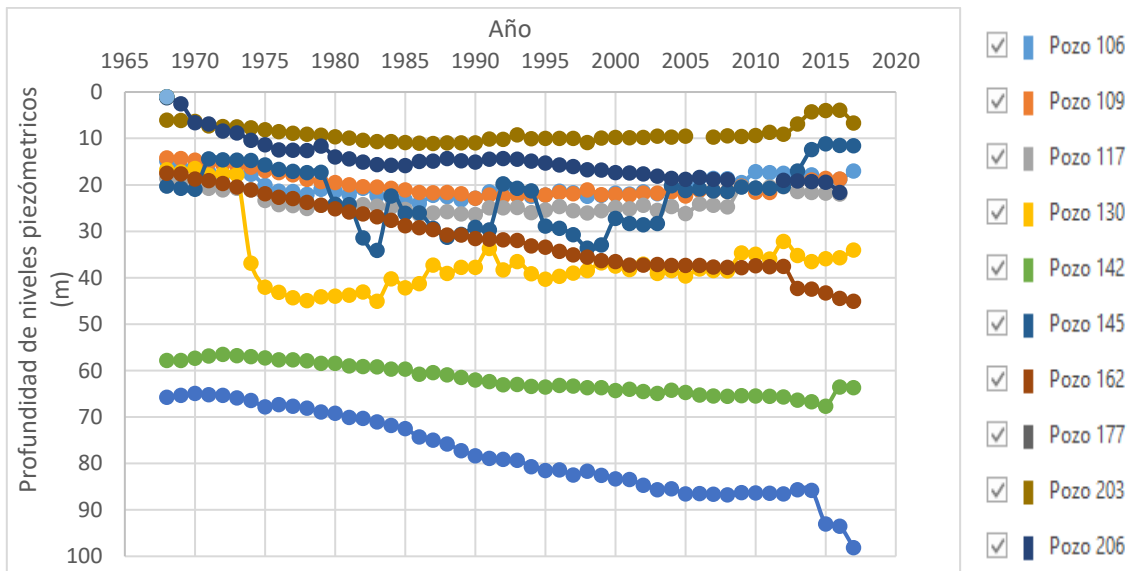


Figura 5.6 Comportamiento de los niveles piezométricos en el AVT.

Posteriormente, se obtuvieron los mapas de profundidad de los niveles piezométricos y, con ellos, el mapa de variación promedio anual $\overline{\Delta PL}$ (figura 5.7). La clasificación de este último mapa en función de los cuartiles proporcionó los valores de -0.84, 1.05, 1.1 y 2.85 m/año respectivamente. A partir de estas variaciones promedio, se ajustó una regresión logarítmica (ecuación 5.1).

$$WB_i = \begin{cases} 0 & \text{para } \overline{\Delta PL} < 0.39 \\ 0.2636 \ln(\overline{\Delta PL}^2) + 0.491 & \text{para } 0.39 < \overline{\Delta PL} < 2.62 \\ 1 & \text{para } \overline{\Delta PL} > 2.62 \end{cases} \quad [5.1]$$

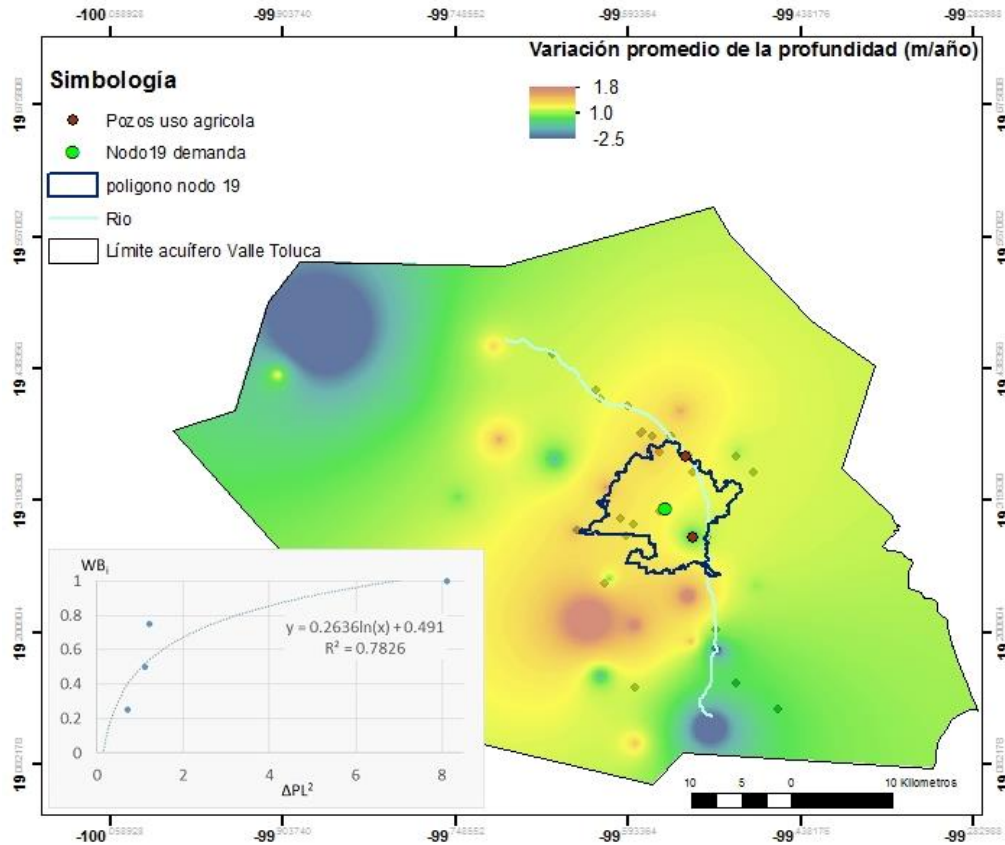


Figura 5.7. Variación promedio anual de la profundidad del nivel piezométrico en el AVT (2010-2017).

El mapa del indicador de fuente WB_i para el AVT (figura 5.8) obtenido a partir de la regresión delimita la zona más afectada por la explotación intensiva de los recursos hídricos subterráneos. Esta zona, emparejada con la concentración de los asentamientos humanos, está asociada con valores de WB_i entre 0.75 y 1, es decir, cada m^3 de agua utilizado podría representar hasta un m^3 de agua desde una alta concentración de explotación. En otras palabras, representa una competencia por la extracción concentrada geográficamente. Otros estudios (Fonseca et al., 2013) han mostrado que, la distribución geográfica de la explotación genera diferentes impactos tanto ambientales (abatimiento) como económicos (aumento de consumo energético por extracción). Por el contrario, en las zonas noroeste y sureste del acuífero se puede observar un WB_i entre 0 y 0.25, implicando la ausencia o poca competencia en la extracción.

Este indicador complementa a los indicadores de escasez y calidad puesto que, la escasez del recurso hídrico en una región no significa necesariamente una explotación distribuida de manera homogénea. En función, de su ubicación los efectos pueden ser mitigados (p.e. en

algunas regiones del acuífero se perciben recargas) o amplificados (en zonas de concentraciones altas de explotación el abatimiento puede ser persistente).

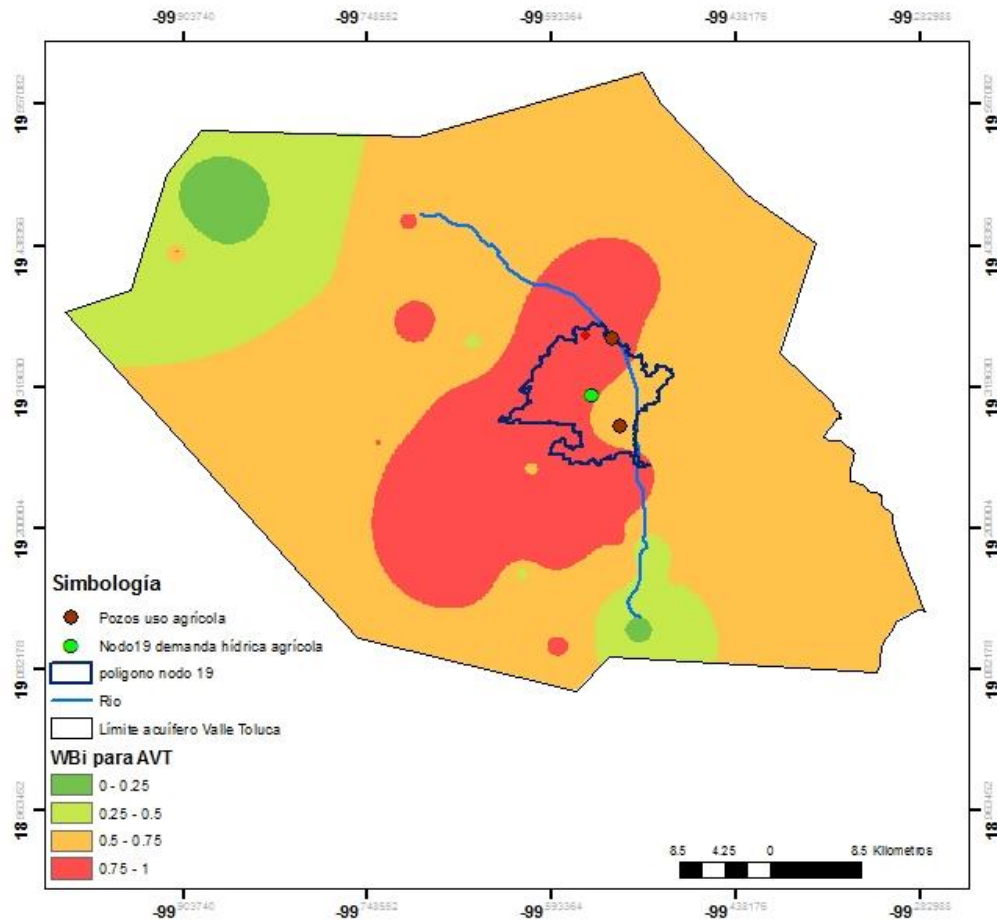


Figura 5.8. Indicador de fuente de abastecimiento en el AVT.

5.7. Aplicación del indicador de fuente de abastecimiento en el proceso productivo

El polígono de uso agrícola seleccionado como proceso productivo en esta investigación abarca zonas de alto y moderado impacto en relación con el indicador WB_i . De acuerdo con la ubicación de los pozos de extracción, el indicador de fuente para el agua subterránea utilizada tiene un valor ponderado de 0.54. Las fuentes superficiales y de aguas reutilizadas adquieren un valor igual con 0 según la metodología propuesta. Lo anterior significa que en los escenarios 0 y 1 la huella de agua de disponibilidad ponderada por la distribución geográfica de la explotación es un poco más de la mitad del volumen utilizado (tablas 14 y 15). En los escenarios 2 y 3, esta huella de disponibilidad de agua disminuye 94 y 98% en relación con el escenario 1 (tablas 16 y 17). Es decir, en el escenario 2 cada m^3 utilizado

implica 0.03 m³ de agua en competencia por la distribución geográfica de la explotación, en el escenario 3, este valor disminuye hasta 0.01 m³.

Tabla 5.14. Determinación de la huella de disponibilidad agua por fuente para el Escenario 0.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)			
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal			
	Demanda(m ³ /año)	541999			
	Observaciones	Escenario 0- Suministro de agua subterránea			
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	WB _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	0.54	6288
	Vol. Adicional	0	2056	0.54	0
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0	0
	Vol. Adicional	0	227854	0	0
PTAR	Reutilizado	0	302501	0	0
	Vol. Adicional	0	302501	0	0
	Σ	11644			6288
	Déficit		97.9%		

Tabla 5.15. Determinación de la huella de disponibilidad agua por fuente para el Escenario 1.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)			
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal			
	Demanda(m ³ /año)	541999			
	Observaciones	Escenario 1- Suministro de agua subterránea contemplando total de concesión			
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	WB _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	0.54	6288
	Vol. Adicional	2056	0	0.54	1110
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0	0
	Vol. Adicional	0	227854	0	0
PTAR	Reutilizado	0	302501	0	0
	Vol. Adicional	0	302501	0	0
	Σ	13700			7398
	Déficit		97.9%		

Tabla 5.16. Determinación de la huella de disponibilidad agua por fuente para el Escenario 2.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)			
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal			
	Demanda(m ³ /año)	541999			
	Observaciones	Escenario 2- Considera escurrimientos remanentes en subcuenca			
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	WB _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	0.54	6288
	Vol. Adicional	2056	0	0.54	1110
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0	0
	Vol. Adicional	227854	227854	0	0
PTAR	Reutilizado	0	302501	0	0
	Vol. Adicional	0	302501	0	0
Σ		241554			7398
Déficit		55.4%			

Tabla 5.17. Determinación de la huella de disponibilidad agua por fuente para el Escenario 3.

Caso	Identificador:	N19 Área- 10395 (ha)			
	Tipo de uso:	Agrícola-superficie de cultivo temporal			
	Demanda(m ³ /año)	541999			
	Observaciones	Escenario 3- Considera reutilización de aguas tratadas			
Fuente suministro	Descripción	Volumen utilizado (m ³ /año)	Límite de uso	WB _i	α _i (m ³ eq)
AVT	Vol. Extraído registrado	11644	13700	0.54	6288
	Vol. Adicional	2056	0	0.54	1110
CARL	Vol. Concesionado	0	227854	0	0
	Vol. Adicional	227854	227854	0	0
PTAR	Reutilizado	0	302501	0	0
	Vol. Adicional	300445	2056	0	0
Σ		541999			7398
Déficit		0%			

A diferencia del indicador de escasez, que trata con valores globales sobre un cuerpo de agua o región, o del indicador de calidad, que muestra valores puntuales, o en su caso semi-distribuidos (al considerar valores representativos por cuerpo de agua); el presente indicador

proporciona información distribuida de manera geográfica. Futuras propuestas de este indicador podrían incluir una discusión más profunda sobre el efecto de la distribución espacial de la explotación para otras fuentes. Por ejemplo, es posible incluir el efecto de la explotación de aguas subterráneas sobre los recursos hídricos superficiales como lo ejemplifica Hernández (2018) en la misma cuenca del CARL.

Además, el indicador de fuente muestra mayor variación entre escenarios en comparación con los demás indicadores. Lo anterior puede observarse por medio de la proporción de cada indicador considerando el acumulado de las huellas unitarias de disponibilidad de agua por indicador (cociente entre el volumen de agua utilizado y la huella de disponibilidad de agua). Por ejemplo, en los escenarios 0 y 1 la huella unitaria de disponibilidad de agua fue igual con 1 por escasez, igual con 0.82 por calidad y 1 por fuente de abastecimiento. Esto indica que el indicador de fuente representa el 22% de ese acumulado. Para los escenarios 2 y 3 esa proporción resultó en 4 y 3% respectivamente.

Como es mencionado en la metodología, un factor de caracterización para el proceso productivo puede ser obtenido como el promedio de los indicadores para cada escenario. Sin embargo, en esta investigación es altamente recomendable mostrar un análisis del efecto de cada indicador por separado. Por ello, en la tabla 5.9 se muestra el resumen de la huella de disponibilidad de agua para cada escenario. La huella unitaria es el cociente de la huella de disponibilidad de agua en relación con el volumen total utilizado, la huella proporcional es la proporción de la huella unitaria relativa a la suma de las huellas unitarias y el factor de caracterización es el promedio de las huellas unitarias. De manera gráfica (figura 5.12) muestra la tendencia de cada escenario hacia cada indicador. Los escenarios 0 y 1 muestran un ligero peso mayor del indicador de escasez comparado con los restantes, pero los escenarios 2 y 3 muestran una tendencia mayor hacia el indicador de calidad. Con ello, es posible inferir que el uso de fuentes alternas disminuye el impacto por la privación cuantitativa del agua en el sistema a cambio de un impacto por la competitividad funcional del recurso. Así mismo, para el proceso productivo seleccionado, la ubicación geográfica de la explotación resulta muy relevante al considerarse una sola fuente, pero tiende a disminuir drásticamente al incluir fuentes superficiales y alternas a su suministro.

Tabla 5.18. Huella proporcional de disponibilidad de agua y factor de caracterización.

		Escenario 0	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Volumen usado (m ³ /año)		11644	13700	241554	541999
Huella de disponibilidad de agua α (m ³ eq)	W _{i aware}	11644	13700	18166	18712
	WQ _i	9618	11326	141773	233605
	WB _i	6288	7398	7398	7398
	W _{i WSI}	11644	13700	22221	23930
Huella unitaria (m ³ / m ³ eq)	W _{i aware}	1.00	1.00	0.08	0.03
	WQ _i	0.83	0.83	0.59	0.43
	WB _i	0.54	0.54	0.03	0.01
	W _{i WSI}	1.00	1.00	0.09	0.04
Huella proporcional	W _{i aware}	0.42	0.42	0.11	0.07
	WQ _i	0.35	0.35	0.85	0.90
	WB _i	0.23	0.23	0.04	0.03
	W _{i WSI}	0.42	0.42	0.13	0.09
	WQ _i	0.35	0.35	0.83	0.88
	WB _i	0.23	0.23	0.04	0.03
Factor de caracterización	con W _{i aware}	0.79	0.79	0.23	0.16
	con W _{i WSI}	0.79	0.79	0.24	0.16

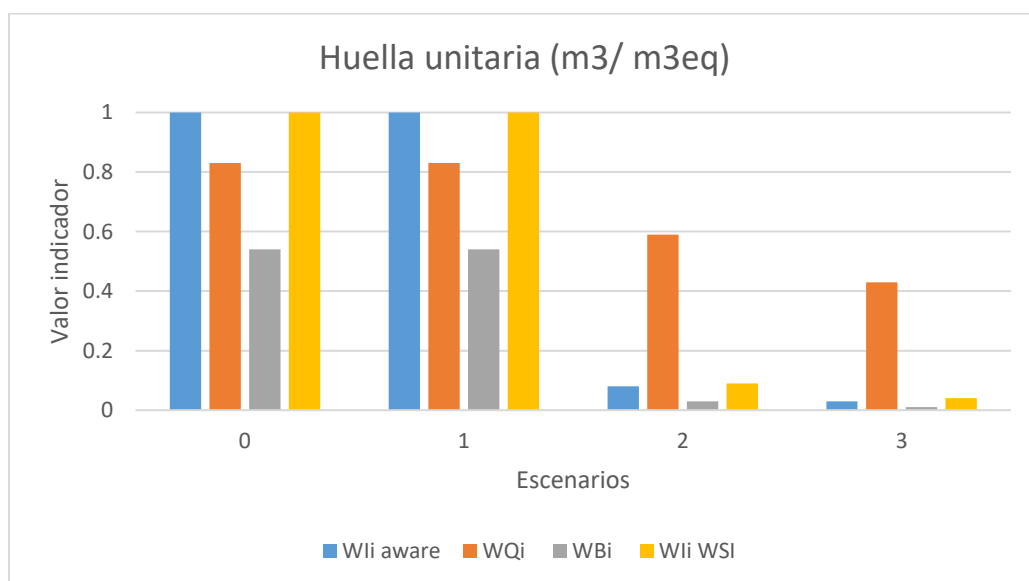


Figura 5.9. Huella unitaria (m³/m³ eq.) para los cuatro escenarios.

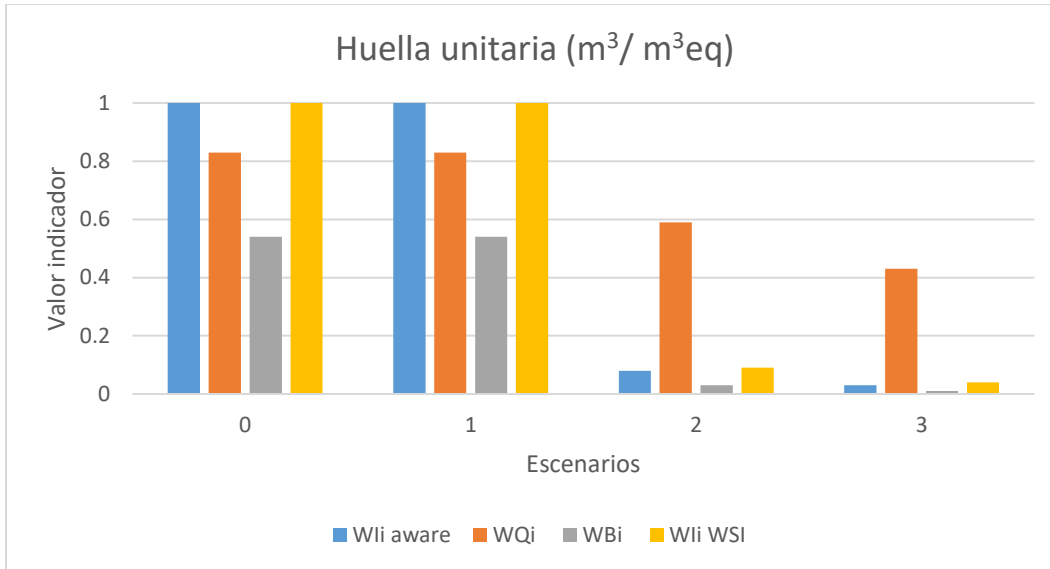


Figura 5.10. Huella unitaria (m^3/m^3eq . con el método AWARE para los cuatro escenarios.

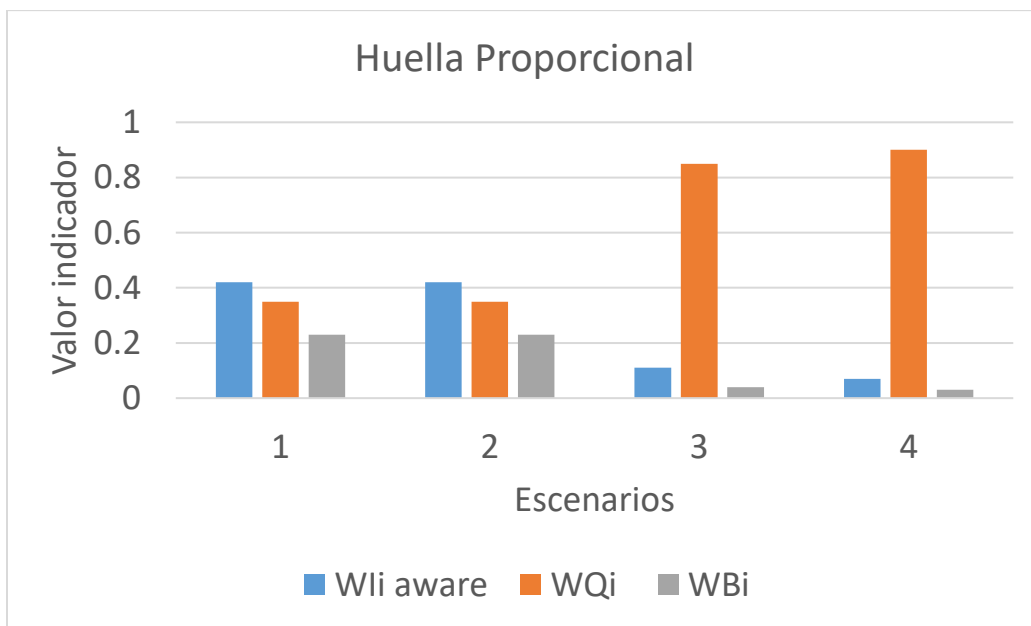


Figura 5.11 Huella proporcional para los indicadores de escases, calidad y fuente de abastecimiento.

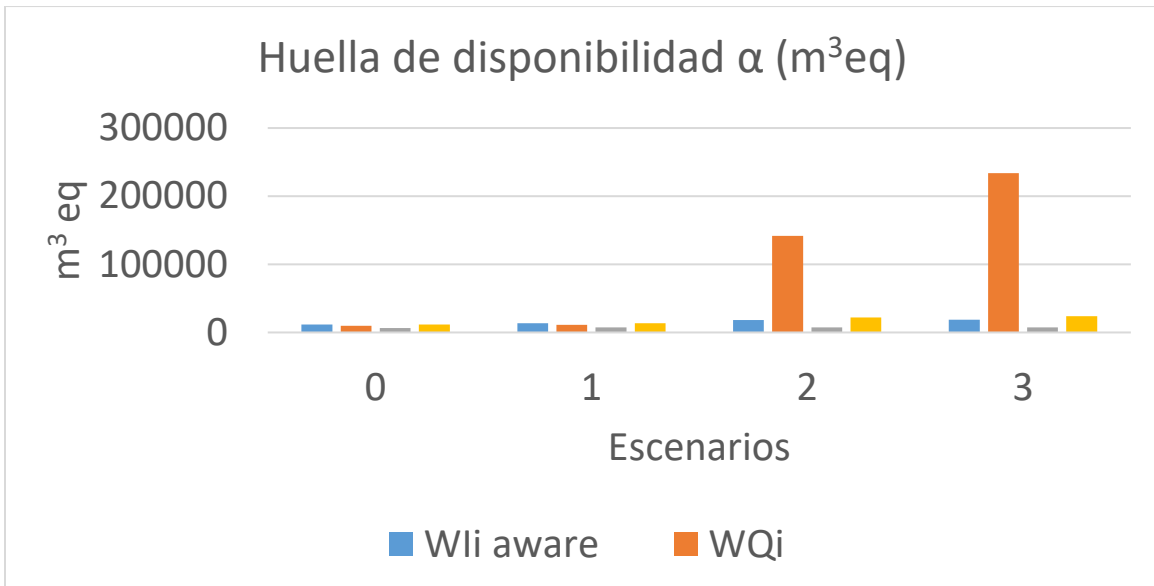


Figura 5.11 Huella de disponibilidad (m^3eq)

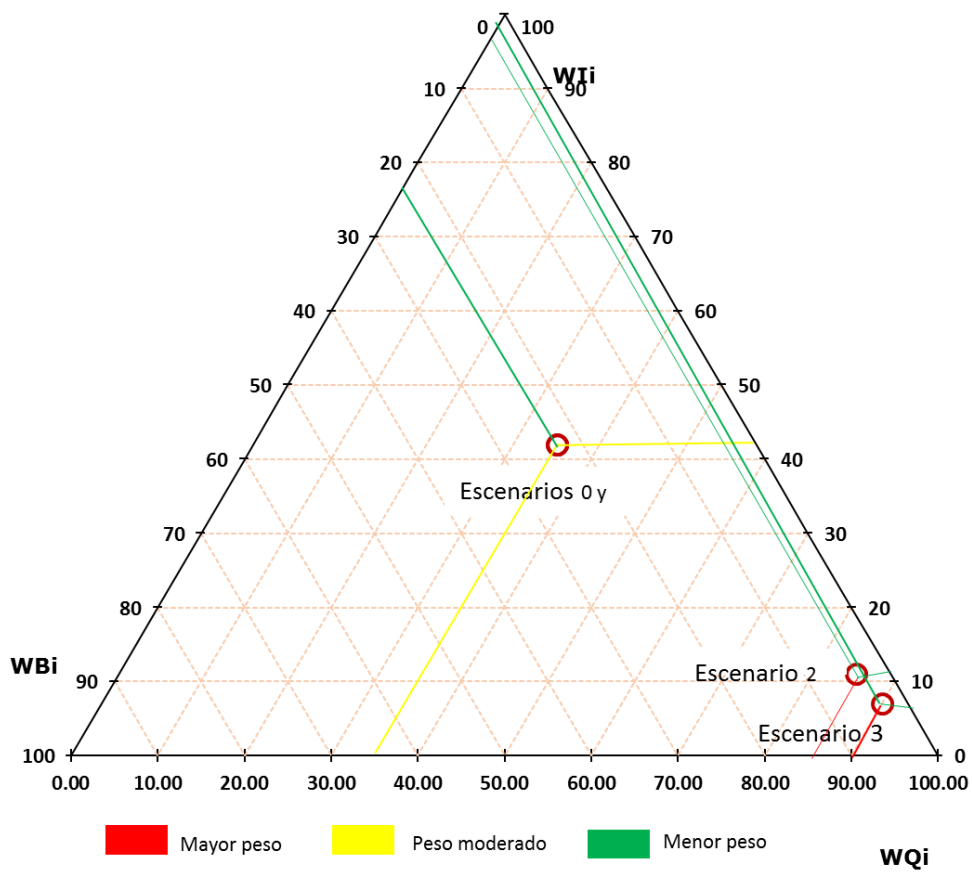


Figura 5.12. Tendencia de escenarios para cada indicador.

CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

En la presente investigación fue propuesto un método para estimar la huella de disponibilidad de agua considerando la cantidad de agua utilizada en un cuerpo de agua, la calidad del recurso observada y la requerida por los usuarios, así como la distribución geográfica de su explotación. A partir de este método, y dando cumplimiento al objetivo general, fue posible inferir un factor de caracterización para un proceso productivo particular, en este caso, un usuario de tipo agrícola.

Este factor de caracterización, visto como un coeficiente de conversión, fue estimado a partir del cociente entre el volumen utilizado por un proceso productivo y el promedio de la huella de disponibilidad de agua ponderada en términos de escasez, calidad y distribución geográfica de explotación. En términos generales, el factor de caracterización reportó la proporción del agua utilizado que representa un impacto al sistema, sin embargo, fue posible observar que pierde información relevante si no es acompañado por el análisis de los tres indicadores que lo conforman y que fueron desarrollados de acuerdo con el objetivo específico 1.

En el primer indicador, referente a la escasez, se realizaron tres ajustes desde dos indicadores observados en la literatura: los indicadores AWARE y WSI. Ambos han utilizado, con ciertas variaciones, los conceptos de disponibilidad y consumo de agua. Por ello, en el primer ajuste fue necesario desagregar los conceptos relacionados con la disponibilidad en términos de flujos de entrada y salida, así como asociar los términos de volumen extraído, demandado y concesionado en función del caso de estudio. El segundo ajuste estuvo asociado con los cuerpos de agua involucrados en la estimación de los indicadores. En la metodología se proporcionaron los argumentos por los cuales se optó en esta investigación por separar la estimación del indicador de escasez de las aguas superficiales y subterráneas. La mayor razón fue evitar la sobre o subestimación del indicador al considerar fuentes combinadas. El tercer ajuste relevante estuvo relacionado con la escala geográfica de aplicación de los indicadores. Por un lado, y de manera análoga a la combinación de fuentes, la variación de disponibilidad y uso de agua dentro de una región hidrológica genera una sobre o subvaloración del indicador de escasez a escala local. Por ello, se sugirió utilizar como unidades de estudio

cuerpos de agua a escala de cuenca hidrográfica y acuífero. Por otro lado, específicamente el indicador AWARE en su configuración convencional estima el agua remanente por unidad de superficie relativo a un promedio global. La unidad de superficie proviene del uso de un modelo hidrológico global en forma de malla con resolución de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$. Este elemento influye de manera importante en el indicador ya que el área de cada celda sufre variaciones en función de su latitud. En algunos casos, como se observó en la discusión, estas celdas pueden abarcar porciones de cuencas hidrográficas diferentes y alterar el balance en los flujos.

El segundo indicador, asociado con la calidad del agua, ponderó la huella de disponibilidad de agua de acuerdo con el grado de funcionalidad que ofrecen los recursos hídricos. Es decir, entre más adecuada es la composición de un cuerpo de agua para diversos usos en términos de la concentración de un parámetro de calidad, más grande es la huella o impacto que genera su consumo. Esta funcionalidad fue asociada con la capacidad de reacción de una sustancia en relación con otra sustancia patrón en términos de los sólidos disueltos totales. Es posible encontrar en la literatura una concentración patrón de 30,000 mg/L relacionada con el agua de mar, sin embargo, en esta investigación se observó una variación poco significativa entre la energía libre de Gibbs cuya concentración puede observarse en recursos hídricos utilizados comúnmente en usos humanos. Por lo tanto, se propuso la disminución de la concentración patrón hasta 6,000 mg/L asociada a aguas con concentración alta de residuos, pero aún susceptibles a tratamiento para reutilización. Es importante mencionar que, los sólidos disueltos totales por sí solos no son suficientes para caracterizar a los recursos hídricos. Por ello, fue agregado al valor del indicador un reporte que compara la caracterización de un cuerpo de agua con los límites permisibles de otros parámetros requeridos por el destinatario. Esta relación entre la calidad ofertada y requerida depende en gran medida de diversos estándares y normas existentes, proporcionando a este método la característica de integrativo; es decir, entre mayor sea el conjunto de estándares considerados, más precisión tendrá el destinatario en los parámetros que debe atender para adecuar el agua. Con ello, no es restringido el uso de las fuentes a los destinatarios, en su lugar, son informados sobre la posible caracterización y adecuación de los recursos. En este sentido, es recomendado la continuación de estudios y propuestas para integrar gradualmente más parámetros de calidad de agua en términos energéticos para el indicador.

El tercer indicador propuesto en la ponderación de la huella de disponibilidad de agua fue el indicador de fuente. La característica más relevante de este indicador fue el formato de variable que requiere para su estimación. Este indicador proporcionó información sobre la concentración geográfica de la explotación de las aguas subterráneas, por lo que, las variables involucradas (niveles piezométricos) se trataron de manera espacial. Complementando la representación de una competitividad cuantitativa del recurso con el indicador de escasez y, la competitividad funcional con el indicador de calidad, este indicador representó una competitividad geográfica por la explotación. La base metódica de este indicador fue la clasificación de un acuífero en función del comportamiento temporal de la variación de sus niveles piezométricos. Es decir, una relación entre un abatimiento constante y la explotación del recurso hídrico fue asumida. De esta manera, a los primeros cuartiles de la variación anual promedio del nivel piezométrico se asignaron valores bajos del indicador de fuente, mientras que a los siguientes cuartiles se les asignaron valores altos. La función de esta asignación fue realizada por medio de una regresión, por lo que, para cada zona de estudio debe realizarse una regresión independiente. En la presente investigación, el indicador de fuente estuvo limitado a las aguas subterráneas debido a su mayor tiempo de residencia comparada con otras fuentes. Por ello, recursos como los superficiales y reutilizados mantuvieron un valor del indicador igual con cero. Es sugerido para futuras mejoras del indicador, contemplar las variaciones en niveles de cuerpos superficiales imputables a la explotación.

La metodología propuesta en esta investigación fue desarrollada para su aplicación en diversas condiciones de información sobre los cuerpos de agua y su respectivo aprovechamiento por los probables usuarios encontrados en una región. Como ejemplo, los indicadores fueron estimados en los recursos hídricos correspondientes a la cuenca del Curso Alto del río Lerma y el Acuífero del Valle de Toluca como parte del objetivo específico 2. Para ello, fueron utilizados datos oficiales para la estimación de los flujos de agua de entrada y salida, mientras que para los datos de uso fueron consideradas los volúmenes concesionados en toda la región. En este sentido, y a pesar de que el método desarrollado permite considerar tantas entradas y salidas de agua como información disponible se tenga, los datos oficiales de la zona de estudio muestran insuficiente información para desagregar las variables consideradas en el indicador de escasez. Por ejemplo, para la variable de requerimientos ambientales fue tomado en cuenta las aguas comprometidas aguas debajo de

la cuenca, pero este último concepto no implica necesariamente un caudal ecológico. Las variables de importación y exportación se encontraron implícitas en un balance que realizan de disponibilidad a nivel de región hidrológica. De igual manera, la variable de retorno se encontró implícita en la definición de escurrimiento, sin embargo, en las fuentes oficiales de información no fue observada la forma de estimarla. Es posible inferir que su estimación fue omitida.

Dentro de la zona de estudio se consideró un proceso productivo de tipo agrícola para la estimación de su huella de disponibilidad de agua. Para ello, fueron considerados cuatro condiciones de suministro, basados en la demanda agrícola de agua, para reflejar las diferencias entre los indicadores. En relación con la escasez, se observó una gran variación (más del 90%) de la huella de disponibilidad entre los escenarios, demostrando que la separación de fuentes en la estimación del indicador funciona para la identificación de impactos específicos por cuerpo de agua. Mientras en los escenarios 0 y 1, la escasez representó hasta un 42% de la huella de disponibilidad en relación con los otros indicadores, en los escenarios 2 y 3 disminuyó hasta un 7%. Por otro lado, al configurar el suministro de agua con aguas superficiales y reutilizadas, la mayor proporción en la huella de disponibilidad tendió al indicador de calidad, del 35% en los primeros escenarios hasta el 85 y 90% en los escenarios 2 y 3. En relación con el indicador de fuente, la distribución geográfica por explotación, a pesar de mostrar un peso moderado en la huella de disponibilidad en los escenarios 1 y 2, se observó una gran sensibilidad en los escenarios 2 y 3 por la consideración de fuentes diferentes a las subterráneas.

La flexibilidad del método en relación con el tipo de información permitió desarrollar algunos módulos informáticos para almacenar diferentes estructuras de las variables para un mismo cuerpo de agua, y además, en el auxilio para la estimación del indicador de escasez y calidad de acuerdo con los objetivos específicos 3 y 4. Es claro que, estos módulos pueden ser mejorados considerando elementos como accesibilidad, alimentación de la base de datos y extensión en los formatos de salida. Sin embargo, la aportación metodológica de la presente investigación muestra un enlace entre los conceptos de huella de agua, agua virtual y consideración de impactos en la gestión integrada de recursos hídricos a diferentes escalas geográficas.

BIBLIOGRAFÍA

Adams, C. E., Aulenbach, D. B., Bollyky, L. J., Boyd, J. L., Buchanan, R. D., Burns, D. E., Canter, L. W., Crits, G. J., Dahlstrom, D., Daniels, S. L., Dittman, F. W., Echelberger, W. F., Gantz, R. G., Gilde, L. C., Goodman, B. L., Harfouche, N., Holbrook, R. D., Hong, S.-N., Huibers, D. T. A., ... Switzenbaum, M. S. (1999). Wastewater Treatment. In *Environmental Engineers' Handbook* (pp. 507–926). CRC Press LLC.

Bayart, J.B. (2008) Cuantificación de los impactos relacionados con el uso de recursos hídricos en el análisis del ciclo de vida: Definición de marco del estudio y desarrollo de factores de caracterización. Departamento de Ingeniería Química, Escuela Politécnica de Montreal. Tesis.

Bayart, J.B., Bulle, C., Deschenes, L., Margni, M., Pfister, S., Vince, F. y Boulay, A.M., Bulle, C., Bayart J.B, Deschênest, Margnit, M. (2011) Regional characterization of freshwater use in LCA: Modeling Direct impact on human health, *Environ. Sci. Technol.*, 45 (20), pp 8948-8957. DOI: 10. 1021/ es 1030883.

Biswas, A. (2004) Integrated water resources management: A reassessment. *Water International*. DOI: 10.1080/02508060408691775

Boulay, A.M. (2013) Methodological development and application of the water footprint concept in LCA. Departement de génie chimique, École polytechnique de Montreal, Canadá. Tesis Doctoral.

Boulay A-M., Motoshita M., Pfister, S. (2014) Analysis of water use impact assessment methods (part A): evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. *Int J Life Cycle Assess* 20:139–160

Boulay, A.M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuilliere, M.J., Manzardo, A., Margni, M., Motoshita M., Nuñez, M., Pastor, A.V., Rdoutt, B., Oki, T., Worbe, S., Pfister, S. (2017) The WULCA consensus characterization model for

water scarcity footprint: assessing impact of water consumption based on available water remaining (AWARE).

César-Valdez, E., & Vázquez-González, A. B. (2003a). Ingeniería de los Sistemas de Tratamiento y Disposición de Aguas Residuales. Fundación ICA, A.

Chapagain, A. K., Hoekstra, A. Y., Savenije, H. H. G.; Gautam, R. (2006)

The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecol. Econ.* 2006, 60 (1), 186–203. DOI:[10.1016/j.ecolecon.2005.11.027](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.027).

CONAGUA (2015) Estadísticas del Agua en México, edición 2015. Autor: Comisión Nacional del Agua. Editor: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. www.conagua.gob.mx.

CONAGUA (2018) Estadísticas del Agua en México 2018. Edición 2018. Autor Comisión Nacional del Agua. Editor: Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. www.conagua.gob.mx.

COSUDE (2015) Proyecto SuizAgua Colombia. Alianza público- privada para la medición, reducción y divulgación sobre la huella hídrica.

Custodio, E y Llamas, M.R. (1983) Hidrología subterránea. Edt. Omega. ISB 84-282-0446-2. Barcelona, España.

Díaz, C., Fonseca, C.R., Esteller, M.V., Guerra, V.H., Fall, C. (2014) The establishment of integrated water resources management based on emergy accounting. *Ecological Engineering* 63(2014) 72-87.

Esquivel, M., Morales, G., Esteller, M.V., Gómez, M.A. (2015) RN_60 Escenarios hidrogeológicos para el monitoreo de la red del nivel piezométrico. Un acuífero sobreexplotado. [Researchgate.net/publication 31718307](https://www.researchgate.net/publication/31718307)

Esteller, M.V., Díaz, C. (1998) Calidad y contaminación del acuífero profundo del Valle de Toluca, Edo. De México. México. 1st Joint World Congress on Groundwater.

Ecoinvent (2007) Life Cycle Inventories of Chemicals. Data v2.0 2007. Ecoinvent Report # 8. Hans Jörg Althaus, Roland Hischier, Maggie Osses

(EMPA); Alex Primas, Stefanie Hellweg (ETH Zürich); Niels Jungbluth (ESU, services Uster); Mike Chudacoff (Chudacoff Ökoscience, Zürich).

Fall, C., Hinojosa-Peña, A., Carreño de León, M.C. (2006) Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma River and its tributaries by wastewaters disposal. *Science of the Total Environment* 373 (2007) 208-219.

FAO; UNESCO. Effective Soil Depth Map. 2003.

Fonseca C.R., Esteller M.V., Díaz-Delgado C., 2013. Territorial approach to increased energy consumption of water extraction from depletion of a highlands Mexican aquifer, *Journal of Environmental Management* 128, 920-930

Fonseca, C. (2014) Sistemas de modelos termo hidrológicos de evaluación de eficiencia y optimación en asignación de recursos hídricos. Centro Interamericano de Recursos del Agua. UAEMEX. Tesis Doctoral.

Foster, S., Lawrence, A., Morris, B., 2006, Las aguas subterráneas en el desarrollo urbano: Evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias: Washington D.C., Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento/Banco Mundial, 60 p.

Gejl, R.N., Bjerg,P.L., Henriksen, H.j.,Hauschild,M.z., Rasmussen,J., Rygaard,M. (2018) Integrating groundwater stress in life-cycle assessments. An evaluation of water abstraction. *Journal of environmental management* 222(2018) 112-121. Elsevier.

Goedkoop, M., Spriensma, R. (2001) The Eco- Indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment: Methodology Report. In: Publikatiereeks Productenbeleid Nr. 36A. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag.

Hanasaki, N., Inuzuka, T., Kanae, S. Oki, T. (2010) An estimation of global virtual water flow and sources of water withdrawal for major crops and livestock products using a global hydrological model. *J Hydrol* 384:232-244.

Hauschild, M., Rosenbaum, R., Olsen, S. (2018) Life Cycle Assessment. Theory and practice. Springer.

Hernández, J. 2018. Metodología para la evaluación de impactos volumétricos y energéticos en caudales por trasvase: caso de estudio Curso Alto del río Lerma, Tesis de maestría, UAEMex.

Hoekstra, A.Y. (2003) Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade, IHE Delft, the Netherlands.

Yang, H., Pfister, S., Bhaduri, A. 2013. Accounting for a scarce resource: virtual water and water footprint in the global water system, *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 599-606.

Hoekstra, A.Y., Wiedmann, T.O., 2014. Humanity's unsustainable environmental footprint, *Science* 344, 1114.

Houschild M.Z. y Huijbregts M.A (2015) *Life Cycle Impact Assessment*. Ed. Springer. ISSN 2214-3513 (electrónico). DOI 10.1007/978-94-017-9744-3.

IMTA (2016). Revisión y actualización del potencial de biomasa para la generación de energía eléctrica a partir de plantas de tratamiento de aguas residuales presentado en el INERE, SEMARNAT/SENER. México 120p.

Instituto de Minería de Geología y Minero de España (2017) Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica. Dirección general del agua.

ISO 14046 (2014) International Standard under development. Life Cycle assessment-Water footprint- Requirements and guidelines. 2014.

Jolliet, O., Müller-Wenk, R., Bare, J.C., Brent, A., Goedkoop M., Heijungs, R., Peña, C., Pennington, D., Potting, J., Rebitzer, G., Stewart, M., Udo de Haes, H., Weidema, B. (2004) The LCIA midpointdamage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *IntJ Life Cycle Assess* 9 (6): 394-404.

Kounina, A., Margni, M., Bayart, J.B., Boulay, A.M., Berger, M., bulle, C., Frischknecht, R., Koehler, A., Canals, L.C., Motoshita, M., Nuñez, M., Mila L., Chapagain, A., Orr, S., Chenoweth, J., Anton, A., Clift, R. (2010) Assessing freshwater use impacts in LCA, part 2: case study of broccoli in the UK and Spain. *Int J Life Cycle Assess*. DOI 10.1007/s11367 0 10.0187.0

López, S. (2010) Sobreexplotación del agua subterránea en el acuífero del Valle de Toluca, Estado de México, 1968-2008. Facultad de Geografía. Universidad Autónoma del Estado de México. (Tesis).

Martín del Campo, M.A. (2010). Cambios en la hidrodinámica e hidroquímica del acuífero del Valle de Toluca en su porción central, Tesis de maestría, CIRA-UAEM. México.

Mila, L., Sim, S., García, T., Neuer, G., Herstein, K., Kerr, C., Rigarlsford, G., King, H. (2009) Estimating the greenhouse gas footprint of Knorr. *Int J. Life Cycle Assess* **16**, 50-58. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0239-5>

Nilsoon, B., Lajer, A., Refsgaard, J., Trolborg, L. (2007) Uncertainty in geological and hydrogeological data. *Hydrology and earth system hydrogeological data*. DOI: 10.5194/hessd-3-2675-2006

Odum, H.T. (1996) Environmental accounting. Emergy and environmental decision-making, John Wiley & Sons, Inc. Gainesville, Florida. 370p.

Pfister, S., Koehler, Hellweg, S. (2009) Assessing the environmental impact of Freshwater consumption in LCA. *Environ. Sci. Technol.* **43**, 4098-4104

Pfister, S., Ridoutt, B., van Zelm, R., Verones, F., Humbert, S. (2012) Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* DOI 10.1007/s 11367-012-0519-3.

Mapfre (2010) La Huella hídrica española en el contexto del cambio ambiental. Edt. LUFERCOMP, Madrid, España.

Pradinaud C., Nuñez, N., Roux, P., Junqua, G., Rosenbaum, R. (2018) The issue of considering water quality in life cycle assessment of water use.

International J. of Life Cycle Assessment. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1473-5> <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.10.001>Oro

Pulselli, R.M., Simoncini, E., Ridolfi, R., Bastianoni, S. (2007) Specific emergy of cement and concrete: An energy-based appraisal of building materials and their transport. *Elsevier Ecological Indicator*

Quantis (2011) Documentation of the data and calculations to support the Greenhouse Gas Protocol Scope. <https://quantis-suite.com/Scope-3-Evaluator/resources> Revisado octubre del 2018.

REPDA, 2019 Registro Público de Derechos del Agua, CONAGUA <https://app.conagua.gob.mx/Repda.aspx>

Ridoutt, B.G., Pfister, S. (2012) A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18:204–207.

Rosenbaum RK (2015) Chapter 8: ecotoxicity. In Hauschild M Z and Huijbregts MAJ (ed.) *LCA Compendium—The Complete World of Life Cycle Assessment. Life Cycle Impact Assessment*. Springer

Salinas, H., Flores, L., García, A., Tejeda, J.A., López, B. (2016) Modelación del curso alto del río Lerma (CARL), utilizando QUAL2KW, considerando la distribución y variación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno como nitratos. *Aqua-LAC – Vol. 8-N° 1- Mar. 2016*. Pp.34-43.

SAGARPA (2018) Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. <https://www.gob.mx/agricultura>.

SINA (2019) Sistema Nacional de Información del Agua. www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/sistema-nacional-de-informacion-del-agua-sina.

Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología (1989) “Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89”. *Diario Oficial de la Federación*, Miércoles 13 de diciembre de 1989.

Snyder, C. S.; Bruulsema, T. W.; Jensen, T. L.; Fixen, P. E. (2009). "Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects". *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Reactive nitrogen in agroecosystems: Integration with greenhouse gas interactions. 133 (3): 247–266.

Suppen, N. y Hoof, B. (2005) *Conceptos básicos de análisis de ciclo de vida y su aplicación en el eco diseño*. Centro de análisis de ciclo de vida y diseño sustentable. Cuautitlán Izcalli. Edo. México.

UNEP-SETAC (2012) Fase II (2007-2012): promoviendo el enfoque del ciclo de vida mundialmente e involucrando a la comunidad. United Nations Environment Programmed (UNEP) and the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).

Vilchis, A. (2014) Análisis matemático de sequía y diseño de herramienta hidrogeomática como soporte para toma de decisiones. Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería. Centro Interamericano de Recursos del agua. Tesis doctoral.

Vince, F. (2007) Proposition for the LCI Framework; 2007, (unpublished).

Vrba, J., Lipponen, A. (2007) Groundwater Resources Sustainability Indicator. UNESCO, Paris. 123 p.

WULCA (2017) Factor AWARE. Recuperado de <http://www.wulca-waterlca.Org/aware.html>.

Wang, L. K., Pereira, N. C., Hung, Y.-T., & Shamma, N. K. (2009). Biological Treatment Processes. Humana Press.

Wackernagel, M., Rees W.E., 1996. Our ecological footprint: reducing human impact on the Earth, New catalyst bioregional series 9, Gabriola Island, B.C., Philadelphia, USA.

ANEXO A: Armonización de conceptos para el indicador de escasez.

Autor	Término	Conceptos
Pfister et al.	$WU_{consumptive}$	Agua extraída por diferentes usuarios
Pfister et al.	WA_i	Disponibilidad de agua dulce anualmente
Pfister et al.	WTA_i	Relación entre WU/WA (agua extraída a agua disponible)
Boulay	HWU	Agua consumida por los humanos (fracción de agua extraída que no regresa a la cuenca después de haberse usado), representa la demanda humana. Esta incluye usos domésticos, industriales, agrícola, animales de granja y producción de energía
	EWR	Requerimiento de agua para el medioambiente
	A	Disponibilidad (escurrimiento actual (incluyendo el impacto humano en los flujos regulados), obtenido por el WatrGap2.2, Muller et al, 2014) datos climáticos de 1960-2010 para el modelo de escurrimiento basado en precipitación y evapotranspiración, datos mensuales, incluyendo infraestructuras de flujos controlados)
CONAGUA (comisión Nacional del Aguas),2018	Agua concesionada	Los volúmenes de aguas nacionales concesionados o asignados a los usuarios se inscriben en el Registro Público de Derechos de Agua (Repda), agrupándose para fines prácticos en usos consuntivos (agrícola, abastecimiento público, industria autoabastecida y termoeléctricas) y no consuntivos (hidroeléctricas). Al 2016 el 60.9% del agua para uso consuntivo provenía de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), el resto de aguas subterráneas. Del total del volumen concesionado para usos agrupados consuntivos, al 2016 el 76.3% le correspondía al agrícola.
CONAGUA,2015	Aguas comprometidas	Descarga natural comprometida: fracción de la descarga natural de un acuífero, que está comprometida como agua superficial para diversos usos o que debe conservarse para prevenir un impacto ambiental negativo a los ecosistemas o la migración de agua de mala calidad a un acuífero.
Estudio Nacional del Agua ENA 2010	Agua demandada	La demanda hídrica del sistema natural destinada a suplir las necesidades o requerimientos del consumo humano, la producción sectorial y las demandas esenciales de los ecosistemas no antrópicos.
CONAGUA,2015	Extracción de aguas subterráneas	Volumen de agua que se extrae artificialmente de un acuífero para los diversos usos.
CONAGUA,2015	Extracción de aguas superficiales	Volumen de agua que se extrae artificialmente de los cauces y embalses superficiales para los diversos usos.
CONAGUA,2015	Disponibilidad media anual de agua del subsuelo	volumen medio anual de agua subterránea que puede ser extraído de un acuífero para diversos usos, adicional a la extracción ya concesionada y a la descarga natural comprometida, sin poner en peligro el equilibrio de los ecosistemas.
CONAGUA,2015	Disponibilidad media anual de aguas superficiales	En una cuenca hidrológica, es el valor que resulta de la diferencia entre el volumen medio anual de escurrimiento de una cuenca hacia aguas abajo y el volumen medio anual actual comprometido aguas abajo.

ANEXO B: Límites permisibles en parámetros de calidad del agua para diferentes usos y estándares

a) NOM-001- SEMARNAT-1996 (Límite permisible para contaminantes básicos)

Uso	Cuerpo de agua	Parámetro	Rangos	
			Acceptable	No aceptable
Público o urbano	Ríos	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<75	>75
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<75	>75
		Nitrógeno total	<40	>40
		Fósforo Total	<20	>20
		Arsénico	<0.1	>0.1
		Cadmio	<0.1	>0.1
		Cianuro	<1	>1
		Cobre	<4	>4
		Cromo	<0.5	>0.5
		Mercurio	<0.005	>0.005
		Níquel	<2	>2
		Plomo	<0.2	>0.2
Zinc	<10	>10		
Público o urbano	Embalse natural o artificial	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<40	>40
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<30	>30
		Nitrógeno total	<15	>15
		Fósforo Total	<5	>5
		Arsénico	<0.1	>0.1
		Cadmio	<0.1	>0.1
		Cianuro	<1	>1
		Cobre	<4	>4
		Cromo	<0.5	>0.5
		Mercurio	<0.005	>0.005
		Níquel	<2	>2
		Plomo	<0.2	>0.2
Zinc	<10	>10		

Uso	Cuerpo de agua	Parámetro	Rangos	
			Acceptable	No acceptable
Riego agrícola	Ríos	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<150	>150
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<150	>150
		Nitrógeno total	<40	>40
		Fósforo Total	<20	>20
		Arsénico (mg/l)	<0.2	>0.2
		Cadmio (mg/l)	<0.2	>0.2
		Cianuro (mg/l)	<2	>2
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<1	>1
		Mercurio (mg/l)	<0.01	>0.01
		Níquel (mg/l)	<2	>2
		Plomo (mg/l)	<0.5	>0.5
Zinc (mg/l)	<10	>10		
Riego agrícola	Embalse natural o artificial	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<75	>75
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<75	>75
		Nitrógeno total	<40	>40
		Fósforo Total	<20	>20
		Arsénico (mg/l)	<0.2	>0.2
		Cadmio (mg/l)	<0.2	>0.2
		Cianuro (mg/l)	<2	>2
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<1	>1
		Mercurio (mg/l)	<0.01	>0.01
		Níquel (mg/l)	<2	>2
		Plomo (mg/l)	<0.5	>0.5
Zinc (mg/l)	<10	>10		

NOM-001- SEMARNAT-1996 (Límite permisible para contaminantes básicos)

a) NOM-001- SEMARNAT-1996 (Límite permisible para contaminantes básicos)

Uso	Cuerpo de agua	Parámetro	Rangos	
			Acceptable	No acceptable
Riego agrícola	Suelo	Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Arsénico (mg/l)	<0.2	>0.2
		Cadmio (mg/l)	<0.5	>0.5
		Cianuro (mg/l)	<2	>2
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<0.5	>0.5
		Mercurio (mg/l)	<0.005	>0.005
		Níquel (mg/l)	<2	>2
		Plomo (mg/l)	<5	>5
		Zinc (mg/l)	<10	>10
Protección de vida acuática	Ríos	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<40	>40
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<30	>30
		Nitrógeno total	<15	>15
		Fósforo Total	<5	>5
		Arsénico (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cadmio (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cianuro (mg/l)	<1	>1
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<0.5	>0.5
		Mercurio (mg/l)	<0.005	>0.005
		Níquel (mg/l)	<2	>2
Plomo (mg/l)	<0.2	>0.2		
Zinc (mg/l)	<10	>10		

a) NOM-001- SEMARNAT-1996 (Límite permisible para contaminantes básicos)

Uso	Cuerpo de agua	Parámetro	Rangos	
			Acceptable	No acceptable
Explotación pesquera, navegación y otros usos	Aguas costeras	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<150	>150
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<150	>150
		Arsénico (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cadmio (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cianuro (mg/l)	<1	>1
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<0.5	>0.5
		Mercurio (mg/l)	<0.01	>0.01
		Níquel (mg/l)	<2	>2
		Plomo (mg/l)	<0.2	>0.2
		Zinc (mg/l)	<10	>10
Recreación	Aguas	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<75	>75
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<75	>75
		Arsénico (mg/l)	<0.2	>0.2
		Cadmio (mg/l)	<0.2	>0.2
		Cianuro (mg/l)	<2	>2
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<1	>1
		Mercurio (mg/l)	<0.01	>0.01
		Níquel (mg/l)	<2	>2
		Plomo (mg/l)	<0.5	>0.5
		Zinc (mg/l)	<10	>10

a) NOM-001- SEMARNAT-1996 (Límite permisible para contaminantes básicos)

Uso	Cuerpo de agua	Parámetro	Rangos	
			Acceptable	No acceptable
Estudios	Aguas	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<75	>75
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<75	>75
		Nitrógeno total	<15	>15
		Fósforo Total	<5	>5
		Arsénico (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cadmio (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cianuro (mg/l)	<1	>1
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<0.5	>0.5
		Mercurio (mg/l)	<0.01	>0.01
		Níquel (mg/l)	<2	>2
		Plomo (mg/l)	<0.2	>0.2
		Zinc (mg/l)	<10	>10
	Humedales naturales	Temperatura (°C)	<40	>40
		Grasas y aceites (mg/L)	<15	>15
		Sólidos sedimentales (mL/L)	<1	>1
		Sólidos Suspendidos Totales (m/l)	<75	>75
		Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	<75	>75
		Arsénico (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cadmio (mg/l)	<0.1	>0.1
		Cianuro (mg/l)	<1	>1
		Cobre (mg/l)	<4	>4
		Cromo (mg/l)	<0.5	>0.5
		Mercurio (mg/l)	<0.005	>0.005
		Níquel (mg/l)	<2	>2
		Plomo (mg/l)	<0.2	>0.2
		Zinc (mg/l)	<10	>10

*Aguas: Aguas Nacionales, aguas residuales, aguas pluviales.

* Los valores obtenidos fueron los promedios mensuales, resultado de calcular el promedio ponderado por caudal de al menos dos muestras del análisis diario.

Anexo C: Base de datos generados para los nodos de demanda agrícola en la CARL

Nodo	Área (ha)	Año seco (hm ³)						Año medio (hm ³)				Año húmedo (hm ³)	
1	6692	1.4	1.5	1.2	0.8	0.3	0.1	0.9	1.5	0.1	0	0.4	1.1
2	2140	0.7	0.8	0.7	0.6	0.3	0.1	0.4	0.8	0.2	0	0.2	0.5
3	3608	0.4	0.5	0.4	0.3	0.1	0	0.3	0.5	0.1	0	0.1	0.3
4	4036	0.4	0.5	0.3	0.2	0	0	0.3	0.5	0	0	0.1	0.3
5	3750	0.3	0.4	0.3	0.2	0	0	0.2	0.4	0	0	0.1	0.2
6	4191	0.8	0.8	0.7	0.7	0.2	0.2	0.5	0.8	0.1	0	0.2	0.5
7	6616	0.9	1	0.8	0.7	0.3	0.1	0.5	1	0.1	0	0.3	0.6
8	14044	2.4	2.8	2.3	1.8	0.8	0.3	1.6	2.8	0.4	0.1	0.8	1.9
9	5377	1.2	1.4	1.1	0.9	0.4	0.1	0.8	1.4	0.2	0	0.4	0.9
10	3516	0.8	0.9	0.7	0.6	0.3	0.1	0.5	0.9	0.2	0	0.3	0.6
11	2667	0.7	0.8	0.7	0.5	0.2	0.1	0.5	0.8	0.1	0	0.3	0.5
12	7642	2.1	2.4	2	1.6	0.8	0.3	1.4	2.4	0.5	0.1	0.8	1.7
13	1444	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0	0.1	0.2	0	0	0.1	0.1
14	1386	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1	0	0.2	0.3	0.1	0	0.1	0.2
15	2665	0.2	0.2	0.2	0.1	0	0	0.1	0.2	0	0	0.1	0.2
16	1459	0.1	0.2	0.1	0.1	0	0	0.1	0.2	0	0	0	0.1
17	3643	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1	0	0.2	0.3	0.1	0	0.1	0.2
18	28925	2.8	3.3	2.5	1.8	0.9	0.1	1.9	3.3	0.5	0	1.1	2.3
19	10395	2.5	2.9	2.4	1.9	1	0.3	1.7	2.9	0.6	0.2	1	2.1
20	6220	0.7	0.9	0.7	0.5	0.3	0	0.5	0.9	0.1	0	0.3	0.6
21	5458	0.4	0.5	0.4	0.3	0.1	0	0.3	0.5	0.1	0	0.2	0.4
22	8931	1.1	1.3	1	0.7	0.4	0	0.7	1.3	0.2	0	0.4	0.9
23	2330	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0	0.1	0.2	0	0	0.1	0.2
24	3072	0.5	0.5	0.4	0.3	0.1	0	0.3	0.5	0	0	0.1	0.3
25	10723	1.6	1.9	1.5	1.2	0.7	0.2	1.1	1.9	0.4	0.1	0.6	1.3
26	2885	0.9	1.1	0.9	0.7	0.4	0.1	0.6	1.1	0.2	0	0.3	0.8
27	7010	1.7	1.9	1.4	1.3	0.7	0.2	1.1	1.9	0.3	0.1	0.5	1.2
28	7476	1.3	1.4	1.1	0.9	0.5	0.2	0.8	1.4	0.2	0	0.4	0.9
29	3201	0.4	0.4	0.3	0.2	0.1	0	0.2	0.4	0	0	0.1	0.2
30	3148	0.3	0.3	0.2	0.1	0.1	0	0.2	0.3	0	0	0.1	0.1
31	7884	1.9	2.3	1.9	1.5	0.9	0.3	1.3	2.3	0.5	0.2	0.7	1.6
32	15812	3.4	4.1	3.2	2.7	1.4	0.4	2.3	4.1	0.8	0.1	1.3	2.9
33	10247	3.4	4	3.3	2.7	1.6	0.5	2.3	4	1	0.4	1.3	2.9

ANEXO D: Profundidad del nivel piezométrico para sondas seleccionadas del AVT

Pozo	106	109	117	120	130	141	142	145	162	177	203	206	363	364
Prof	148 m	100 m	107 m	56.63	151 m	152 m	162 m	188 m	148 m	181 m	120 m	131m	142 m	160 m
Año														
1968	14.84	14.18	18.58	18.74	16.71	65.74	57.81	20.21	17.48		6.05	1.24	9.53	34.63
1969	16.2	14.28	19.52	19.64	17.22	65.33	57.8	20.73	17.63	0.15	6.12	2.53	9.58	34.95
1970	16.01	14.65	18.89	19.32	16.42	64.9	57.34	20.9	18.7	2.21	6.28	6.57	9.61	35.32
1971	17.23	15.22	20.72	21.23	17.91	65.18	56.81	14.39	19.04	5.68	7.27	6.85	9.69	35.72
1972	17.8	15.52	21.04	21.58	17.59	65.32	56.51	14.61	19.65	6.24	7.4	8.35	9.69	35.7
1973	17.57	15.82	20.74	21.34	17.84	65.85	56.74	14.67	20.42	6.72	7.48	8.79	9.66	35.92
1974	17.67	16.2	21.06	21.73	36.87	66.38	57	14.69	21.07	7.37	7.72	10.36	9.74	36.27
1975	20.08	16.91	23.32	24.24	42.03	67.78	57.23	15.7	21.86	7.58	8.13	11.32	9.7	36.29
1976	21.31	17.32	24.21	25.41	43.13	67.29	57.64	16.65	22.63	7.93	8.55	12.45	9.85	36.57
1977	21.38	17.85	24.41	25.25	44.31	67.64	57.64	17.06	22.92	8.03	8.86	12.49	9.87	36.1
1978	22.03	18.77	25.05	26.02	44.9	68.07	57.86	17.33	23.78	7.56	9.05	12.6	9.83	36.1
1979	20.91	19.3	24.36	25.24	44.08	68.9	58.43	17.29	24.4	8.37	9.25	11.59	9.88	36.37
1980	21.32	19.48	24.25	25.64	43.94	69.17	58.43	24.15	25.15	8.62	9.59	13.98	9.96	36.35
1981	22.08	19.96	25.19	25.88	43.73	70.05	58.99	24.23	25.8	8.77	9.89	14.39	9.97	36.67
1982	20.72	20.4	24.25	24.54	43.03	70.24	59.07	31.41	26.2	8.83	10.35	15.05	10.18	36.52
1983	22.31	20.47	24.59	25.26	45.04	71.01	59.17	34.08	26.86	8.81	10.68	15.6	9.83	37.82

1984	22.52	20.69	24.78	26.24	40.24	71.77	59.65	22.35	27.64	8.72	10.68	15.75	10.22	37.01
1985	23.3	21.05	25.24	27.16	42.15	72.47	59.63	26.08	28.78	8.7	10.89	15.8	10.91	37.8
1986	23.93	21.6	26.39	28.66	41.28	74.28	60.75	25.99	29.21	9.07	11.01	14.94	10.93	37.52
1987	22.24	21.66	26.03	26.79	37.29	74.95	60.43	29.3	29.58	9.21	11.05	14.87	11.12	37.21
1988	22.53	21.63	25.74	26.44	39.04	75.8	60.92	31.27	30.75	8.36	10.96	14.33	10.28	36.85
1989	23.2	21.91	26.23	27.02	37.77	77.2	61.47	30.64	30.77	8.3	10.9	14.79	10.31	36.86
1990	22.85	22.88	26.37	26.67	37.73	78.34	61.99	29.15	31.53	8.64	10.95	15.09	10.43	37.1
1991	21.46	22.15	24.9	25.46	33.67	78.87	62.32	29.68	31.66	8.38	10.09	14.48	10.57	36.88
1992	20.35	22.43	24.93	24.65	38.32	79.12	63.06	19.74	31.82	8.23	10.16	14.34	10.15	36.92
1993	21.52	22.33	24.88	26.9	36.53	79.28	62.98	20.73	31.98	8.42	9.22	14.42	10.16	36.47
1994	22.42	22.11	25.95	26.77	39.12	80.65	63.35	21.29	33.1	8.59	10.02	14.89	10.2	39.74
1995	22.16	22.16	25.42	26.95	40.31	81.49	63.52	28.88	33.38	8.49	10	15.29	10.24	38.32
1996	21.32	21.62	24.66	25.46	39.67	81.39	63.17	29.34	34.26	8.66	9.97	15.68	11.06	36.43
1997	21.66	21.86	25.53	27.24	38.96	82.45	63.32	30.73	35.06	8.55	9.97	16.02	10.93	36.43
1998	22.45	21.06	26.04	26.04	38.42	81.65	63.64	33.6	35.55	8.92	10.86	16.75	10.06	37.23
1999	22.22	22.11	25.55	25.69	36.8	82.53	63.62	32.93	36.29	8.65	9.87	16.8	10.39	36.35
2000	21.76	22.06	24.86	25.62	37.49	83.32	64.25	27.17	36.49	9.42	9.79	17.33	10.1	36.89
2001	21.98	22.13	25.16	25.94	38.2	83.46	63.97	28.33	37.26	8.68	9.8	17.39	10.19	36.35
2002	21.45	21.75	24.4	25.47	37.08	84.67	64.51	28.6	37.26	8.47	9.73	17.612	10.1	36.5
2003	21.87	21.72	25.46	25.62	39.02	85.64	64.91	28.27	37.1	8.76	9.49	18.09	10	36.62
2004	21.36	21.46	24.65	24.26	38.46	85.46	64.22	20.16	37.36	8.82	9.7	18.55	8.4	36.54

2005	21.76	22.36	26.16	25.96	39.62	86.56	64.66	21.18	37.31	6.07	9.48	18.81	9.46	36.16
2006	18.42	21.16	24.12	25.88	38.06	86.49	65.26	20.86	37.3	6.06		18.38	9.56	35.63
2007	18.56	21.26	24.36	25.96	38.46	86.61	65.46	21.26	37.67	6.12	9.69	18.79	9.76	35.87
2008	18.62	21.41	24.7	25.11	38.51	86.71	65.51	21.43	37.75	8.56	9.43	18.89		36.12
2009	19.5	20.22	20.37	23.16	34.66	86.26	65.36	20.43	37.79	7.46	9.53		9.81	36.22
2010	17.16	21.54	20.7	20.62	34.93	86.31	65.42	20.62	37.42	7.53	9.37		10.02	36.46
2011	17.31	21.61	20.41		35.97	86.43	65.51	20.71	37.59	7.63	8.68		10.23	36.56
2012	17.51	19.64	20.36	13.6	32.19	86.51	65.66	20.3	37.55	7.7	9.06	18.99	10.31	36.66
2013	17.71	19.11	21.42		35.2	85.62	66.35	17.02	42.32	7.69	6.88	19.15	9.11	35.97
2014	17.81	18.9	21.63		36.51	85.75	66.69	12.37	42.44	7.6	4.25	19.25		36.33
2015	18.77	18.57	21.74		35.89	93.04	67.65	11.14	43.22	7.46	3.96	19.4		35.84
2016	18.76	18.69	21.97		35.68	93.52	63.51	11.45	44.45	8.85	3.88	21.58		35.64
2017	16.98				34.01	98.14	63.65	11.56	45.06	8.63	6.68			35.66