

2019 Estrategias de restauración fluvial de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera, Querétaro, México. Gabriel Mariscal de Souza



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales

Estrategias de restauración fluvial de la microcuenca El
Pueblito-Joaquín Herrera, Querétaro, México.

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado
de

Maestro en Gestión Integrada de Cuencas

Presenta

Gabriel Mariscal de Souza

Dirigido por:

Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón

Querétaro, Qro. a Octubre 2019



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Ciencias Naturales

Maestría en Gestión integrada de cuencas

Estrategias de restauración fluvial de la microcuenca El Pueblito-
Joaquín Herrera, Querétaro, México

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de:

Maestro en Gestión Integrada de Cuencas

Presenta:

Gabriel Mariscal de Souza

Dirigido por:

Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón

Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón
Presidente

Dr. Juan Alfredo Hernández Guerrero
Secretario

Dr. Enrique Cantoral Uriza
Vocal

Dr. Raúl Francisco Pineda López
Suplente

M. en GIC Omar Yair Durán Rodríguez
Suplente

Centro Universitario, Querétaro, Qro.
Octubre, 2019
México

Resumen

La microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera se encuentra en un proceso de degradación ecosistémica debido al proceso de urbanización y sus actividades relacionadas. Esto ha incrementado el riesgo de inundaciones, la contaminación del agua y la prevalencia de enfermedades como el dengue. Ante dicha situación, el gobierno municipal de Corregidora ha realizado acciones como el saneamiento de aguas y reforestación de riberas, sin embargo, la microcuenca continúa en un estado de degradación. Esta investigación se realizó con el propósito de apoyar a las acciones ya realizadas, enfocándose en: 1) analizar la condición actual; 2) Evaluar las principales presiones sobre el sistema; y, 3) Proponer estrategias de restauración. Para lograrlo, se realizó un análisis multiescalar, utilizando a la cuenca, las zonas funcionales, los segmentos de río y los tramos de río como unidades de estudio. Cada unidad fue medida utilizando una serie de indicadores físicos, biológicos y sociales, seleccionados para representar atributos y procesos clave en cada unidad. Con la información recabada se identificaron las fuerzas motoras de la degradación, las presiones sobre el sistema y las oportunidades de restauración. La información se utilizó para establecer una propuesta de restauración con una visión, metas, objetivos y acciones necesarias para su cumplimiento. A nivel de cuenca se observó que existe una alteración al régimen hidrológico natural y un crecimiento urbano que ha provocado la pérdida de vegetación natural y de tierras comunales. Viendo a las zonas funcionales, es de notar que la zona baja concentra la población urbana y el riego intensivo, mientras que la zona alta y media concentran la vegetación natural. En cuanto a los dos segmentos de río, se observa que ambos presentan alteraciones al flujo e invasión de su zona inundable, sin embargo, el segmento dos se encuentra completamente modificado mientras que el segmento uno mantiene una forma casi natural. Por último, a nivel de los tramos de río, se observa que existe una degradación corriente abajo, la cual se observa por la pérdida de la vegetación, del hábitat, de la calidad del agua, la integridad biótica y los usos. Las fuerzas motoras identificadas fueron el crecimiento urbano y el uso agropecuario, mismas que incentivan las presiones

identificadas, que fueron: la pérdida de vegetación, la alteración del flujo, las modificaciones al río, las alteraciones al ecosistema y la desconexión social. Las oportunidades de restauración identificadas fueron: 1) La conservación la vegetación natural en las zonas altas y la estabilidad del río en el segmento uno; y 2) Los esfuerzos institucionales realizados en ordenamiento territorial, saneamiento de agua y reforestación. La propuesta de restauración se enfocó en tres metas principales: Restablecer procesos perdidos, mantener la condición natural y fortalecer la importancia cultural. Para lograr las metas se establecieron 14 objetivos específicos y ocho acciones de restauración. Con la información generada en el presente trabajo se procura establecer una base de conocimiento y una estrategia que permita sumar a las acciones ya realizadas a nivel local, todo con la intención de conservar un cuerpo de agua de gran importancia para los habitantes de Corregidora y la zona metropolitana de Querétaro.

Palabras clave: Manejo de cuencas, Análisis multiescalar, Restauración fluvial

Abstract

The Pueblito-Joaquín Herrera watershed is undergoing an environmental degradation process due to urban sprawl and the activities associated with it. In turn, this process has increased flooding risk, water pollution and proliferation of Dengue cases. In order to face this situation, the municipal government of Corregidora has taken actions in water sanitation and riparian reforestation, nevertheless, the watershed continues to deteriorate. The following research was done in order to help the established actions by focusing on 1) analyzing the current environmental condition; 2) evaluating the main pressures affecting the system, and 3) proposing restoration strategies. We used a multi-scale analysis, using the watershed, the landscape units, river segments, and river reaches as spatial units. Each spatial unit was analyzed using a series of physical, biological and social indicators, each one selected to represent key attributes and processes. With the information gathered we identified the prevailing degradation drivers, the main pressures affecting the system, as well as the restoration opportunities. The information was used to generate a restoration strategy with a vision, goals, objectives, and actions. At the watershed level we noticed an alteration to the hydrologic regime due to flow regulation and an urban growth process that has reduced the vegetation cover as well as the communal lands. Closing into the landscape units, we found that the urban sprawl and the agricultural lands are concentrated at the lower catchment zone, while the vegetation cover concentrates at the . Moving to the river segments, we discovered that both segments present floodplain encroachment by urban and agricultural developments, as well as an altered flow regime, non the less, segment one still maintains a natural structure while segment two has been completely modified. Lastly, at the reach scale we found a degradation of the ecosystem form and function going in a downstream manner, with a loss of habitat, riparian vegetation, water quality, biotic integrity and social uses. The prevailing driving forces were the urban sprawl and the agricultural use of the land. The main pressures were vegetation loss, flow alteration, river fragmentation, ecosystem function loss and social detachment. The restoration opportunities were 1)

vegetation conservation at the source and transfer zones, as well as channel stability, and 2) the institutional actions in environmental planning, water sanitation and reforestation. The restoration plan focused on three main goals: 1) reestablishing lost ecosystem processes, 2) conservation of the natural state, 3) Strengthening the social value. 14 specific objectives and eight restoration actions were established. With the information generated in this work, we are establishing a scientific base knowledge and a restoration strategy that can be used to improve the restoration activities already done at the local level, everything with the intention of restoring a waterway of great importance to the local community.

Key words: Watershed management, Multi-scale analysis, River restoration

Agradecimientos

El trabajo que está a punto de leer surge de un proceso de crecimiento y aprendizaje que duró dos años (y que de alguna forma continua). A través de dicho proceso recibí el apoyo de un gran número de personas que moldearon las ideas y letras escritas en este documento, por lo que consideré necesario mencionar lo agradecido que estoy.

Primero que nada, quisiera agradecer a mi familia por todo el apoyo que me han brindado a lo largo de mi historia. Literalmente debo mi vida y forma de ser a mis padres y a mi hermana, hecho por el cual siempre estaré agradecido. Sin su apoyo y amor no podría haber logrado encontrar mi pasión.

Quisiera agradecer a Mariana, mi compañera de vida, por decidir acompañarme y formar una vida conmigo. Sin tu apoyo, amor y sinceridad hubiera perdido el rumbo hace mucho tiempo. Tú y la pequeña familia (de perritos) que estamos formando me inspiran siempre a seguir adelante.

Gracias a mis amigos por ofrecerme apoyo en todo momento. Soy afortunado de siempre tener a alguien que esté ahí en todo momento, ya sean buenos como malos. Sin las experiencias, risas y frustraciones que he vivido a su lado la vida no tendría sentido. Sobre todo, quisiera agradecer a Omar y Karla por todo el apoyo y por estar ahí en momentos de trabajo, alegría, desesperación y enojo.

Agradezco a mi director de tesis Juan Pablo por brindarme su apoyo desde el primer momento en que lo conocí. La confianza que tuvo en mi me permitió desarrollar mi pasión por los ríos y su restauración. Mi crecimiento como profesionalista se debe a las oportunidades que me brindó desde el primer proyecto.

A mi comité sinodal les agradezco por siempre esperar lo mejor de mi trabajo y por no conformarse por cualquier cosa. Agradezco a Juan Alfredo por tener la paciencia

de revisar cada avance y por no desesperar al corregirlos. A Enrique por no conformarse ante el trabajo presentado y siempre esperar más. A Omar por apoyarme en el escrito y en la vida, sin tu apoyo no se hubiera logrado. Gracias a todos por aportar un poco de su conocimiento y por confiar en mí.

Agradezco al profesor Mathias Kondolf por acogerme tanto en la movilidad como la estancia. El tiempo que pasé en la universidad de Berkeley me permitió conocer formas distintas de ver el mundo y de cómo trabajar para intentar mejorarlo. Siempre estaré agradecido por esa experiencia.

También quisiera agradecer al Ingeniero José Enrique Garza Figueroa y a los trabajadores del Patronato del Río El Pueblito: Mane, Oscar y Alejandro. Su trabajo diario, así como lo que han logrado hacer en el Río Pueblito, son una inspiración para mí. Me llena de alegría saber que existe gente apasionada que busca conservar la naturaleza, no por que deban o por que reciben un beneficio, sino porque la aman y la quieren ver en buen estado.

Por último, quisiera agradecer a la maestría en Gestión integrada en Cuencas por permitirme ser parte del movimiento que busca cambiar el paradigma de la relación humano-ambiente. Cursar la maestría fue un reto para mí debido a que me obligó a expandir mi entendimiento del mundo y de cómo funciona. Sin el proceso formativo de la maestría no hubiera comprendido la importancia de conjuntar conocimiento científico y tradicional para resolver problemas reales.

Tabla de contenido

Introducción.....	2
1. La restauración fluvial desde el enfoque de cuencas	5
1.1. Manejo integrado de cuencas.....	5
1.2. El río.....	6
1.3. Restauración fluvial	9
2. Cambio de paradigma: hacia la restauración a nivel de cuenca	11
2.1. Breve historia del manejo integrado de cuencas.....	11
2.2. Cambio en la restauración fluvial.....	14
2.3. Conceptualización multiescalar	15
3. Historia de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera	19
4. Aproximación metodológica	22
4.1. Análisis multiescalar.....	22
4.1.1. Cuenca.....	23
4.1.2. Zonas funcionales	25
4.1.3. Segmentos de río	26
4.1.4. Tramos de río.....	27
4.2. Identificación de presiones y oportunidades	34
4.3. Establecimiento de la estrategia de restauración fluvial	35
5. Análisis multiescalar	36
5.1. Microcuenca.....	36
5.1.1. Forma de la cuenca	37
5.1.2. Producción de agua	38
5.1.3. Conformación de la cuenca	40
5.2. Zonas funcionales	44
5.2.1. Conformación física	44
5.2.2. Conformación social	46
5.3. Segmentos de río	47
5.3.1. Morfología y estructura vegetal.....	47
5.3.2. Estructura del canal y flujo.....	48
5.3.3. Usos del río y modificaciones.....	49
5.4. Tramos de río.....	51
5.4.1. Estructura hidromorfológica	52
5.4.2. Calidad ambiental.....	54
5.4.3. Usos del río	58
5.5. Síntesis de resultados	59
5.5.1. Cuenca.....	59
5.5.2. Zonas funcionales	59
5.5.3. Segmentos de río	60
5.5.4. Tramos de río.....	61
6. Presiones y oportunidades	62
6.1. Fuerzas Motoras	62
6.1.1. Crecimiento de la zona urbana	62
6.1.2. Aprovechamiento agropecuario	63

6.2. Presiones	64
6.2.1. Pérdida de la vegetación natural	64
6.2.2. Alteración del régimen hidrológico.....	67
6.2.3. Modificaciones al río	72
6.2.4. Alteraciones al ecosistema	78
6.3. Oportunidades	84
6.3.1. Condiciones físicas	85
6.3.2. Acciones institucionales	85
6.3.3. Oportunidades de gestión	87
7. Estrategia de restauración	89
7.1. Visión general	89
7.2. Metas y objetivos.....	90
7.3. Acciones de restauración.....	90
7.3.1. Caudal ecológico	91
7.3.2. Diseño urbano sensible al agua.....	91
7.3.3. Restauración del paisaje forestal.....	92
7.3.4. Saneamiento ecológico del agua.....	93
7.3.5. Restauración de ríos.....	94
7.3.6. Manejo ecosistémico	95
7.3.7. Ecoturismo.....	96
7.3.8. Educación ambiental.....	97
7.4. Fichas descriptivas	99
8. Conclusiones generales	107
Referencias	110
Anexo 1	137
Cuadros.....	137
Figuras	142

INDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. LÍNEA DEL TIEMPO EJEMPLIFICANDO LA PERSISTENCIA DE LOS TRES ENFOQUES DE RESTAURACIÓN.....	14
FIGURA 2.LÍNEA DEL TIEMPO DE EVENTOS IMPORTANTES EN LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA.....	19
FIGURA 3. RUTA CRÍTICA METODOLÓGICA DEL PROYECTO.....	22
FIGURA 4.DIAGRAMA JERÁRQUICO Y CAUSAL DE LOS ASPECTOS CLAVE A DIFERENTES ESCALAS ESPACIALES, ASÍ COMO LOS INDICADORES UTILIZADOS PARA SU MEDICIÓN.	23
FIGURA 5. MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA.....	37
FIGURA 6. RÉGIMEN DE FLUJO PARA EL RÍO PUEBLITO ANTES Y DESPUÉS DE LA CONSTRUCCIÓN DE LA PRESA EL BATÁN. A) PRECIPITACIÓN Y CAUDALES MEDIOS MENSUALES PARA EL RÉGIMEN HIDROLÓGICO NATURAL (RHN) Y ACTUAL (RHA). B) SERIE HISTÓRICA DE CAUDALES MÁXIMOS ANUALES.....	38
FIGURA 7. PORCENTAJE DE COBERTURA DE LOS DIFERENTES USOS DE SUELO DURANTE EL PERIODO DE 1989 A 2018.	41
ILUSTRACIÓN 8. TENENCIA DE LA TIERRA EN LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA.....	42
FIGURA 9. NÚMERO DE HABITANTES POR LOCALIDAD.....	43
FIGURA 10. ZONAS FUNCIONALES DE LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA.....	44
FIGURA 11. SEGMENTOS DE RÍO DE LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA.	47
FIGURA 12. TRAMOS DE RÍO DE LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA.	51
FIGURA 13. DIAGRAMA DE CONFORMACIÓN GEOMORFOLÓGICA DE LOS TRAMOS DE RÍO.	52
FIGURA 14. CAMBIO EN LA GEOMETRÍA DEL CANAL DE CADA TRAMO DE RÍO.....	54
FIGURA 15. ESPECIES DE PECES COLECTADOS. A) LEPOMIS MACROCHIRUS; B) MICROPTERUS SALMOIDES; C) LEPOMIS CYANELLUS; D) PSEUDOXIPHOPHORUS BIMACULATUS.....	57
FIGURA 16. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA REMOCIÓN DE VEGETACIÓN DE LADERAS Y VALLES SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.	65
FIGURA 17. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA REMOCIÓN DE VEGETACIÓN DE RIBERAS SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.	67
FIGURA 18. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DEL EMBALSE DE AGUA SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.....	70
FIGURA 19. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA EXTRACCIÓN DE AGUA SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.....	72
FIGURA 20. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA CANALIZACIÓN SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.....	75
FIGURA 21. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA INVASIÓN DE LA ZONA INUNDABLE SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.....	77
FIGURA 22. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.	80
FIGURA 23. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.....	82
FIGURA 24. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LOS IMPACTOS DE LA DESCONEXIÓN SOCIAL SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE LA CUENCA.....	84
FIGURA 25. MODELO CONCEPTUAL DE LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA MOSTRANDO LAS DIFERENTES ACCIONES DE RESTAURACIÓN.....	98

INDICE DE CUADROS

CUADRO 1. PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS ANALIZADOS. ELABORADO CON BASE EN VALÉS-CARRERA Y HERNÁNDEZ-GUERRERO (2018).	25
CUADRO 2. PARÁMETROS DE GEOMETRÍA DEL CAUCE. ELABORADO CON BASE EN ROSGEN (1996).	29
CUADRO 3. VALORES E INTERPRETACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE RIBERAS. ELABORADO CON BASE EN GONZÁLEZ DEL TÁNAGO Y GARCÍA DEL JALÓN (2011)...	30
CUADRO 4. VALORES E INTERPRETACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD AMBIENTAL VISUAL. ELABORADO CON BASE EN BARBOUR ET AL. (1999).....	31
CUADRO 5. VALORES E INTERPRETACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA. ELABORADO CON BASE EN CONAGUA (2018).	32
CUADRO 6. VALORES E INTERPRETACIÓN DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA BASADO EN ASOCIACIONES DE MACROINVERTEBRADOS. ELABORADO CON BASE EN PÉREZ MUNGÍA Y PINEDA-LÓPEZ (2005).....	33
CUADRO 7. INDICADORES DE CONFORMACIÓN FÍSICA Y SOCIAL POR ZONA FUNCIONAL.	46
CUADRO 8. INDICADORES DE CONFORMACIÓN FÍSICA A NIVEL DE SEGMENTO.	48
CUADRO 9. ESTRUCTURA DE BANCOS, CANAL Y TIPOS DE FLUJO A NIVEL DE SEGMENTO.	49
CUADRO 10. USOS DE SUELO Y ESTRUCTURAS DE BLOQUEO A NIVEL DE SEGMENTO....	50
CUADRO 11. CALIDAD AMBIENTAL DE LOS TRAMOS DE RÍO.	55
CUADRO 12. CALIDAD DE AGUA DE LOS TRAMOS DE RÍO.	56
CUADRO 13. OPORTUNIDADES DE GESTIÓN EN LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA.....	88
CUADRO 14. METAS Y OBJETIVOS DE RESTAURACIÓN.....	90
CUADRO 15. CONGRUENCIA DE LAS ACCIONES CON LOS OBJETIVOS DE RESTAURACIÓN.	98

Introducción

Las cuencas son socioecosistemas complejos donde existe un acoplamiento entre los procesos físicos (hidrológicos, geomofológicos y ecológicos) y los procesos sociales (culturales, económicos y políticos) (Salas et al., 2008). En estos sistemas diferentes acciones humanas interactúan con procesos ecológicos, interfiriendo o coadyuvando mecanismos naturales (Uribe, 2014). Algunas de las acciones humanas comprometen los procesos naturales dentro de la cuenca, promoviendo su degradación y afectando el bienestar de los humanos que dependen de ella.

Una acción humana de alto impacto para el sistema cuenca es el desarrollo urbano, el cual conlleva a una aglomeración de la infraestructura y población y un aumento en la intensidad económica (Monroy-Ortíz, 2013). Esta acción fragmenta el territorio y modifica las condiciones fisiográficas naturales por medio del cambio de uso de suelo, la contaminación, la alteración de corrientes superficiales y la sobreexplotación de fuentes subterráneas para riego, consumo humano e industria (Gurnell et al., 2007). Por su parte, la modificación a las condiciones naturales deriva en efectos negativos para los seres humanos, como pueden ser: un mayor estrés hídrico, el aumento en el riesgo de inundaciones, contaminación y la pérdida de conexión con el paisaje (Speed et al, 2016).

Como forma de mitigar los efectos negativos de la urbanización, países como Estados Unidos, Corea del Sur, Inglaterra, España, Australia y México, han promovido estrategias que permitan recuperar la estructura, el funcionamiento y la conexión de las cuencas urbanas. Las estrategias se encuentran dirigidas a restaurar elementos clave por medio de la identificación de factores negativos (directos e indirectos) sobre el sistema (Smith et al., 2014; Palmer et al., 2014).

Si bien en México se han realizado acciones que promueven la restauración a nivel de cuenca, como son la agenda del agua 2030 (CONAGUA, 2011), el decreto de reservas de agua (SEMARNAT, 2018), al igual que cientos de trabajos a nivel local (Cotler y Pineda, 2008); el 70% de los cuerpos de agua se encuentran en un estado de degradación (CNDH, 2018).

Situación ejemplar de la degradación en el país es el que presenta la zona metropolitana de Querétaro (ZMQ), la cual se extiende sobre la cuenca del Río Querétaro. La mancha urbana de la ZMQ ha pasado de una extensión de 13.9 km² en 1970 a ocupar un total de 122.4 km² en el año 2010 (Delgado, 1993; Obregón-Biosca y Betanzo-Quesada; Hernández-Guerrero, 2015). Con el incremento de la ZMQ se ha dado un proceso de remoción de la cobertura vegetal, una fragmentación hábitats, así como modificaciones de cauces que la atraviesan (García-Mendieta et al., 2015).

Caso particular del proceso de urbanización de la ZMQ se da en la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera, localizada en la zona sur, dentro del municipio de Corregidora. El área urbana dentro de la microcuenca ha tenido un crecimiento importante, pasando de ocupar el 2.23% de la superficie en 1997 a un 20.02% en el 2015 (Luna, 2008; Municipio de Corregidora, 2015). Con el crecimiento de la zona urbana se ha producido una disminución de las zonas de cultivo de temporal y de vegetación natural, debido a la necesidad de abastecer la demanda de tierras y agua de la zona urbana (Municipio de Corregidora, 2016).

La urbanización también ha generado cambios en los procesos naturales del río principal de la microcuenca, el Río Pueblito. El crecimiento de la mancha urbana ha producido un aumento en el riesgo de inundaciones (Astudillo Suarez, 2017), la modificación del cauce, contaminación de sus aguas (CONCYTEQ, 2013) y presencia de casos de dengue en la zona (Ruíz, 2017).

Con intención de atacar las problemáticas que afectan al río, el gobierno municipal de Corregidora y el Patronato para el rescate, conservación y preservación del cauce y del entorno del Río Pueblito (PRP), conformado en el año 2004, han realizado una serie de acciones de restauración. El PRP se ha concentrado en trabajos directos sobre el cauce, los cuales han permitido el mejoramiento de la calidad del agua, así como la reforestación de las riberas (CONCYTEQ, 2013). Por su parte, el municipio de Corregidora ha promovido un equilibrio apropiado entre el desarrollo urbano y el ambiente por medio de instrumentos de planeación territorial, como son el plan de ordenamiento ecológico local (Municipio de Corregidora, 2012) y el plan de desarrollo municipal de

Corregidora (Municipio de Corregidora, 2015), así como el establecimiento del Área Natural Protegida (ANP) El Batán.

Si bien los esfuerzos implementados por el gobierno de corregidora han propiciado la restauración del río, este sigue encontrándose amenazado debido al proceso de urbanización de microcuenca. Las presiones que afectan al Río Pueblito son una mezcla compleja que interactúan a diferentes escalas y que alteran diversos factores dentro del sistema de forma puntual, aditiva, acumulativa y sinérgica. Por esta razón, el propósito del presente trabajo es establecer estrategias de restauración para la Microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera. Para lograr lo anterior se plantearon los siguientes objetivos: 1) analizar la condición fluvial actual de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera, utilizando indicadores de la condición física, química, biológica y social a diversas escalas espaciales; 2) Evaluar las principales presiones que afectan la red fluvial de la microcuenca; y, 3) Proponer estrategias de manejo que permitan la restauración de elementos y procesos dentro de la microcuenca.

1. La restauración fluvial desde el enfoque de cuencas

La recuperación de un sistema como lo es la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera depende del establecimiento de una visión que permita el desarrollo de las actividades humanas y el mantenimiento de procesos naturales. Un paradigma que busca este balance es el del manejo integrado de cuencas (MIC), el cual hace referencia a un proceso adaptativo que busca ordenar las actividades humanas en la cuenca, un espacio que capta y concentra agua dentro de los límites de su parteaguas. Un elemento de importancia para el manejo dentro de la cuenca es el río, una corriente de agua natural con un canal y bancos definidos, donde los humanos hemos realizado nuestras actividades desde hace siglos, provocando la degradando de los procesos físicos y biológicos que lo mantienen. La estrategia de gestión dentro del MIC que busca revertir la degradación del río causada por las actividades humanas es la restauración fluvial, utilizando para esto una serie de acciones encaminadas al restablecimiento de procesos perdidos y la conservación de elementos de importancia. En el presente capítulo se abordan estos tres conceptos, los cuáles serán utilizados para enmarcar la investigación.

1.1. Manejo integrado de cuencas

Las cuencas hidrográficas son atributos físicos ubicuos a todos los paisajes. Estos atributos se definen como un espacio delimitado de forma natural por un parteaguas, que representa una fuente de captación y concentración de agua, el cual es drenado por un único sistema de drenaje natural (RAMSAR,2010). Cada cuenca es el resultado de una combinación de estructuras geológicas, agua, vegetación y animales que la conforman. En dicho aspecto, la cuenca puede ser descrita también como una unidad de respuesta hidrológica, una unidad biofísica y un ecosistema (Wang et al., 2016).

Los elementos biofísicos que conforman la cuenca son manejados por los actores sociales que los utilizan. Cada cuenca se encuentra sujeta a una serie de reglas de organización que gobiernan la toma de decisiones, el uso de los recursos, al igual que la relación entre los habitantes y la naturaleza (Schlager y Blomquist,

2008). En este contexto, la cuenca actúa como un territorio donde su funcionamiento es influenciado por leyes y procesos sociales (Maass, 2015), donde la intervención de diversos intereses provoca que el manejo sea un asunto complejo.

Una forma de enfrentar dicha complejidad es por medio del manejo integrado de cuencas. El manejo integrado de cuencas (MIC) hace referencia al proceso continuo y adaptativo de manejo de las actividades humanas en el ecosistema definido por una cuenca (CCME, 2016). Dentro del proceso de MIC se busca organizar y guiar el uso del suelo, agua y otros recursos naturales dentro de la cuenca, reduciendo los impactos negativos de dichas actividades (Wang et al., 2016). Con la implementación y evaluación de acciones bajo el esquema del MIC, se busca la presencia de ecosistemas saludables que mejoren la calidad de vida de las personas (Cotler y Caire, 2009).

Pegram et al. (2016) identifican tres pasos cruciales para el proceso del manejo integral de cuencas: 1) Evaluar y priorizar problemáticas importantes para el manejo de cuencas, 2) Decidir la forma en que se van a manejar las problemáticas prioritarias, y 3) Especificar la forma en que los diversos intereses se relacionaran dentro de la cuenca.

La forma en que se logra completar dichos pasos es mediante un proceso de gestión. Bajo la visión del MIC, la gestión se describe como el proceso necesario para la implementación de las actividades en una cuenca, tomando en cuenta el recurso financiero, de materiales, insumos y recursos humanos (Grupo de reflexión en cuencas hidrográficas, 2006). Dicho proceso deriva de la cohesión de una variedad de actores y sectores que fortalecen una visión integrada con objetivos comunes (Kammerbauer et al., 2010).

1.2. El río

Un elemento clave dentro del territorio concebido como cuenca, y que es de gran relevancia para su manejo, es el río. Un río es definido como una corriente de agua natural, perenne, intermitente o efímera, que desemboca a otras corrientes, o a un embalse natural o artificial, o al mar (CONAGUA, 1992). Los ríos fluyen a lo largo de la parte más baja de la cuenca, creando una construcción física de su actividad

y presencia, formando un canal con una cama y bancos que contienen sedimentos fluviales, al igual que flora y fauna acuática (Taylor y Stokes, 2005).

La conformación de un río se da gracias a la combinación de elementos físicos como son la estructura de la cuenca, la red hidrológica y la llanura de inundación, los cuales permiten el transporte del agua y de los sedimentos a lo largo del territorio (Charlton, 2007). Estos sistemas también están conformados por una serie de procesos ecológicos y sociales interrelacionados que regulan o perturban dicho transporte.

La organización de los ríos es multidimensional, con componentes longitudinales (corriente arriba y corriente abajo), laterales (interacción entre laderas y canales), verticales (agua superficial y subterránea) y temporales (Gonzalez del Tánago et al., 2015). Pero la organización también se da de forma jerárquica y anidada, la cual se desarrolla y persiste en escalas espaciotemporales definidas (Frissell et al, 1986; Kondolf et al., 2016). Las escalas espaciales mayormente utilizadas son aquellas descritas por Frissell et al. (1986):

Cuenca: Sistema natural que encamina a las escorrentías y a los sedimentos hacia la red fluvial.

Zona funcional: Unidades espaciales que presentan una función hidrológica de captación, almacenamiento o descarga de agua.

Segmento de río: Porciones del río principal que presentan una morfología de valle similar, la cual determina los procesos geomorfológicos presentes.

Tramo de río: Fragmentos de ríos con una estructura geomorfológica similar, donde los procesos ecológicos se dan en una escala local.

En estas escalas espaciales, los ríos mantienen una serie de procesos físicos, químicos y biológicos, dados por una serie de componentes comunes que conforman el ecosistema de un río (Harman et al., 2012; Speed et al., 2016):

Procesos de cuenca: Define la interacción entre geología, topografía, precipitación, evapotranspiración, y uso del suelo; dando como resultado escurrimiento, transporte de sedimento y aporte de nutrientes.

Régimen de flujo: Magnitud, frecuencia y duración de flujos; así como la interacción entre el agua superficial y subterránea.

Hábitat: Movilización y deposición de sedimentos, al igual que las interacciones hidromorfológicas entre el régimen de flujo y las estructuras físicas y biológicas.

Calidad de agua: Consecuencia de los procesos a nivel de cuenca que se manifiestan en cantidad de nutrientes, presencia de oxígeno disuelto, turbidez, entre otras.

Biodiversidad acuática y ribereña: Abundancia y organización de la flora y fauna, así como el reciclamiento de materia y energía en redes tróficas.

La agrupación jerárquica de los ríos implica un control asimétrico, donde los procesos en escalas menores son constreñidos por las escalas mayores (Frissell et al., 1986). Dentro de estas constricciones, los procesos de transferencia de materia, energía, organismos, cultura, ideas y personas; se da a lo largo de dimensiones longitudinales, transversales, verticales y temporales (Kondolf et al., 2006; Kondolf & Pinto, 2017; Pringle, 2003).

Pero los ríos no solo presentan procesos físicos y biológicos, sino que sociales también. Los ríos son parte importante de la identidad de varias poblaciones actuales (Kondolf y Yang, 2008), siendo los únicos ecosistemas acuáticos con los que gran parte de la población establece una conexión familiar en su vida diaria (Francis, 2013). Los ríos también son importantes en la organización de las actividades humanas, siendo importantes para el desarrollo de cultivos y actividades como transporte de bienes o pesca, así como para la creación de mitologías compartidas (Wantzen et al., 2016).

Sin embargo, ciertas actividades y formas de manejo del río afectan de forma negativa su estructura y función. Las actividades humanas han provocado alteraciones en la composición de la cuenca, así como en el régimen de flujo y la

deposición de sedimentos provocados por la construcción de estructuras impermeables (Gurnell et al., 2007). La calidad de agua en ríos también se ve disminuida, esto debido al aporte de descargas de aguas residuales, así como de fuentes puntuales y difusas de contaminantes (Paul y Meyer, 2001). La construcción de obras de ingeniería a lo largo de los ríos simplifica su estructura física disminuyendo los hábitats disponibles y afectando la biodiversidad. Todas estas alteraciones han provocado que muchos ríos pierdan la capacidad de autorregularse y que dejen de proveer los servicios que originalmente los volvieron de gran importancia para los humanos (Grimm et al., 2008; Groffman et al., 2003).

1.3. Restauración fluvial

Una estrategia de gestión dentro del manejo integrado de cuencas, que basa sus acciones en torno al ecosistema del río, es la restauración fluvial. Wohl et al. (2015) definen a la restauración como: ayudar el establecimiento de procesos hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos mejorados en una cuenca degradada, al igual que el remplazo de elementos naturales comprometidos, dañados o perdidos. Los aspectos considerados como “mejorados” son definidos por los valores sociales de cada región, permitiendo que los esfuerzos se encaminen hacia el mantenimiento de los procesos ecosistémicos y los servicios que proveen (Speed et al., 2016).

La restauración fluvial busca un balance entre los aspectos físicos, biológicos y sociales que se mezclan en el territorio. Debido a esto, la restauración se basa en tres aspectos principales que permiten esclarecer la toma de decisiones, los cuales son: la visión multiescalas, el énfasis en procesos y el establecimiento de objetivos.

La visión multiescalas hace referencia a la necesidad de tomar en cuenta los procesos que afectan al sistema a distintas escalas espacio-temporales. Como se menciona en la sección anterior, los ríos son una combinación de factores y procesos interrelacionados, los cuales se dan a escalas espaciales y temporales variadas.

El énfasis en procesos se refiere a la importancia de mejorar los procesos naturales, no solo la estructura física del sistema. Los sistemas fluviales son dinámicos y modifican sus características de manera no lineal (Dufour & Piégay,

2009). Para poder contemplar el dinamismo y la diversidad de dichos sistemas en el proceso de restauración, se han promovido estrategias diseñadas para restablecer los ritmos y magnitudes de los procesos que lo mantienen (Muhar et al., 2018). Lo que se busca es mejorar la resiliencia del sistema por medio de un incremento en su capacidad de realizar ajustes físicos, químicos y biológicos (Wohl et al., 2005).

El establecimiento de objetivos se basa en la creación de metas claras, al igual que en la generación de una visión de las condiciones deseadas. A su vez, los proyectos y acciones de restauración son diseñados para cumplir los objetivos propuestos. La restauración fluvial debe basarse en la identificación de estrategias que respondan realísticamente a los retos que conlleva generar ecosistemas sustentables, enfocándose en resultados factibles y deseables (Muhar et al., 2018). Debido a esto, la restauración requiere que el manejo se expanda más allá de acciones aisladas, integrando las necesidades y requerimientos ambientales y sociales, todo en el contexto de la cuenca (Aronson et al., 2006).

Conclusión

La relación existente entre los conceptos descritos anteriormente permite el establecimiento de una visión que guíe el desarrollo de la investigación. La visión generada influirá también en el establecimiento de estrategias, las cuales se basarán en una restauración que tome en cuenta los componentes del río, esto bajo un enfoque de manejo integral de cuencas.

2. Cambio de paradigma: hacia la restauración a nivel de cuenca

La aplicación de los conceptos de manejo integrado de cuencas y de restauración fluvial, explorados en el capítulo anterior, han cambiado a lo largo del tiempo, esto con base al cambio de percepción que se ha tenido del territorio, sobre todo del río. El manejo de cuencas ha pasado de un manejo ingenieril que buscaba el control del río hacia un manejo integral que busca el balance entre el humano y el ambiente. La visión de la restauración también ha cambiado, pasando de acciones ingenieriles dentro del canal hacia un manejo dentro de la cuenca que reduzca la presión sobre la cuenca. Junto con estos cambios de visión se ha dado la generación de varias herramientas que utilizan los procesos de la cuenca y el río para encaminar las acciones de manejo y restauración. En este capítulo se abordan estos tres temas: la historia del manejo integrado de cuencas, el cambio de visión de la restauración fluvial y los principales protocolos multiescalares que han sido utilizados para encaminar las acciones de manejo y restauración.

2.1. Breve historia del manejo integrado de cuencas

Las actividades humanas siempre han conllevado un manejo del paisaje y de los cuerpos de agua asociados. Eventos de deforestación, cambio de uso de suelo, generación de canales de irrigación y reservorios de agua, control de inundaciones, así como modificaciones a los cauces, han sido registrados en todas las civilizaciones a lo largo del mundo (Mauch y Zeller, 2008). El primer manejo del ciclo hidrológico a gran escala se dio en China alrededor del año 300 a.C. y fue usado para el manejo de un complejo sistema de riego en las cuencas del Río amarillo y el Río Creciente fértil (Cao et al., 2010). A partir de este momento, el manejo del agua y del paisaje permite el crecimiento de civilizaciones alrededor del mundo por medio de infraestructura de irrigación y de distribución de agua (FAO, 2007).

Con el mejoramiento tecnológico asociado a la revolución industrial en Europa y Estados Unidos, el manejo del ciclo hidrológico se comienza a dar utilizando a la cuenca como unidad territorial (Pegram et al., 2016). A partir de mediados del siglo XIX e inicios del siglo XX, el uso de maquinaria motorizada permitió la construcción

de represas y sistemas de riego a gran escala, así como el descubrimiento de la tecnología hidroeléctrica (The World Bank, 2008). Entre las décadas de 1950 y 1970, el manejo de cuencas con un enfoque ingenieril se convirtió en un elemento importante en las políticas de desarrollo, siendo impulsado por organismos internacionales como la ONU (FAO, 2007). Dichas políticas fueron de gran importancia en países como México, Sudáfrica e India, los cuales crearon planes desarrollo basándose en el control de ríos salvajes (Pegram et al., 2016).

Bajo el esquema ingenieril del manejo de cuencas, los costos ambientales y sociales pasaban a segundo plano, siendo más importante la tecnificación de las actividades. El crecimiento intensivo de infraestructura y el manejo centralizado trajo consigo consecuencias ambientales y sociales a lo largo del mundo (World Commission on Dams, 2010). La sobreexplotación hídrica, el aumento en riesgo de inundaciones, la baja calidad de agua, la pérdida de biodiversidad, así como la poca participación y compromiso social, provocaron un cambio en la perspectiva del manejo de cuencas (Wang et al., 2016). El cambio surgió del entendimiento que un acercamiento ingenieril no era adecuado para resolver los problemas multifacéticos e interconectados que causaban la degradación (The World Bank, 2008).

El cambio de visión comenzó a finales de la década de 1980 y derivó en lo que hoy se conoce como manejo integrado de cuencas. El manejo integrado de cuencas basó sus acciones en dos principios: 1) El reconocimiento de la importancia de la salud de los ecosistemas acuáticos; y 2) El cambio hacia una descentralización y una gobernanza de la toma de decisiones (Pegram et al., 2016). En la década de 1990, el manejo integrado de cuencas comienza a esparcirse de Estados Unidos y Europa, consiguiendo tracción en países en desarrollo.

El desarrollo del enfoque integrado de cuencas se ha dado a diferentes ritmos y en contextos variados alrededor del mundo. En varios casos, el cambio hacia un enfoque integrado de cuencas es promovido por una crisis y por la necesidad de resolver problemas altamente complejos (Pegram et al., 2016).

En Estados Unidos, el fracaso de las instituciones regionales de cuenca y la ausencia de un manejo cooperativo interestatal, ha llevado a una degradación ambiental y la constricción del desarrollo social (Schangler y Blimquist, 2008). Como

resultado de esto, el manejo se ha dado a nivel de microcuencas dentro de los diversos estados.

En el norte de Europa, la baja calidad de agua, la pérdida de biodiversidad y el aumento del riesgo de inundaciones promovieron la cooperación entre países miembros de la unión europea (European Environmental Agency, 2018). El establecimiento del Water Framework Directive en el año 2000 reforzó la cooperación y el desarrollo del manejo integrado de cuencas, ya que compromete a los países miembros a mejorar el estado ecológico de la mayoría de los cuerpos de agua para el año 2027 (European Water Agency, 2002).

En Australia, el deterioro de la cuenca Murray-Darling debido a la explotación de los mantos acuíferos, escases del agua, la baja calidad de la misma y la salinización de los suelos, provocaron un cambio en el manejo del territorio (Leblanc et al., 2012). Dicho cambio culminó con el establecimiento del Plan de Manejo de la Cuenca Murray Darling, el cual se basa en conocimiento científico y busca el mejoramiento de procesos ecológicos clave dentro de la cuenca (Federal Register of Legislation, 2016).

En México, el manejo integrado de cuencas surge a partir de los problemas causados por la sobreexplotación de los mantos acuíferos y la contaminación de las aguas superficiales (Valencia Vargas et al., 2007). Los primeros esfuerzos por manejar los recursos naturales por medio del enfoque integral de cuencas se dieron por impulso de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) durante el sexenio 2001-2006 (Cotler & Pineda-López, 2008). Sin embargo, este esfuerzo institucional se encuentra enfocado en una visión tecnócrata, con una centralización del poder a nivel federal, la cual no ha logrado cambios sustanciales.

A partir del fracaso institucional a nivel federal, el manejo integrado de cuencas ha pasado a nivel local, siendo encabezado por el Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO) con el “programa de Nacional de Microcuencas”. En dicho programa, FIRCO y varias instituciones académicas, han trabajado bajo un enfoque socioecosistémico, con cientos de experiencias registradas (Cotler & Pineda, 2008).

2.2. Cambio en la restauración fluvial

La restauración fluvial comienza a surgir en la década de 1990, con el cambio de visión hacia un manejo integrado de cuencas. Desde sus inicios como un movimiento liderado principalmente por organizaciones sociales (Wohl et al., 2015) hasta su incorporación en diversas leyes, la restauración fluvial ha sufrido cambios en su aplicación. Dichos cambios reflejan la visión que se tiene del manejo cuencas y que surgen de la percepción sobre lo que significa restaurar. De manera general, la restauración ha sufrido tres cambios principales de enfoque, los cuales fueron descritos por Palmer et al. (2014) y que son: restauración como diseño del canal, restauración de la función ecológica y restauración más allá del canal (Figura 1).

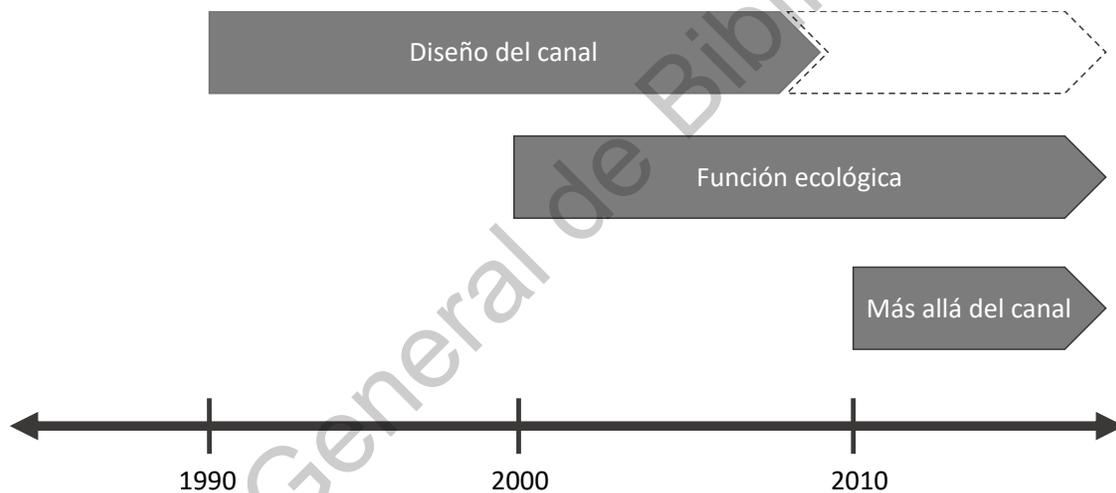


Figura 1. Línea del tiempo ejemplificando la persistencia de los tres enfoques de restauración

La restauración como diseño del canal surge durante los primeros años de la restauración fluvial y continúa siendo la forma más popular de restauración. Este enfoque da énfasis principalmente a la modificación física de los canales con la intención que lograra ajustarse a los regímenes presentes (Palmer et al., 2014). El supuesto detrás de este tipo de intervención es que un canal capaz de soportar los cambios de flujo y de sedimentos es suficiente para restaurar la producción primaria, las comunidades acuáticas y el procesamiento de nutrientes en el río (Palmer et al. 1997). Sin embargo, la falla del enfoque basado en forma es que ataca solamente ciertos síntomas de la degradación, sin tomar en cuenta las causas de la misma.

La respuesta a los fallos de la restauración como diseño del canal fue la restauración de la función ecológica. Esta visión fue promovida por ecólogos y busca tener un mejor entendimiento de los procesos relacionados con la restauración (Beechie et al., 2010). Con la restauración de la función ecológica se busca recuperar atributos estructurales y procesos ecológicos necesarios para el buen funcionamiento del sistema (Benhardt, 2005).

La mejor forma de restauración funcional es lo que se conoce como restauración más allá del canal. Este tipo de restauración se basa en el precepto de que las presiones que causan la degradación se encuentran fuera del canal y se encuentran relacionados con problemas sociales complejos (Naiman, 2013). La unidad para realizar dicho tipo de restauración es la cuenca y se basa en la creación de compromisos y la implementación de buenas prácticas (Walsh et al., 2005). Para realizar una restauración a nivel de cuenca es necesario comprender los procesos hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos de la cuenca, al mismo tiempo que se tiene un acercamiento constante con los diversos actores sociales (Palmer et al., 2014).

2.3. Conceptualización multiescalar

Como forma de entender las presiones a nivel de cuenca que alteran el funcionamiento de un río, se han desarrollado una serie de marcos conceptuales multiescalares (Gurnell et al., 2015). Estos marcos conceptuales incorporan la estructura jerárquica inherente de los ríos y la utilizan para comprender las principales presiones en la cuenca. Entre los diversos marcos propuestos, tres son ampliamente utilizados en el ámbito de la restauración fluvial: El protocolo Natural channel design (NCD), el protocolo River Styles (RS) y el protocolo REFORM.

El protocolo NCD, elaborado por Rosgen (1994), fue diseñado para llenar un vacío metodológico en el campo de la restauración fluvial (Lave, 2012). El protocolo tiene como finalidad emular la estructura natural de los ríos y modificar la forma en que el manejo de ríos se establece (Rosgen, 2007). Para lograrlo, se realiza un análisis de los procesos fluviales en diferentes escalas espaciales y temporales, con un total de 10 fases de análisis (Rosgen, 2013).

Las escalas espaciales utilizadas en el protocolo NCD son la cuenca y el tramo de río, con especial énfasis en el segundo. El análisis a nivel de cuenca toma en cuenta el proceso de erosión, transporte de sedimento y los usos de suelo; haciendo uso de un estudio de cambio temporal de cada elemento (Rosgen, 2006). A nivel de tramo de río, el análisis es enfocado a la clasificación del tramo a partir de la evaluación de parámetros estandarizados como: el cálculo de carga de sedimentos, régimen de flujo y características geomorfológicas (Rosgen, 2011). Si bien el protocolo se enfoca al aspecto físico, la realización de un inventario biológico y un análisis de la condición ecológica pueden ser incorporados.

El protocolo NCD es ampliamente utilizado en Estados Unidos y es promovido por gran parte de las agencias ambientales a nivel federal y local (Lave, 2012) y cuenta con cientos de casos de aplicación a lo largo de estados unidos (NRC). Sin embargo, este protocolo es ampliamente criticado por su estructuración en forma de “receta”, aplicación localizada, su énfasis en el diseño de canales estables y su inhabilidad de identificar otras fuentes causantes del deterioro como la calidad de agua (Palmer et al., 2014).

Por su parte el protocolo RS, diseñado por Brieley y Fryiris (2005), fue desarrollado como un marco conceptual para caracterizar la forma y función de los ríos, como forma de priorizar la rehabilitación y conservación de los mismos (Brieley y Fryiris, 2000). El protocolo está diseñado con la finalidad de conocer la cuenca de estudio, por medio de la identificación de constricciones, contingencias y promotores de la función histórica y actual (Tadaki et al., 2014).

El protocolo utiliza las escalas: cuenca, unidad de paisaje, segmento de río y tramo de río, dentro del análisis. Para cada unidad espacial se realiza un análisis de percepción remota y trabajo de campo, lo que permite la identificación e interpretación de procesos en una escala espacial y temporal (Brieley y Fryiris, 2005).

El protocolo RS forma la base para la restauración de ríos, planeación de flujos de agua y monitoreo ecológico de la oficina de agua del departamento de industrias primarias en Australia y ha sido empleado en Estados Unidos, Nueva Zelanda y Europa (River styles, 2019). Este protocolo ha sido considerado el más completo y

riguroso desde un punto de vista científico (Belletti et al., 2014). No obstante, el protocolo ha sido criticado por ser muy complejo, requerir de la opinión de un experto, limitarse al aspecto físico del río y por asumir que los procesos ecológicos son mantenidos por la estructura geomorfológica (Tadaki et al., 2014).

Por último, El protocolo REFORM fue desarrollado por la unión europea bajo Water Framework Directive como herramienta para realizar un mejor manejo de ríos. El protocolo se encuentra informado por diversos protocolos incluido el RS, pero se diferencia al tomar aspectos hidromorfológicos y biológicos (Gurnell et al., 2015). Al ser diseñado para su aplicación por técnicos no especializados, el protocolo ha sido simplificado y abierto para su aplicación en los diversos países miembros de la unión europea (Rinaldi et al., 2015).

El análisis está organizado para obtener información a escala de cuenca, zona funcional, segmento de río y tramo de río, utilizando diversas fuentes de información sobre los procesos hidromorfológicos que conforman a la cuenca de estudio (Gonzalez del Tánago et al., 2014). En cada escala espacial se realizan análisis de percepción remota y protocolos en campo para analizar la erosión, el régimen hidrológico, el aporte de sedimento, la estructura de la vegetación y la estructura del hábitat (Rinaldi et al., 2015). Si bien el protocolo se enfoca a la condición física de la cuenca, un análisis ecológico es requerido para complementar la información obtenida (Gurnell et al., 2014).

A partir de su publicación, el protocolo ha sido adoptado por los países miembros de la nación europea, con casos de estudio en varios países (Angelopoulos et al., 2017). El protocolo se basa en una extensa revisión bibliográfica y presenta una herramienta que permite la conceptualización de las principales alteraciones (Gurnell et al., 2014). Sin embargo, la aplicación del protocolo requiere una gran cantidad de información, mucha de la cual no se encuentra disponible para todos los países (Gonzalez del Tánago et al., 2014).

En el caso de México, en la actualidad no se cuenta con un protocolo de trabajo específico que se enfoque a la restauración fluvial a diversas escalas. Lo más cercano a lo anterior es lo que se refiere al “método holístico” para la determinación del caudal ecológico según la norma MXN-012 (Secretaría de Economía, 2012).

Este método se desarrolló con la finalidad determinar la cantidad y régimen de flujo de agua necesarios para mantener las funciones y procesos de los ecosistemas acuáticos (Salinas-Rodríguez et al., 2018).

El método utiliza al tramo de río para realizar el análisis, tomando en cuenta su posición dentro de la cuenca y su importancia ecológica. La determinación de caudal ecológico se realiza a partir de información actualizada del tramo en los campos de hidrología, hidráulica, geomorfología, calidad de agua, hidrogeología, ecología acuática, vegetación de riberas y aspectos socioeconómicos (Secretaría de Economía, 2012). A partir de la información se realiza una propuesta que permita la conservación del sitio, tomando en cuenta los requerimientos de cada campo analizado.

El método holístico fue implementado en la realización del programa de reservas de agua, en el cual se establecieron cuencas prioritarias para su conservación con base en su importancia ecológica. No obstante, el método se limita a la determinación del caudal ecológico, sin tomar en cuenta otras presiones que pudieran estar alterando la estructura y funcionamiento del río.

Conclusión

Las historias del manejo de cuencas y de la restauración fluvial han tendido a expandir la visión de lo que significa el manejo y la restauración. Esta expansión de la visión también se ve reflejada en los protocolos multiescalares revisados, con los más recientes incorporando más elementos al análisis. Tomando en cuenta esto, el proyecto retoma la concepción socioecosistémica del manejo integrado de cuencas que ha sido utilizado en México y que surge de un proceso histórico. También propone aplicar una restauración fuera del canal, tomando en cuenta los diversos componentes de la cuenca e identificando las presiones que llevan a una degradación ambiental. Para esto, utiliza un acercamiento mutiescalar, informándose de marcos conceptuales utilizados alrededor del mundo y agregando indicadores que permitan entender la situación actual de la microcuenca. Conjuntado lo anterior, se busca realizar un trabajo integral que permita la restauración de la microcuenca en todas sus escalas.

3. Historia de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera

La historia de ocupación humana de la microcuenca data desde épocas prehispánicas y continúa hasta la actualidad (Figura 2). Dicha historia se encuentra relacionada con el Río Pueblito, el cual ha provisto a los habitantes de la microcuenca desde su primer establecimiento. Este capítulo describe la historia de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera, tomando en cuenta los aspectos ligados al manejo del río y la relación de los habitantes con el mismo.

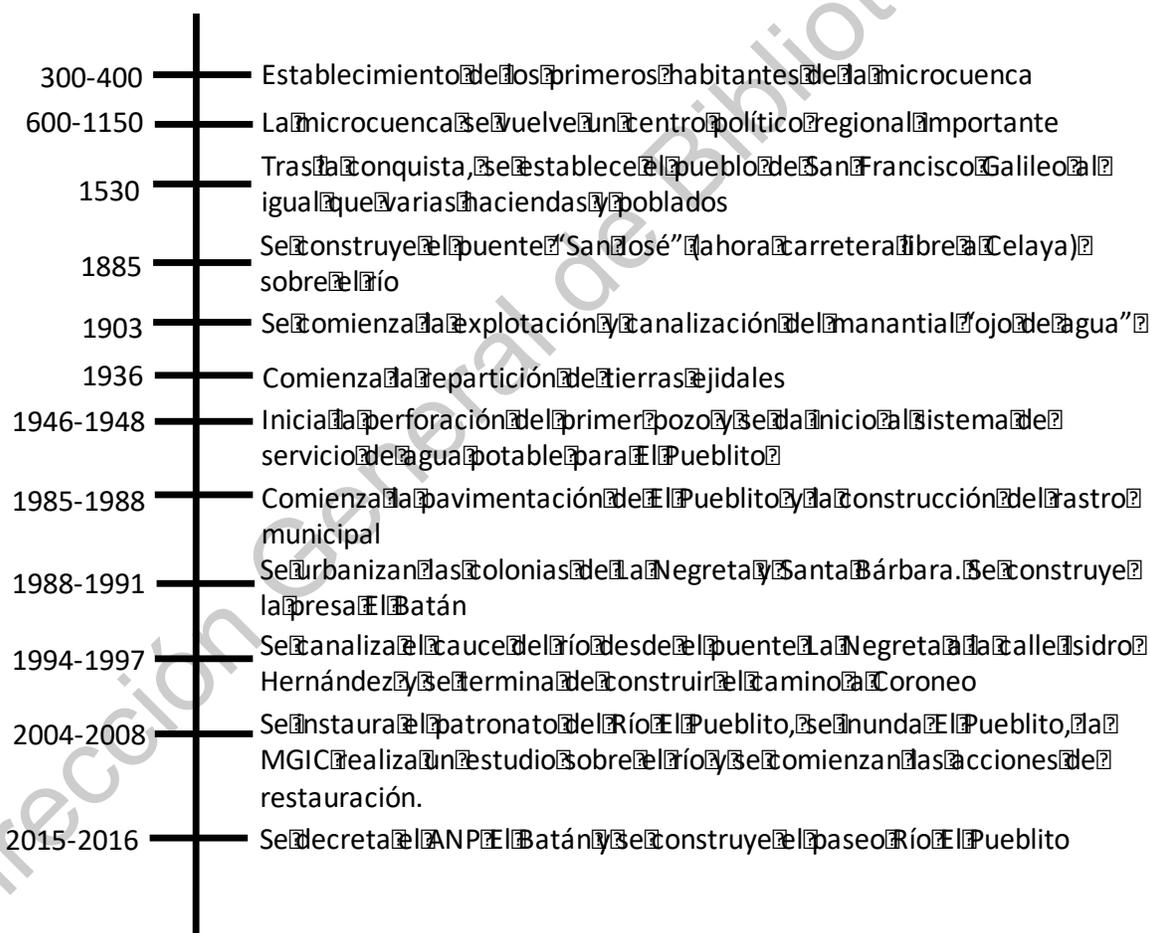


Figura 2. Línea del tiempo de eventos importantes en la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

La historia comienza entre los años 400 a 600 de la época contemporánea con el establecimiento de pobladores sedentarios relacionados con los habitantes de

Chupicuaro (Crespo, 1991). Los habitantes de esta época erigieron el centro ceremonial “El Cerrito” cercano al río y se establecieron a lo largo de los márgenes del mismo, desde el centro ceremonial hasta la cañada de Santa Bárbara, en viviendas cercanas a las parcelas de cultivo que eran irrigadas a partir de una serie de canales (Inafed, 2010). El Cerrito se convirtió en el centro ceremonial y político más importante de la región, provocando que la población dentro de la microcuenca aumentara. La importancia regional de la microcuenca continuó hasta el año 1150 de nuestra era, momento en que El Cerrito fue abandonado (Crespo, 1991).

La llegada de los españoles en la década de 1530 marca un cambio en la trayectoria de la ocupación de la microcuenca. La conquista trajo consigo el establecimiento de la localidad San Francisco Galileo, posteriormente Villa de El Pueblito, así como la conformación de los diversos pueblos y haciendas (Municipio de Corregidora, 2015). Después del periodo de independencia se da un crecimiento de la traza urbana de El Pueblito, con la construcción de la cabecera municipal y de la plaza central. En esta época, a partir del año 1903, se comienza explotación de los manantiales y el encauzamiento del río (Inafed, 2010). Las aguas del río eran utilizadas para el riego de cultivos, agua potable y para producir energía en la fábrica de cartón en la hacienda El Batán. El fin de uso del río como fuente de agua potable se comienza en 1946 con la instalación del primer pozo y termina en 1948 con la instalación de la red de agua potable (Municipio de Corregidora, 2012).

El proceso de urbanización dentro de la microcuenca comienza entre los años 1985 y 2000. En esta época se da la pavimentación de la cabecera municipal y la urbanización de las colonias Santa Bárbara y La Negreta. En este periodo se da la construcción del rastro municipal y la presa el Batán (Municipio de Corregidora, 2012). El crecimiento urbano trae consigo la rectificación del río desde el puente de la Negreta hasta la calle San Isidro, obra que concluye en el año 1997, y que fue ampliada para el año 2016 con la construcción del paseo Río Pueblito (Municipio de Corregidora, 2012; Gobierno del Estado de Querétaro, 2016).

El interés por dar un manejo al río que permitiera el mantenimiento de su funcionalidad se da en el año 2004 con la constitución del Patronato para el rescate, conservación y preservación del cauce y del entorno del Río Pueblito (PRP), el cual

tiene como finalidad la protección ambiental, hidrológica, hidráulica del río desde su salida de la presa El Batán hasta la autopista Querétaro-Celaya (CONCYTEC, 2013). Partiendo del año 2008, tras un estudio de la estudiante Benita Luna de la maestría en gestión integrada de cuencas, se comienza el proyecto de saneamiento del Río Pueblito. Para el año 2015, el proyecto había logrado el mejoramiento de la calidad de agua, recuperación de la vegetación de riberas y el restablecimiento del cangrejo de barrancas (*Pseudotelphusa dugesii*) y la tortuga casquito (*kinosternon integrum*) (Concyteq, 2013). Otra acción relacionada con la conservación del río se da en el 2013, año en que se decreta el área natural protegida “El Batán”, con la finalidad de manejar de manera sustentable los recursos naturales y mantener su funcionamiento ecológico (Municipio de Corregidora, 2015).

Para el año 2018, el manejo del río en la microcuenca el Pueblito-Joaquín Herrera se da a partir de dos visiones diferentes: la conservación y la mitigación. En la sección del río bajo custodia del PRP y englobada en el ANP El Batán, se busca el mantenimiento de los procesos ecológicos y el uso recreativo por parte de la población en general. Por su parte, la sección del río que atraviesa la ciudad y la zona agrícola es manejada con la intención de reducir el riesgo de inundaciones y como canal para el desagüe de desechos. Las dos visiones de manejo tienen objetivos diferentes y buscan metas contradictorias, lo que evita la generación de una visión compartida. Por esta razón es importante que el futuro manejo del río incorpore aspectos de ambas visiones, permitiendo el mantenimiento de procesos hidrológicos y ecológicos, al mismo tiempo que disminuya los riesgos ambientales que perjudican a la población.

4. Aproximación metodológica

El proyecto se dividió en tres objetivos principales, cada uno con una serie de metodologías asociadas. Los tres objetivos principales fueron: 1) Caracterizar la condición actual, 2) Diagnosticar las principales presiones, y 3) Realizar una propuesta de restauración fluvial para la microcuenca.

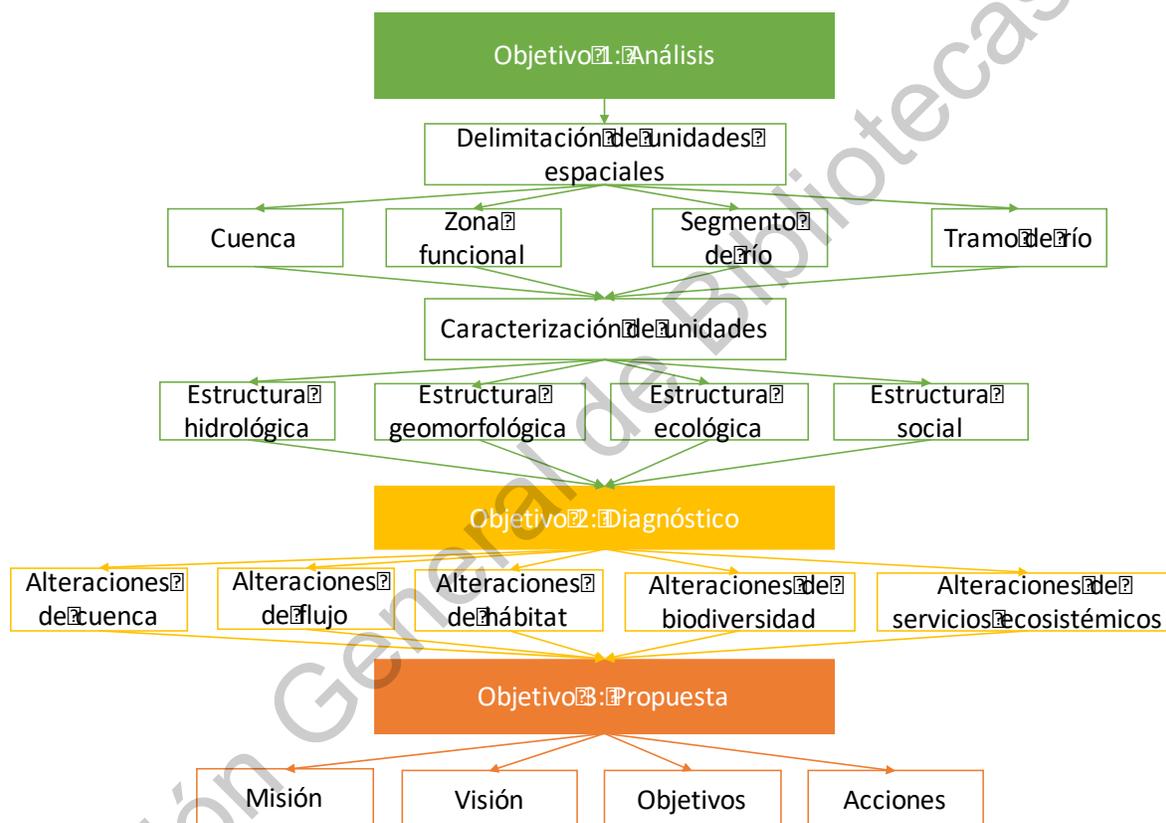


Figura 3. Ruta crítica metodológica del proyecto.

4.1. Análisis multiescalar

El Análisis de la Microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera se realizó siguiendo un marco metodológico jerárquico multiescalar, tomando en cuenta los conceptos propuestos por Gurnell et al. (2015). Las unidades espaciales utilizadas fueron delineadas con el propósito de que las unidades menores se encontraran anidadas dentro de las unidades mayores. Las unidades espaciales utilizadas para la

caracterización de la condición ambiental fueron: La cuenca, las zonas funcionales, los segmentos de río y los tramos de río. En cada unidad espacial se midieron una serie de indicadores en tres ejes principales: Físico, Biológico y Social. Los indicadores fueron seleccionados para representar aspectos y procesos clave en cada una de las escalas espaciales (Figura 4). Dichos indicadores también fueron seleccionados con la intención de generar un panorama de la condición actual y como una estrategia de monitoreo de las futuras acciones de manejo.

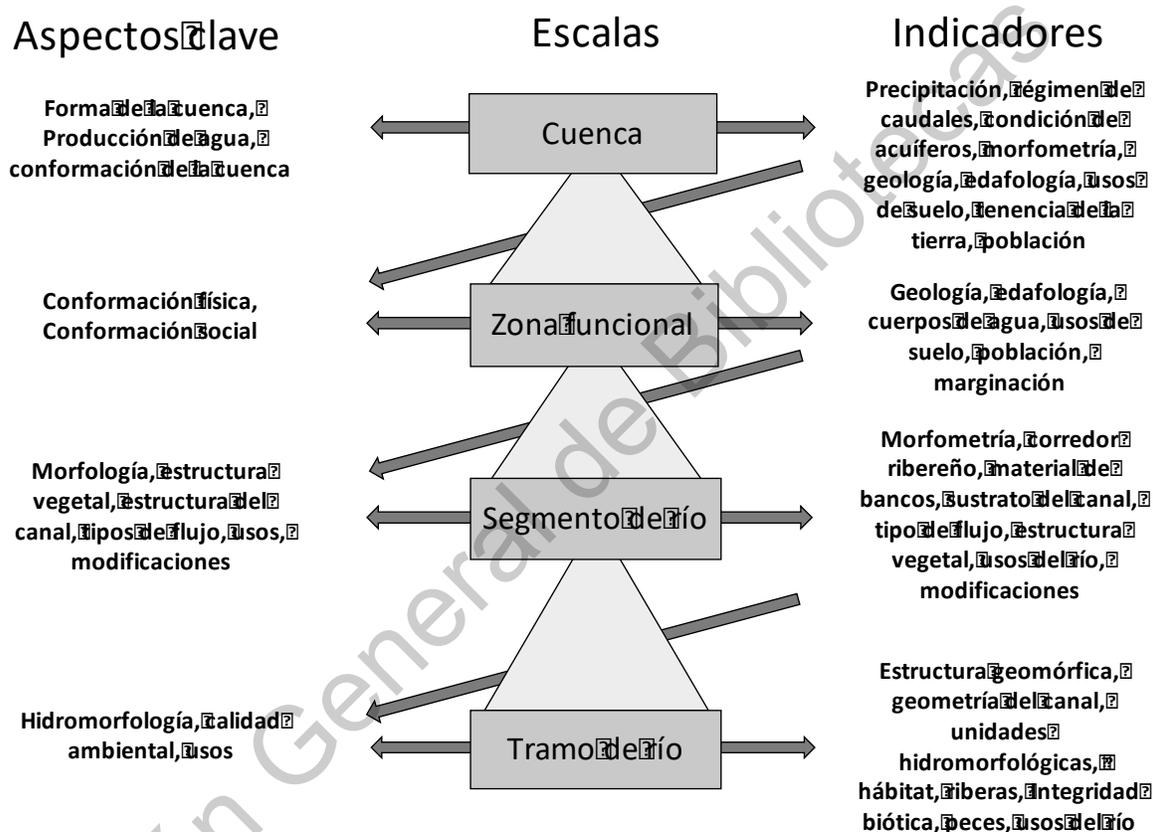


Figura 4. Diagrama jerárquico y causal de los aspectos clave a diferentes escalas espaciales, así como los indicadores utilizados para su medición.

4.1.1. Cuenca

La cuenca fue delimitada con base en la cartografía generada por el proyecto “Microcuencas Hidrológicas del Estado de Querétaro”, realizado por el fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO) en el año 2005. La delimitación fue corregida siguiendo el procedimiento de delimitación de cuencas proporcionado en el programa SAGA Gis v. 7. Los indicadores utilizados en la caracterización se

relacionaron con tres aspectos principales: producción de agua, forma de la cuenca y conformación de la cuenca.

Dentro de la producción de agua se tomaron como indicadores: la condición climatológica y la condición hidrológica. La condición climatológica fue determinada por medio del cálculo de la precipitación media y la generación del climograma de la cuenca. Por su parte, la condición hidrológica fue determinada por medio del cálculo de caudales ordinarios estacionales y la tipificación de avenidas, siguiendo las recomendaciones de CONAGUA (2011), así como de información de la disponibilidad media anual de agua del acuífero del valle de Querétaro.

Los datos climatológicos utilizados fueron de estaciones climatológicas del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) con información mayor a 25 años, los cuales se obtuvieron de la plataforma de CLICOM-CICESE. Los datos de caudales utilizados fueron de la estación hidrométrica El Batán (clave 12558), que fueron obtenidos de la plataforma del banco nacional de datos de aguas superficiales (BANDAS). La información de disponibilidad de agua fue obtenida de la actualización de la disponibilidad media anual de agua del acuífero del valle de Querétaro (2201) de CONAGUA (2015).

En el caso de la forma de la cuenca, los indicadores utilizados fueron una serie de parámetros morfométricos estándar. Dichos parámetros fueron basados en tres aspectos principales: 1) forma de la cuenca, 2) relieve de la cuenca y 3) Drenaje de la cuenca. Todos los parámetros fueron calculados con ayuda del programa QGIS v. 2.18.15. Las fórmulas de los parámetros y su relevancia se muestran en el cuadro 1.

Cuadro 1. Parámetros morfométricos analizados. Elaborado con base en Valés-Carrera y Hernández-Guerrero (2018).

Aspecto	Parámetro	Definición	Fórmula	Unidad
	Área de la cuenca(Ac)	Superficie comprendida dentro del parteaguas	-	km ²
	Perímetro de la cuenca(Pc)	Longitud total del parteaguas	-	km
	Longitud axial de la cuenca (Lc)	Distancia de la salida de la cuenca al extremo del parteaguas	-	km
	Ancho promedio de la cuenca (W)	Relación entre el área y la longitud de la cuenca	$W=Ac/Lc$	km
Forma	Índice de gravelius(K)	Cociente existente entre el perímetro de una cuenca y el de un círculo de la misma área	$K=0.282*Pc/\sqrt{Ac}$	-
	Factor de forma(Rf)	Relación entre el área y el cuadrado de la longitud de la cuenca	$Rf=W/Lc$	-
	Relación de elongación(Re)	Cociente entre el diámetro de un círculo de la misma área de la cuenca y la longitud máxima de la misma	$Re=1.128*\sqrt{Ac}/Lc$	-
Relieve	Índice de alargamiento(la)	Relación entre la longitud máxima de la cuenca y su ancho	$la=Lm/Am$	-
	Pendiente de la cuenca(S)	media ponderada de todas las pendientes que comprenden la cuenca	$S=100 [(H*L)/Ac]$	%
	Longitud del cauce principal (Lcp)	Distancia de la proyección horizontal del cauce principal	-	km
	Pendiente media del cauce principal(P)	media ponderada de todas las pendientes que comprenden al cauce principal	$P= [(Hmáx*Hmín)/Lcp] *100$	%
Drenaje	Densidad de drenaje(Dd)	Relación entre la longitud total de los cauces y el área de la cuenca	$Dd=Lcorr/Ac$	-
	Densidad de corrientes (Dc)	Relación entre el número total de corrientes y el áreas de la cuenca	$Dc=Ca/Ac$	-
	Orden de la cuenca	Relación jerárquica entre los diferentes tipos de corriente	Según Strahler	-
	Relación de bifurcación(Rb)	Cociente del número de cauces de orden N y el número de cauces del siguiente	$Rb=Nn/Nn+1, Rb=(Rb1+Rb2+Rbn)/número\ de\ Rbs$	-
	Tiempo de Concentración (tc)	Tiempo que tarda una gota de agua de lluvia en llegar desde el punto más lejano a la salida de la	$Tc= 0.06628*(Lcp^{0.77}/S^{0.385})$	hrs

Para la conformación de la cuenca se tomaron en cuenta: La geología, edafología, las topoformas, los usos de suelo y vegetación, la tenencia de la tierra, número y estatus de localidades, así como población dentro de las localidades. La información fue medida por medio de porcentajes de cobertura dentro de la microcuenca, utilizando datos obtenidos por medio de cartografía vectorial de INEGI y del registro agrario nacional (RAN). La información poblacional fue obtenida por medio del censo de población y vivienda 2010 de INEGI.

4.1.2. Zonas funcionales

Las zonas funcionales fueron delimitadas siguiendo la metodología de Garrido et al. (2010), modificada por Valdés-Carrera y Hernández-Guerrero (2018). La delimitación fue obtenida a partir del MDE, un hillshade y la red hidrográfica recortados al área de la microcuenca, la curva hipsométrica y las topoformas presentes en la zona de estudio. Los indicadores utilizados para realizar la

caracterización se relacionaron con dos aspectos principales: Conformación física y conformación social.

La conformación física de las zonas funcionales se caracterizó por medio de: La geología, edafología, las topofomas, así como los usos de suelo y vegetación. Los datos fueron obtenidos por medio de cartografía vectorial de INEGI.

La conformación social de las zonas funcionales se realizó por medio de: Número de localidades y su estatus, estructura poblacional e índice de marginación. Los datos fueron obtenidos por medio del censo de población y vivienda 2010 de INEGI, así como del índice de marginación 2010 de la Secretaría de Gobernación (SEGOB).

4.1.3. Segmentos de río

Los segmentos de río fueron delineados tomando en cuenta la configuración geomorfológica del valle y los cambios en las unidades de paisaje. La configuración del valle se definió siguiendo el grado de confinamiento, utilizando los criterios propuestos por Fryirs y Brierley (2012). Por su parte, los cambios en las unidades de paisaje se observaron utilizando imágenes satelitales obtenidas por medio de la plataforma Google earth™.

Los indicadores utilizados en la caracterización se relacionaron con cinco aspectos principales: la morfología del segmento, la estructura vegetal, la estructura del canal, los tipos de flujo, los usos del canal y las modificaciones realizadas al mismo.

Para la morfología del segmento se tomaron en cuenta dos parámetros principales: la longitud del segmento y la sinuosidad de este. Dichos aspectos fueron medidos usando los mismos criterios señalados para el cauce principal en apartado anterior.

La estructura vegetal del segmento de río fue dividida en tres parámetros principales: la continuidad longitudinal de vegetación ribereña, el ancho promedio de la vegetación ribereña y el porcentaje del canal confinado por arboles maduros.

Los tres parámetros fueron obtenidos por medio de mediciones realizadas utilizando imágenes satelitales obtenidas por medio de la plataforma Google earth™.

La estructura del canal y los tipos de flujo fueron obtenidos por medio del protocolo de inspección de hábitat del río (Environmental Agency, 2003), tomando en cuenta los siguientes parámetros: el material de los bancos, las modificaciones realizadas a los bancos, la estructura de la vegetación de los bancos (tanto en la cara del banco como en su parte superior y a cinco metros de la misma), el sustrato principal del canal, tipos de flujo presentes, tipos de vegetación, modificaciones realizadas al canal, atributos de la vegetación ribereña, estructuras de bloqueo y especies de interés. El protocolo fue realizado en tramos de 500 metros a lo largo de los segmentos de río durante el mes de mayo del 2018. En el primer segmento se realizaron cuatro tramos, en el segundo uno y en el tercero dos, esto tomando en cuenta la heterogeneidad física de cada segmento de río.

Los usos principales del segmento y las modificaciones al canal fueron obtenidos por medio de observaciones realizadas en campo durante la realización del protocolo de inspección de hábitat del río.

4.1.4. Tramos de río

Los tramos de ríos fueron seleccionados siguiendo criterios propuestos Pérez Mungía et al. (2014). Los aspectos principales fueron: 1) Factibilidad de acceso, 2) Hábitats críticos para especies endémicas, 3) presencia de infraestructura hidráulica, 4) condición visual del sitio, y 5) significancia con relación a un gradiente de degradación ambiental. Cada tramo de río presentó una longitud igual a cinco veces el ancho de la ribera máxima, como lo establece la norma para la determinación de caudal ecológico NMX-AA-159-SCFI-2012.

A nivel de tramo de río los indicadores utilizados para realizar la caracterización se relacionaron con tres aspectos principales: La estructura hidromorfológica del tramo, la calidad ambiental y los usos realizados.

La estructura hidromorfológica fue dividida en tres aspectos principales: la estructura geomorfológica, la geometría del cauce y las estructuras

hidromorfológicas del tramo. La calidad ambiental fue dividida en: la calidad de la vegetación de riberas, la calidad del hábitat, la calidad del agua, la integridad biótica de la comunidad de macroinvertebrados y la estructura de la comunidad de peces.

La estructura geomorfológica de los tramos fue establecida según cuatro parámetros principales: El tipo de valle donde se localiza el canal, la forma de la llanura de inundación, los sustratos dominantes dentro del canal y las principales unidades hidromorfológicas encontradas. A partir de dichos parámetros se realizó un árbol de características que conjuntan a los distintos tipos de tramos.

La geometría del cauce se determinó aplicando los criterios propuestos por Rosgen (1996), el cual considera la metodología de Bunte y Abt (2001). Para obtener los parámetros de la geometría del cauce se realizó un corte transversal del mismo, comenzando a la altura de la ribera máxima y realizando mediciones cada 30 cm para obtener una buena representación de la variación de profundidad. La ribera máxima se consideró como el punto de elevación de los caudales con un periodo de retorno de dos años, indicado por la presencia de arenas, cambio en la pendiente de los bancos, límite de la vegetación perene, descoloración de rocas o exposición de raíces. Con el perfil generado se identificaron los parámetros presentados en el cuadro 2.

Cuadro 2. Parámetros de geometría del cauce. Elaborado con base en Rosgen (1996).

Parámetro	Fórmula	Descripción
Ancho de la ribera máxima	-	Longitud total entre los puntos del estado de la máxima ribera encontrados en los márgenes
Profundidad media	$P = \sum P_i / P N$	Valor promedio de la profundidad a partir del estado de la máxima ribera
Altura de la zona inundable		Doble de la máxima profundidad
Ancho de la zona inundable	$A_i = 2(E M P)$	Distancia máxima de los márgenes a nivel de la altura de la zona inundable
Tasa ancho/profundidad	$T A / P = A M R / P$	Refleja la relación que existe entre el ancho de la máxima ribera y la profundidad media del cauce
Confinamiento	$E = A A I / A M R$	Relación entre el ancho de la zona inundable y el ancho de la máxima ribera. Es una forma de conocer la pendiente de los taludes en su parte más proxima al cauce activo
Pendiente	$S = h / d$	Diferencia entre la altura del agua con respecto al talud del tramo del cauce
Sinuosidad	$S_i = l c / l v$	Relación entre la longitud del Talweg y la del valle. Refleja el recurvamiento del cauce

Las estructuras hidromorfológicas del cauce fueron determinadas utilizando el protocolo de evaluación de hábitat "MesoHABSIM" propuesto por Parasiewicz et al. (2013). Este protocolo considera como unidad de muestreo aquellas áreas del cauce definidas por la interacción entre las características hidráulicas y la topografía del lecho, en lo que se conoce como unidad hidromorfológica (UHM). En cada UHM determinado para el sitio se realizaron siete mediciones de sustrato, velocidad de flujo y profundidad. También se realizó una caracterización cualitativa de los sustratos dominantes, la firma hidráulica (relación entre flujo y profundidad.) y los sustratos disponibles para la fauna.

La valoración de la calidad de la vegetación de riberas se realizó por medio del índice de calidad de riberas (RQI) desarrollado por González del Tánago y García de Jalón (2011). El índice estima la condición de las riberas basándose en un fundamento hidromorfológico, utilizando para lo anterior siete atributos: 1) Dimensiones del espacio ocupado por la vegetación de riberas, 2) Continuidad

longitudinal de la vegetación de riberas, 3) Composición y estructura de la vegetación de riberas, 4) Edades y regeneración natural de la vegetación nativa, 5) Condición de las orillas, 6) Conectividad lateral del cauce con sus márgenes, 7) Permeabilidad, alteración del sustrato y conectividad vertical.

El índice fue aplicado en un tramo de 500 m de longitud, con cada atributo valorado de forma independiente. Las categorías establecidas en por el índice y su importancia ecológica según la NMX-AA-159-SCFI-2012 se indican en el cuadro 3.

Cuadro 3. Valores e interpretación del índice de calidad de riberas. Elaborado con base en González del Tánago y García del Jalón (2011)

Valor del índice	Categoría	Importancia ecológica
150-130	Muy bueno	Muy alta
129-100	Bueno	Alta
99-70	Moderado	Media
69-40	Pobre	Baja
39-10	Malo	
<10	Muy malo	

La calidad del hábitat fue obtenida utilizando el protocolo rápido de evaluación biológica propuesto por Barbour et al. (1999). El protocolo estima la calidad de hábitat disponible para los organismos en ríos de gradiente alto (GA) y ríos de gradiente bajo (GB) basándose criterios: 1) sustrato disponible para la epifauna, 2) Embebimiento (Sólo GA), 3) Sustrato de pozas (Sólo GB), 4) Patrones de velocidad/profundidad (Sólo GA), 5) Variabilidad de estanques (Sólo GB), 6) Gradiente de sedimentación, 7) Estatus del flujo, 8) Alteraciones al canal, 9) Frecuencia de rabiones (Sólo GA), 10) Sinuosidad del canal (Sólo GB), 11) Estabilidad de las riberas, 12) Protección vegetal de las riberas, 13) Ancho de la vegetación de riberas.

El índice fue aplicado en un tramo correspondiente a 40 veces el ancho del río, con cada atributo valorado de forma independiente. Las categorías establecidas en por el índice y su importancia ecológica según la NMX-AA-159-SCFI-2012 se indican en la Cuadro 4.

Cuadro 4. Valores e interpretación del índice de calidad ambiental visual. Elaborado con base en Barbour et al. (1999).

Valor del índice	Categoría	Importancia ecológica
200-165	Optima	Muy alta
164-143	Subóptima	Alta
142-109	Marginal	Media
108-0	Pobre	Baja

La calidad de agua se determinó por medio de la toma de cuatro parámetros fisicoquímicas en muestras de agua, los cuales fueron: Sólidos disueltos totales, Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO_5 , mg/L), Demanda química de oxígeno (DQO, mg/L), Turbiedad (UNT) y Coliformes Fecales (NMP/100 mL).

Las muestras fueron tomadas en el centro del cauce, en una zona con flujo de agua y sin turbulencia. Los frascos donde se colectaron las muestras fueron enjuagados tres veces antes de la toma de la muestra. Los frascos fueron llenados debajo del agua, cerrados y colocados en una hielera para su transporte. Las muestras fueron analizadas en el laboratorio de calidad de agua del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

La determinación de la calidad del agua se realizó mediante los valores de DBO_5 , DQO10, coliformes fecales y sólidos solubles totales; siguiendo los criterios establecidos por CONAGUA (2018). Los valores para cada parámetro determinan el grado de contaminación orgánica del sistema. Las categorías establecidas para cada parámetro y su importancia ecológica se muestran en el cuadro 5.

Cuadro 5. Valores e interpretación de los parámetros de calidad del agua. Elaborado con base en CONAGUA (2018).

Parámetro fisicoquímico	Calidad del agua	Importancia ecológica
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)		
0 < DBO5 ≤ 3	Excelente	Muy alta
3 < DBO5 ≤ 6	Buena calidad	Alta
6 < DBO5 ≤ 30	Aceptable	Media
30 < DBO5 ≤ 120	Contaminada	Baja
120 < DBO5	Muy contaminada	
Demanda química de oxígeno (mg/l)		
0 < DQO ≤ 10	Excelente	Muy alta
10 < DQO ≤ 20	Buena calidad	Alta
20 < DQO ≤ 40	Aceptable	Media
40 < DQO ≤ 200	Contaminada	Baja
200 < DQO	Muy contaminada	
Coliformes fecales (NMP/100ml)		
0 < CF ≤ 100	Excelente	Muy alta
100 < CF ≤ 200	Buena calidad	Alta
200 < CF ≤ 1000	Aceptable	Media
1000 < CF ≤ 10000	Contaminada	Baja
10000 < CF	Muy contaminada	
Sólidos solubles totales (mg/l)		
0 < SST ≤ 25	Excelente	Muy alta
25 < SST ≤ 75	Buena calidad	Alta
75 < SST ≤ 150	Aceptable	Media
150 < SST ≤ 400	Contaminada	Baja
400 < SST	Muy contaminada	

La condición de la comunidad de macroinvertebrados fue establecida por medio del Índice de integridad biótica basado en asociaciones de macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA) propuesto por Pérez-Munguía y Pineda-López (2005). El índice analiza la integridad biológica en respuesta a atributos específicos de la comunidad de macroinvertebrados. Los atributos utilizados son: 1) Riqueza de taxa, 2) Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, 3) Riqueza de insectos sensibles, 4) valor de tolerancia media, 5) número de taxa fijos. Las categorías establecidas en por el índice y su importancia ecológica según la NMX-AA-159-SCFI-2012 se indican en el cuadro 6.

Cuadro 6. Valores e interpretación del índice de integridad biótica basado en asociaciones de macroinvertebrados. Elaborado con base en Pérez Mungía y Pineda-López (2005).

Valor del índice	Categoría	Importancia ecológica
≥ 22	Óptima	Muy alta
$16 < X < 21$	Subóptima	Alta
$13 < X < 16$	Marginal	Media
> 13	Pobre	Baja

Los macroinvertebrados fueron recolectados de forma directa utilizando redes acuáticas tipo “D” de 30 centímetros de diámetro con una luz de malla de 300 μm . El muestreo se llevó a cabo en todos los UHM identificados, considerando que el número de muestras está en función de la cantidad de UHM disponibles para los macroinvertebrados, con un mínimo de tres muestras por UHM. Los organismos fueron separados del detrito y material abiótico in situ y se colocaron en frascos con alcohol al 70%, considerando un esfuerzo de muestreo de organismos de 30 minutos por cada UHM. Los organismos colectados fueron contados e identificados a nivel de familia utilizando los criterios definidos por Bouchard, (2004), Merritt y Cummins (1996) y Springer et al. (2010). Los organismos separados fueron depositados en la colección personal del laboratorio de Integridad Biótica UAQ-Aeropuerto.

La estructura de la comunidad de peces fue determinada por medio de colectas directas utilizando una electropesca de mochila y redes de manos de 400 mm de ancho y 5 mm de luz de malla. Los organismos colectados fueron contados, medidos, medidos y pesados. La identificación de los organismos se realizó a nivel de especie siguiendo los criterios propuestos por Miller et al. (2009). El origen de los organismos se determinó por medio de mapas de distribución de cada especie.

Los usos del río se determinaron por medio de las actividades realizadas en el río tomando en cuenta las revisiones realizadas por Kondolf y Yang (2008), Hillman et al. (2008), así como Kondolf y Pinto (2018). Las actividades tomadas en cuenta fueron aquellas que se realizan a lo largo del tramo (conectividad longitudinal), dentro del cauce (conectividad vertical) y en la extensión de sus riberas y la llanura de inundación (conectividad lateral). Los usos del río se determinaron por medio de

observaciones directas realizadas durante recorridos de campo y por medio de entrevistas no estructuradas.

4.2. Identificación de presiones y oportunidades

Con base en la información obtenida en la caracterización actual de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera, se realizó una identificación de las fuerzas motoras tras la degradación, las principales presiones sobre el sistema y las oportunidades de restauración. Las fuerzas motoras fueron definidas como procesos sociales que moldean las actividades humanas que tienen un impacto directo sobre el sistema natural. Las presiones se definieron como las actividades humanas, resultantes de las fuerzas motoras, que alteran el funcionamiento socio-ecosistémico de la microcuenca en cualquier escala espacial. Por su parte, las oportunidades fueron definidas como los esfuerzos institucionales realizados para mitigar los impactos causados por las presiones, así como las posibles acciones necesarias para aumentar la resiliencia del sistema. Los aspectos tomados en cuenta para realizar la identificación de fuerzas motoras, presiones y oportunidades fueron:

Procesos de cuenca: La interacción entre geología, topografía, precipitación y uso del suelo; dando como resultado alteraciones en escurrimiento, transporte de sedimento y aporte de nutrientes.

Régimen de flujo: La magnitud, frecuencia y duración de flujos; así como la interacción entre el agua superficial y subterránea.

Hábitat: La movilización y deposición de sedimentos, al igual que alteraciones a la estructura hidromorfológica y las estructuras físicas.

Calidad de agua: La estructura fisicoquímica del río, que se manifieste en cantidad de nutrientes, presencia de oxígeno disuelto, turbidez, entre otras.

Biodiversidad acuática y ribereña: La Abundancia y organización de la flora y fauna, así como el reciclamiento de materia y energía en redes tróficas.

Usos del río: Formas de conexión (o desconexión) entre los habitantes y el río, expresadas a partir de las formas de uso.

4.3. Establecimiento de la estrategia de restauración fluvial

Para establecer la estrategia de restauración fluvial para la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera se siguieron las recomendaciones propuestas por Speed et al. (2016). La estrategia fue dividida en cuatro secciones diferentes: 1) Visión, 2) Metas, 3) Objetivos y 4) Acciones de restauración.

La visión de la propuesta de restauración se concibió como: La condición “ideal” deseada para la microcuenca el Pueblito-Joaquín Herrera a largo plazo. Para desarrollar la visión de la propuesta se tomaron en cuenta aspectos físicos, biológicos, sociales y económicos.

Las metas de la propuesta se concibieron como: Los resultados positivos esperados para dentro del horizonte de planeación. Las metas se determinaron tomando en cuenta dos aspectos principales: ¿Qué se desea del sistema? Y ¿Qué es posible según las condiciones actuales?

Los objetivos se plantearon como: Los resultados específicos y medibles que se desean lograr. Los objetivos fueron relacionados con un mejoramiento de la condición ambiental, una reducción de exposición, vulnerabilidad y riesgos dentro de la cuenca y con el cumplimiento de objetivos gestión.

Las acciones de restauración fueron descritas como: Medidas a implementar para lograr cumplir la visión, las metas y los objetivos planteados. Las acciones fueron establecidas tomando en cuenta medidas utilizadas en otros contextos y que cuentan con beneficios demostrables. Todas las acciones elegidas son de carácter integral y polifuncional.

5. Análisis multiescalar

Para poder establecer una estrategia de restauración primero fue necesario analizar el estado actual del sistema. El análisis tomó en cuenta cada una de las escalas espaciales que conforman a la red fluvial de la microcuenca, considerando los aspectos físicos, biológicos y sociales que conforman al ecosistema del río. En el presente capítulo muestra los resultados de dicho análisis. El capítulo se encuentra dividido en cuatro secciones, una por cada escala espacial analizada. Los resultados surgen de los distintos indicadores descritos en el capítulo 4. Los indicadores fueron seleccionados para representar atributos y procesos clave en cada una de las escalas espaciales.

5.1. Microcuenca

La microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera se ubica en la zona baja de la subcuenca El Pueblito, contendida dentro del municipio de Corregidora y con un área de drenaje de 62.55 km². La microcuenca engloba la cabecera municipal de Corregidora, conocida como El Pueblito, y se encuentra posicionada en la zona suroeste del área metropolitana de Querétaro (Figura 5).

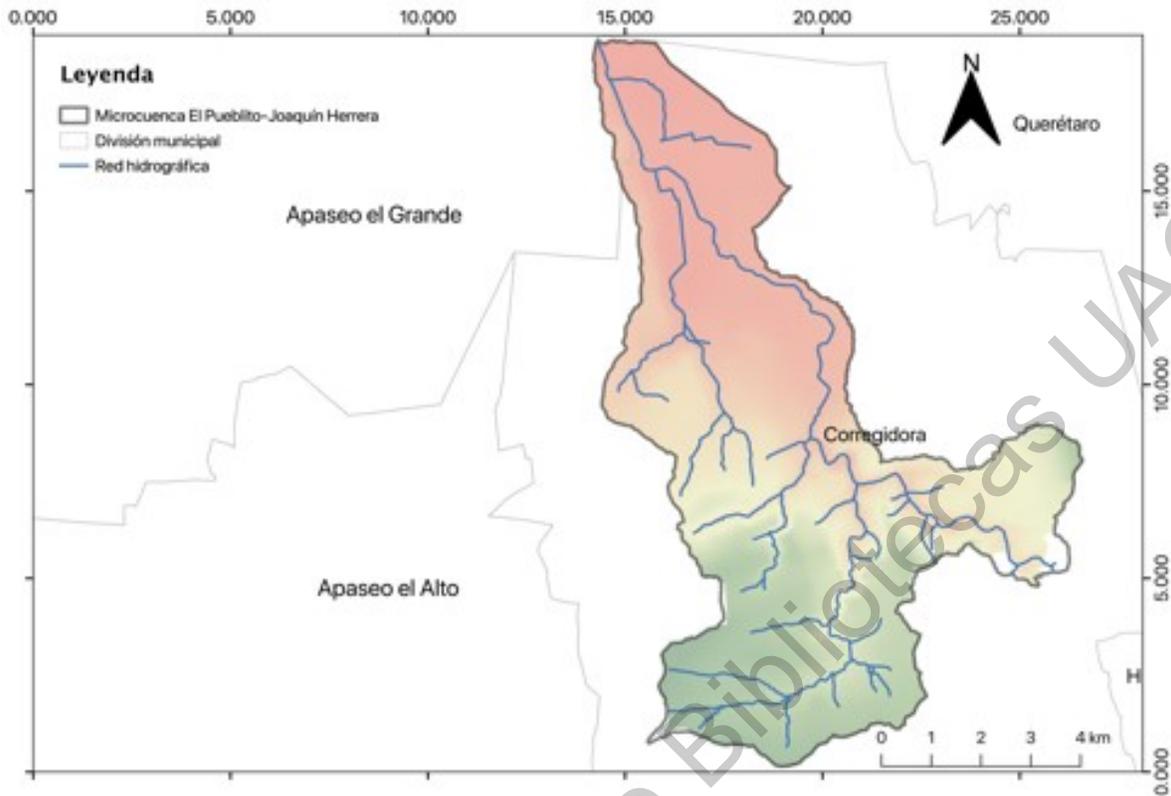


Figura 5. Microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

5.1.1. Forma de la cuenca

La microcuenca es de tamaño pequeño, con una forma rectangular oblonga, poco alargada y ligeramente achatada. El relieve de la microcuenca se encuentra dominado por dos tipos de estructuras: lomeríos bajos y una llanura aluvial, con una pendiente media moderada de 9.37° . La red hidrológica es de tipo dendrítico, conformada por el cauce principal de orden seis, al igual que cuatro tributarios menores, dos de orden tres, uno de orden dos y otro de orden uno. La densidad de drenaje es baja y el agua presenta un tiempo de concentración de dos horas con 45 minutos. De los 69.48 km de extensión de la red de drenaje, solo 8.74 km, pertenecientes al cauce principal, son considerados perenes, mientras que el resto de la red es de condición intermitente. El cauce principal es largo, de carácter sinuoso y una pendiente suave. Los mayores valores de poder de corriente se encuentran en la zona más alta del cauce, dentro de la zona de lomeríos (Anexo 1, Figura 1).

La forma de la microcuenca nos revela que es una cuenca madura de zonas bajas, donde los procesos de erosión y deposición de sedimento se encuentran en equilibrio (Anexo 1, Ilustración 2). En cuanto a producción de caudales, la cuenca presenta la capacidad de producir caudales moderados con avenidas bajas. Los caudales dentro de la microcuenca son transportados a lo largo de la zona de lomeríos, donde las pendientes son más elevadas, y son dispersos en la zona de la llanura aluvial, donde el terreno es más plano.

5.1.2. Producción de agua

La producción de agua dentro de la microcuenca se da por medio de tres fuentes principales: La precipitación, el régimen hidrológico y la aportación de fuentes subterráneas.

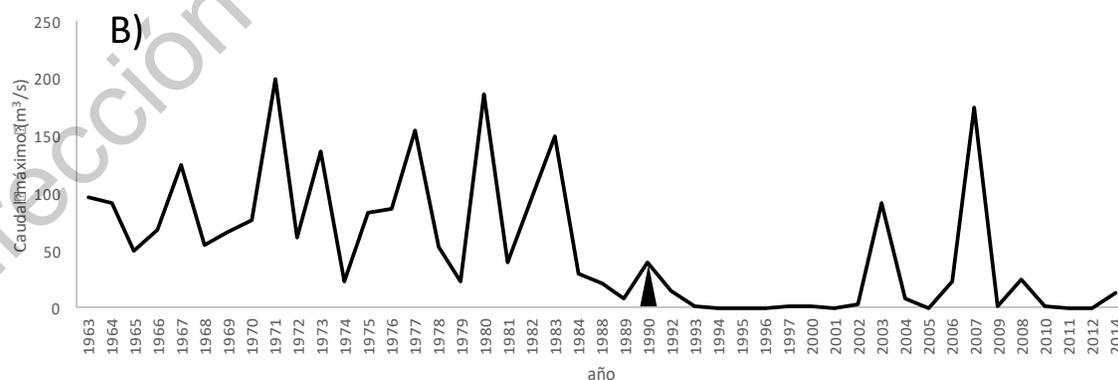
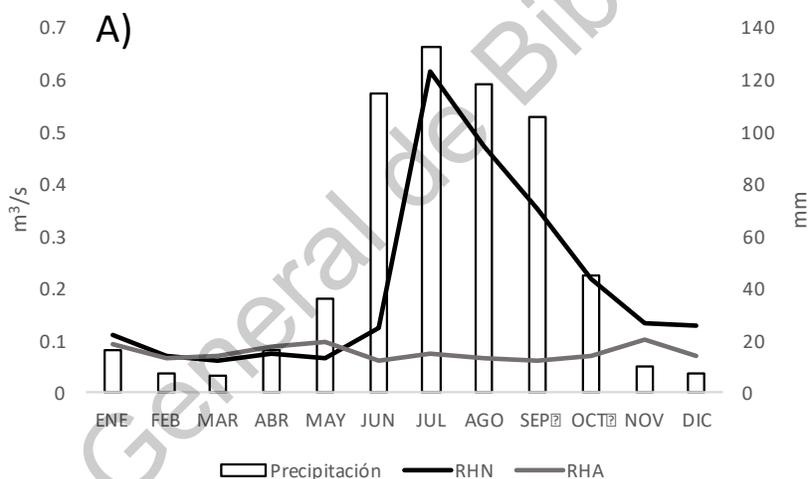


Figura 6. Régimen de flujo para el Río Pueblito antes y después de la construcción de la presa El Batán. **A)** Precipitación y caudales medios mensuales para el Régimen Hidrológico Natural (RHN) y actual (RHA). **B)** Serie histórica de caudales máximos anuales.

La precipitación dentro de la microcuenca está determinada por su clima, el cual es seco y semicalido con lluvias en verano (Figura 6A). La temperatura media anual es 18.28°C, siendo los meses de abril a agosto aquellos que presentan las temperaturas medias más elevadas (entre 20 y 21°C) (Anexo 1, Figura 3). La precipitación dentro de la microcuenca es de 612.22 mm anuales, mismos que son producidos mayoritariamente entre los meses de junio y septiembre. Cabe notar que la evaporación dentro de la microcuenca es superior a la precipitación a lo largo del año, con los meses de noviembre a mayo presentando los mayores valores.

El régimen hidrológico fue establecido a partir de la serie hidrológica histórica para la estación del Batán, la cual abarca del año 1963 hasta el año 2014, con excepción de los años 1985, 1986, 1987, 1991 y 1998. La serie muestra dos regímenes hidrológicos estacionales distintos para el cauce principal, el primero que abarca de 1963 a 1984; y el segundo que abarca de 1988 al 2014 (Figura 6A). El primer régimen hidrológico, denominado natural, muestra un aumento caudal medio anual de 9.17 m³/s, el cual coincide con la temporada de lluvias dentro de la microcuenca. El caudal alcanza su máximo en Julio y disminuye de manera continua hasta el mes de diciembre, con los caudales mínimos registrados en los meses de enero a mayo. El segundo régimen, denominado alterado, presenta un caudal medio anual de 4.8617 m³/s y se mantiene constante a lo largo del año, manteniendo caudales cercanos a los mínimos del régimen natural. El cambio de régimen de flujo se debe a la construcción de la represa el Batán, la cual se concluyó en el año 1991.

El gasto máximo promedio registrado para el régimen natural es de 88.31 m³/s, mientras que para el alterado es de 18.56 m³/s. El caudal máximo para el Río Pueblito se registró el 9 de agosto de 1971 a las 23:00hrs y presentó un gasto de 200 m³/s. Los valores de avenidas tipo de diversos periodos de retorno se muestran en el Cuadro 3 del anexo 1.

En cuanto a caudales máximos, se nota un cambio que coincide con la construcción de la presa El Batán (Figura 6B). Antes de la construcción de la presa se presentan gastos máximos de hasta 200 m³/s, sin embargo, a partir del año 1988, los caudales máximos no superan los 50 m³/s, con excepción de los años 2003 y 2007.

En cuanto a aportes de agua subterránea, la microcuenca es abastecida por el acuífero del valle de Querétaro. Dicho acuífero presenta una extensión total del 484 km² y se encuentra ubicado en los municipios de Querétaro, Corregidora y El Marqués. El acuífero presenta 239 aprovechamientos activos, de los cuales 75 son de uso agrícola, 113 son de uso público-urbano y 51 son de uso industrial. El acuífero presenta una calidad de agua buena para uso doméstico, la cual proviene de la zona del Batán, localizada dentro de la microcuenca. Existe una recarga media anual de 70 Mm³ y un déficit 67.01 Mm³.

A partir de lo descrito se observa que la producción de agua dentro de la microcuenca es reducida. El agua proveniente de la precipitación no es suficiente para contrarrestar el efecto de la evapotranspiración, sobre todo en los meses pertenecientes a la época de estiaje. Por su parte, el régimen hidrológico se encuentra alterado por la presencia de la presa el Batán, la cual ha provocado la alteración del régimen estacional y la pérdida de caudales máximos. En cuanto a aportaciones de fuentes subterráneas, se muestra que el acuífero que abastece a la microcuenca presenta un déficit, principalmente por el uso agrícola y público-urbano.

5.1.3. Conformación de la cuenca

La microcuenca tiene un origen volcánico, con la litología siendo compuesta de rocas ígneas extrusivas procedentes del terciario superior. Dichas rocas ígneas se encuentran distribuidas, principalmente, a lo largo del sistema de lomeríos bajos y conforman el 73% de la superficie de la microcuenca (Anexo 1, Cuadro 1). El otro 27% de la microcuenca se encuentra conformada de materiales de origen coluvio-aluvial, los cuales se distribuyen en la llanura aluvial.

Los suelos de la microcuenca se originan de las rocas extrusivas que la conforman. Los principales suelos de la microcuenca son los vertisoles pélicos y los feozems háplicos. Los vertisoles se caracterizan por ser suelos oscuros y profundos con una gran cantidad de arcillas expansibles, las cuales forman grietas profundas en la temporada de estiaje. Los Feozem, por otro lado, se caracterizan por ser

suelos poco profundos conformados por materiales poco consolidados y presentar un color oscuro con alta cantidad de materia orgánica.

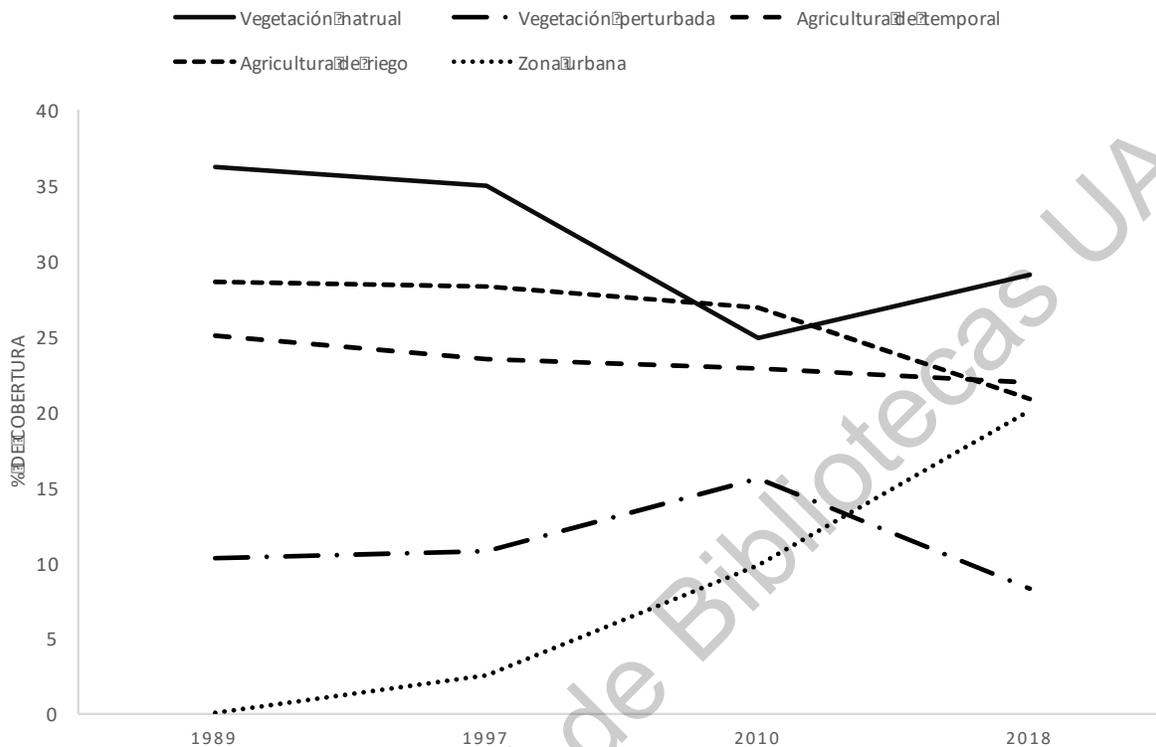


Figura 7. Porcentaje de cobertura de los diferentes usos de suelo durante el periodo de 1989 a 2018.

Con respecto a los usos de suelo, la microcuenca se divide en cinco categorías principales: Vegetación natural (matorral xerófilo, selva baja caducifolia y matorral cracicaule), vegetación inducida, agricultura de temporal, agricultura de riego y zona urbana. La categoría con mayor extensión es la vegetación natural, la cual ocupa 1,839 Ha; seguido por la agricultura de temporal y de riego, con 1,363 Ha y 1,284 Ha respectivamente. La zona urbana ocupa 1250 Ha, mientras que la vegetación inducida solo ocupa 519 Ha. Las categorías de uso de suelo han cambiado en extensión a lo largo del tiempo. En la ilustración 7 se puede observar como desde el año 1989 hasta el 2018, la vegetación natural e inducida, al igual que la agricultura de riego y de temporal han disminuido en porcentaje de cobertura dentro de la microcuenca. Por otro lado, se observa que el uso de suelo urbano ha incrementado constantemente, pasando de no ser registrado en 1989 a ocupar un 20% en el 2018.

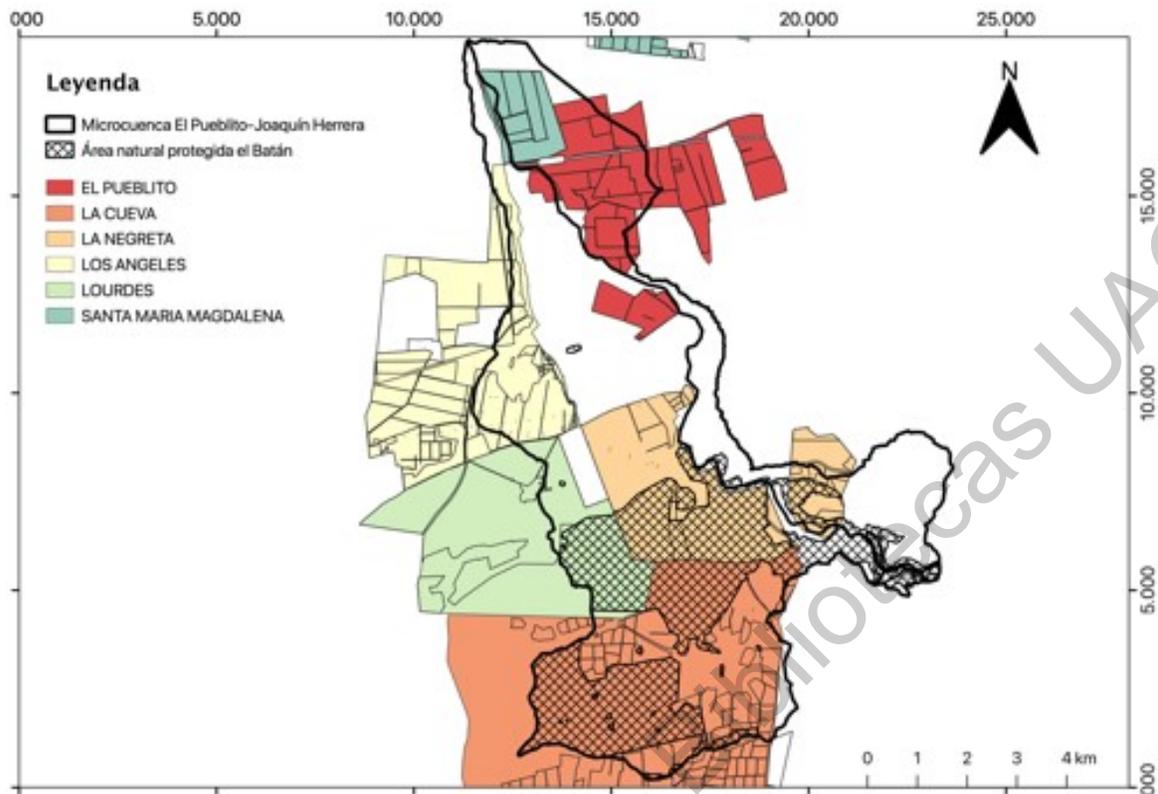


Ilustración 8. Tenencia de la tierra en la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

La tenencia de la tierra dentro de la microcuenca está dividida en dos tipos principales: núcleo agrario y zona federal. Los núcleos agrarios presentes dentro de la microcuenca son: Ejido la Negreta, Ejido El Pueblito, Ejido Los Ángeles, Ejido Santa María Magdalena, Ejido La Cueva y Ejido Lourdes; sin embargo, gran parte de su superficie dentro de la microcuenca ha sido parcelada. La zona federal dentro de la microcuenca comprende al área cubierta por el cauce, las tierras que se encuentran flanqueando al mismo hasta 50 metros y al área que comprende a la presa el Batán.

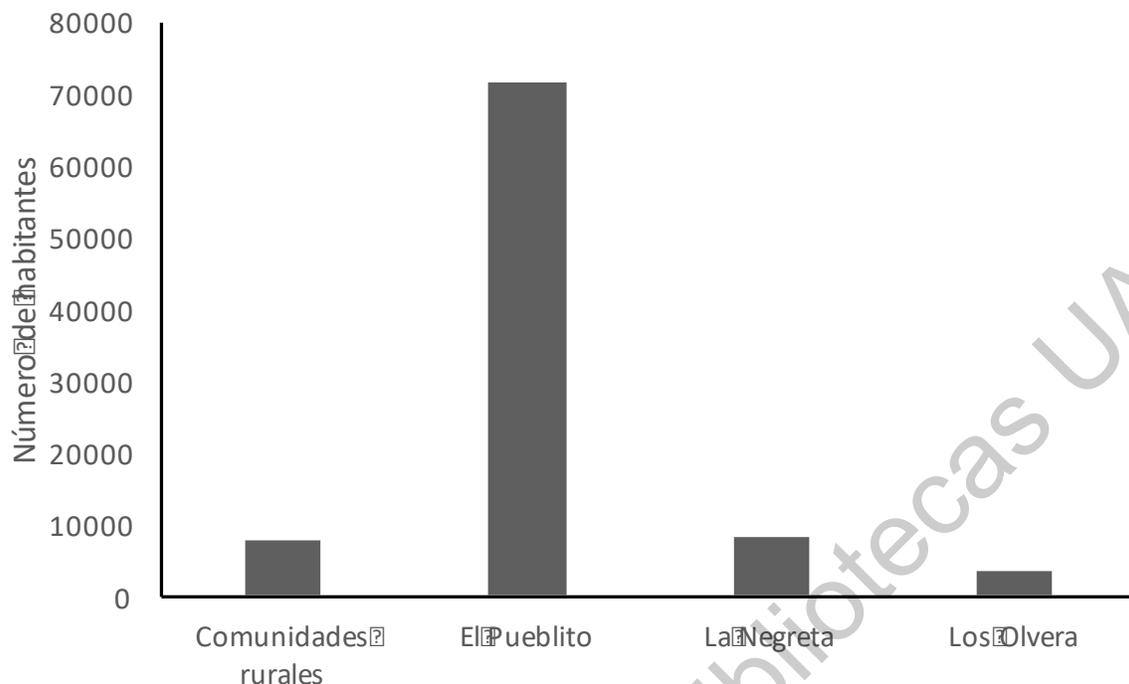


Figura 9. Número de habitantes por localidad.

La población dentro de la microcuenca es de 90,437 habitantes distribuidos en 36 localidades. Las tres localidades urbanas (El Pueblito, La Negreta y Los Olvera) concentran al 92% de la población, mientras que las otras 33 localidades, de tipo rural, concentran el 8% restante (Figura 9). La localidad con mayor densidad poblacional es la cabecera municipal de Corregidora, conocida como El Pueblito, se encuentra sobre gran parte de la llanura aluvial.

5.2. Zonas funcionales

Se establecieron tres zonas funcionales dentro de la microcuenca (Figura 10). La zona alta de la microcuenca, donde domina el proceso de captación de agua, abarca un área total de 16.29 km² y se extiende sobre el sistema de lomeríos. Por su parte, la zona media, donde domina el transporte de energía, abarca un área total de 17.54 km² y se encuentra principalmente sobre las laderas del sistema de lomeríos, al igual que al pie de este. La zona baja, donde domina el proceso de deposición, presente una mayor extensión, abarcando un área de 28.83 km², y se localiza en el valle del río y la llanura aluvial.

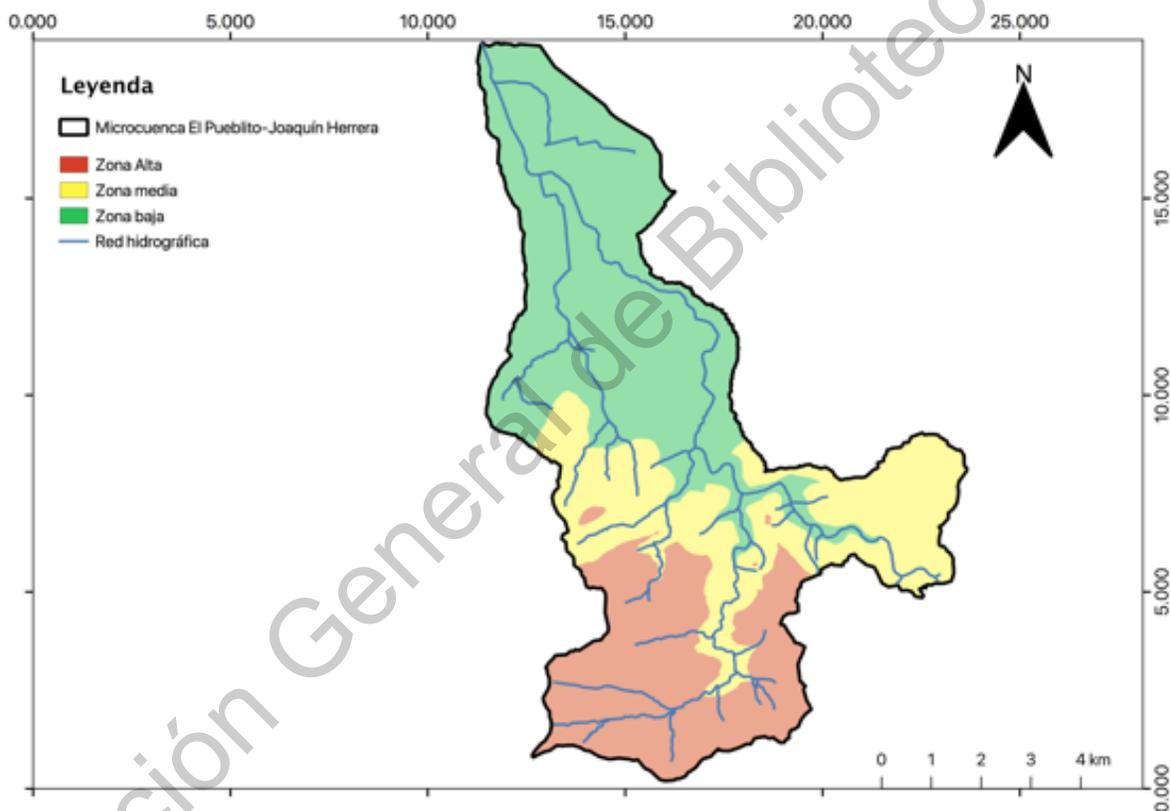


Figura 10. Zonas funcionales de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

5.2.1. Conformación física

La conformación física de las zonas funcionales toma en cuenta los materiales geológicos, los tipos de suelo, los usos del suelo y los cuerpos de agua presentes.

La zona alta y media se encuentran conformadas de rocas ígneas extrusivas, con la andesita dominando en la zona alta (56% de extensión) y el basalto en la zona media (77% de extensión). Estos dos tipos de roca son resistentes a la erosión y presentan una buena permeabilidad, permitiendo la infiltración de agua. Por otro lado, el material aluvial procedente de procesos de deposición de sedimento rico en arcillas se localiza en la zona baja, donde cubre un 65% de su extensión.

En cuanto a suelos, los vertisoles son dominantes en las tres zonas funcionales, principalmente en la zona baja donde conforma casi todos los suelos presentes. Dichos suelos presentan una permeabilidad media, capaz de retener agua al ser cubiertos por vegetación, sin embargo, al encontrarse descubiertos tienden a generar grietas profundas capaces de generar escorrentías fuertes y promover la erosión del suelo. Por otro lado, los litosoles se presentan principalmente en la zona media, asociados a las laderas de los lomeríos y cubiertos por vegetación natural.

Los usos de suelo varían en cada zona funcional, con la agricultura de temporal y la vegetación perturbada concentrándose principalmente en las zonas alta y media, con solo algunos remanentes en la zona baja. Por el contrario, la agricultura de riego y la zona urbana son dominantes en la zona baja, con el área urbana en pequeños manchones en las otras dos zonas. La vegetación natural se distribuye en pequeños manchones a lo largo de las tres zonas funcionales, concentrándose principalmente en la zona alta.

Por su parte, presenta 20 bordos pequeños de carácter intermitente, los cuales se concentran principalmente en la zona media y baja. La microcuenca presenta un solo cuerpo de agua cuerpo perene, el cual se localiza en la zona media y se conoce como la represa el Batán. Dicha represa presenta un área de captación de 15,927 m² y tiene una capacidad de almacenaje de 6.5 Mm³.

Cuadro 7. Indicadores de conformación física y social por zona funcional.

Zona funcional	Geología/Suelo		Cuerpos de agua			Uso de Suelo		Población			
	Andesita/ Basalto/ toba/cáscida/ Aluvial	% litosol/ vertisol	Número de cuerpos de agua	Área de almacenaje (m ²)	Estatus de cuerpo de agua	% de riego/ ag. temporal/ Veg. natural/ Veg. inducida/ Zona Urbana	Localidades rurales	Localidades urbanas	Población	Marginación	
Alta	51/23/26/0	34/66	4	15,927	Intermitente	0/35/17/44/4	4	0	2,718	Alta/media	
Media	12/77/11/0	43/57	7	294,895	Intermitente/ perene	0/32/2/52/14	13	0	4,503	Alta/media/baja	
Baja	0/35/0/65	2/98	10	42,895	Intermitente	44/8/8/7/33	16	3	83,216	Alta/baja	

5.2.2. Conformación social

La población se encuentra distribuida en localidades encontradas principalmente en la zona media y baja, con solo cuatro comunidades en la zona alta (Anexo 1, Cuadro 4). Las zonas alta y media presentan comunidades rurales de media a alta marginación, solo con tres complejos residenciales de marginación baja. Por su parte, la zona baja presenta tres comunidades urbanas con un grado de marginación bajo, al igual que tres localidades rurales con alta marginación y 13 caseríos dispersos que no cuentan con información sobre el grado de marginación.

5.3. Segmentos de río

Dentro de la microcuenca se identificaron dos segmentos de río, ambos contenidos en la zona baja. El segmento uno atraviesa la zona de lomeríos, comenzando a la salida de la presa el batán y continuando hasta ser atravesado por la carretera federal 45, recorriendo un total de 8.17 km. El segmento dos atraviesa la llanura aluvial, comenzando en el cruce de la carretera federal 45, atravesando la zona urbana del Pueblito y las áreas de cultivo, cruzando por carretera federal 45D Querétaro-Celaya y terminando en la desembocadura al Río Querétaro conocida como “Las adjuntas”, con un total de 10 km.

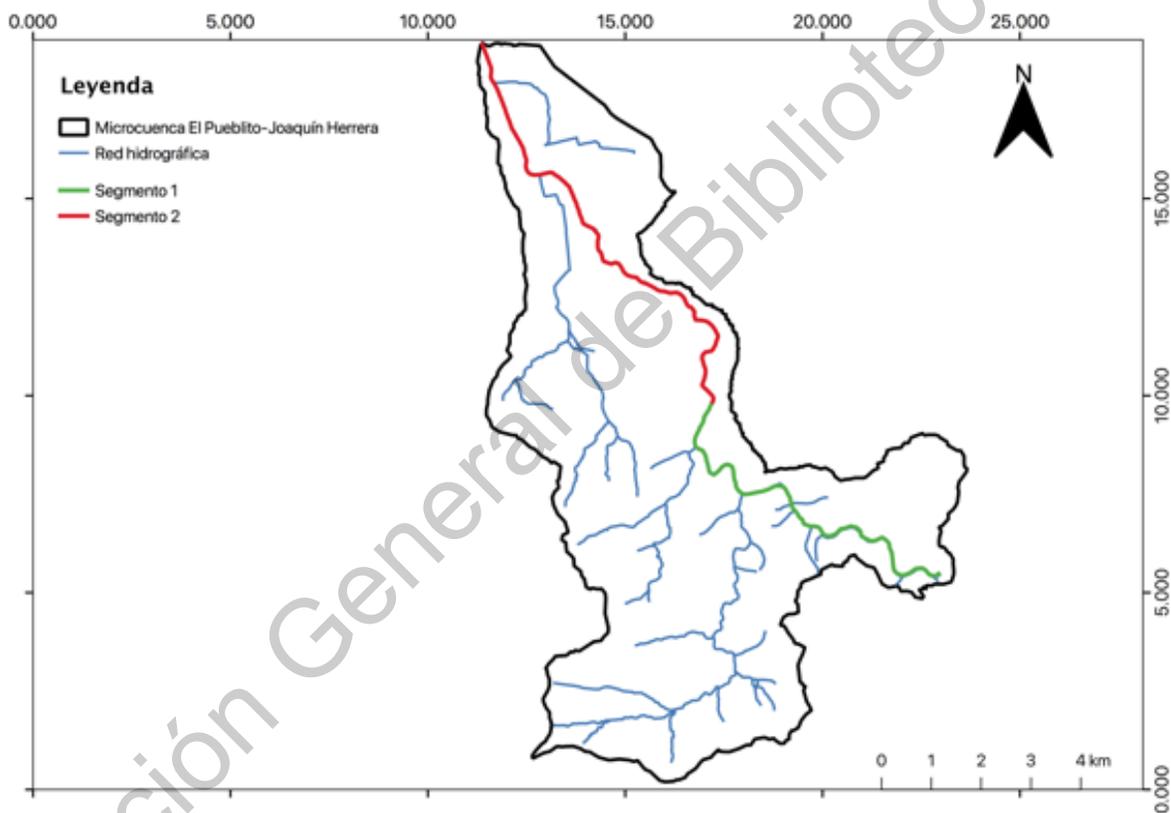


Figura 11. Segmentos de río de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

5.3.1. Morfología y estructura vegetal

La morfología de ambos segmentos es de carácter distinto. El segmento uno presenta una estructura planiforme sinuosa que atraviesa un valle aluvial parcialmente confinado, donde los ajustes laterales se ven restringidos por las

laderas pronunciadas de los lomeríos de roca volcánica. La pendiente del valle en esta sección es baja y la llanura de inundación se encuentra conformada de paquetes discontinuos, limitados en su distribución por el pie de laderas. A lo largo del segmento se localizan tres manantiales pequeños que proveen de agua a lo largo del año. Por su parte, el segmento dos presenta una forma sinuosa que atraviesa un valle no confinado casi plano. El segmento no presenta una llanura de inundación discernible debido a las fuertes modificaciones por parte de la intervención humana y no cuenta con manantiales que lo alimenten.

La estructura de la vegetación difiere entre ambos segmentos. En el segmento uno, el corredor ribereño es semicontinuo, con un 80% de los bordes del canal protegido por árboles maduros, a la sombra del dosel, con presencia de ramas colgantes, raíces sumergidas expuestas, restos leñosos; así como árboles caídos. Si bien la continuidad longitudinal del corredor se encuentra en buen estado, parte de los bancos presentan áreas donde la estructura de la vegetación ha sido simplificada o removida debido a acciones humanas, especialmente en las cimas de los bancos, disminuyendo la continuidad horizontal de la misma. Por su parte, el corredor del segmento dos ha sido completamente alterado, distribuyéndose en paquetes de árboles maduros dispersos. La vegetación de las riberas se encuentra limitada al pie de ambos bancos y se encuentra dominada por especies de árboles exóticas.

Cuadro 8. Indicadores de conformación física a nivel de segmento.

Segmento	Morfología		Valle			Corredor ribereño	
	Longitud (km)	Sinuosidad	Tipo de Valle	Llanura de inundación	Pendiente (%)	Continuidad	Cobertura (%)
1	8.17	1.28	Parcialmente confinado	Paquetes discontinuos	1.23	Semicontinuo	80%
2	10	1.11	No confinado	No discernible	0.32	Disperso	20%

5.3.2. Estructura del canal y flujo

La estructura del canal fue muy diferente en ambos segmentos (Cuadro 9). En el segmento uno, los materiales dominantes en los bancos fueron una combinación de arcilla y roca madre, con zonas de concreto en algunas secciones cortas, principalmente en el banco derecho. Los sustratos dominantes dentro del canal

fueron rocas y arcillas, con algunas zonas donde no fue posible identificar el sustrato debido a turbidez del agua causada por la presencia de arcillas finas provenientes de procesos de erosión dentro de la microcuenca. Por el contrario, en el segmento dos, la estructura del canal ha sido fuertemente modificada. En el tramo de la carretera federal 45 hasta en el Lienzo Charro Hermanos Ramírez, el canal presenta una estructura trapezoidal revestido de concreto. Del lienzo charro hasta adjuntas, El canal presenta se encuentra embebido por estructuras de terraplén conformados de tierra removida. Los sustratos principales fueron lodo orgánico y arenas.

Cuadro 9. Estructura de bancos, canal y tipos de flujo a nivel de segmento.

Segmento	Bancos	Canal	Flujo
	%Arcilla/Gabión/Roca/Canto/Concreto/Tierra removida	%Arcilla/Roca/Canto/No visible/Concreto/Lodo orgánico	%Sin flujo/No perceptible/Suave/Olas ininterrumpida
1	65/4/15/7/9/0	37/37/16/10/0/0	11/40/32/17
2	0/0/0/0/20/80	0/0/0/0/20/80	20/80/0/0

En cuanto a los tipos flujo, ambos segmentos se encontraron dominados por zonas con flujo suave o no perceptible, los cuales se asocian a zonas de pozas. En el segmento uno presentó en menor cantidad zonas con olas ininterrumpidas, asociadas a zonas de movimiento por rabiones. En ambos segmentos se encontraron zonas desprovistas de agua (Sin flujo), aunque estas fueron dominantes en el segmento dos. La dominancia de zonas de pozas y la presencia de zonas desprovistas de agua se debe a la alteración de flujo causado por la represa El Batán, al igual que otras estructuras de bloqueo a lo largo de los segmentos.

5.3.3. Usos del río y modificaciones

El uso del suelo aledaño al canal varía a lo largo del segmento uno (Cuadro 10). En La zona superior, cercana a la presa El Batán, tanto en las laderas como el valle existe la presencia de matorral xerófilo perturbado, con zonas sin vegetación. En el tramo entre la ex Hacienda el Batán y la carretera a Coroneo, las laderas presentan

matorral xerófilo perturbado mientras que el valle presenta zonas habitacionales y de recreación. Pasando la carretera y hasta llegar a la colonia la Negreta, tanto las laderas como el valle presentan vegetación natural perturbada donde se realizan diversas actividades recreativas como: pesca, caminata, ciclismo, preparación de alimentos, entre otras. En la zona localizada entre la Colonia la Negreta y la carretera federal 45, las laderas presentan un uso de suelo habitacional, mientras que el valle presenta vegetación perturbada y su uso es recreativo. Por su parte, en el segmento dos los usos del suelo cercanos al segmento son de tipo comercial, habitacional y agrícola. Las interacciones con el segmento se limitan al transporte a lo largo de los bancos y a través del canal, desecho de aguas residuales por parte del rastro municipal y algunos de los complejos habitacionales cercanos; así como a la extracción de agua con fines de uso agrícola.

Cuadro 10. Usos de suelo y estructuras de bloqueo a nivel de segmento.

Segmento	Uso del río		Estructuras de bloqueo	
	Planura de inundación	Canal	Puentes (#)	Presas (#)
1	Recreación/ Habitacional	Recreación/ Almacenamiento	1	10
2	Comercial/ Habitacional	Transporte/ Desecho/ Extracción	11	0

Con respecto a las modificaciones al río, estas son diferentes para ambos segmentos. El segmento uno presenta 10 presas en total, ocho de las cuales son pequeñas y no funcionales, una de tamaño mediano (conocida como presa Santa Bárbara) utilizada para riego y la presa El Batán, de tamaño grande. Otras modificaciones son bancos reforzados con concreto en la ex hacienda El Batán y el rancho La Joya, así como el cruce de la carretera libre a Coroneo, que atraviesa el valle de manera transversal, afectando la continuidad del segmento y encerrando al canal en una alcantarilla. Por su parte, el segmento dos presenta fuertes modificaciones, las principales siendo la canalización del cauce, ya sea por concreto o estructuras de terraplén. El segmento dos presenta también un total de 11 puentes que atraviesan transversalmente al segmento.

5.4. Tramos de río

Se seleccionaron seis tramos a lo largo del cauce principal de la microcuenca, cuatro en el segmento uno, y dos en el segmento dos (Figura 12). El tramo uno se localiza aguas debajo de la cortina de la represa El Batán, dentro de la zona federal. El tramo dos se ubica aguas debajo de la carretera libre a Coroneo, en la zona conocida como Parque público El Batán, dentro del polígono del ANP El Batán. El tramo tres se sitúa en la colonia Santa Bárbara, sobre una sección de parque lineal construido en los márgenes del río. El tramo cuatro se encuentra aguas debajo de la represa la Santa bárbara, donde las aguas del río son colectadas en su totalidad. El tramo cinco se halla después de la carretera federal 45, sobre el paseo Río Pueblito. El tramo seis se sitúa en la zona agrícola en el paso a nivel de río por parte de un camino de terracería. Las coordenadas de los tramos muestreados se muestran en el cuadro 5 del anexo 1.

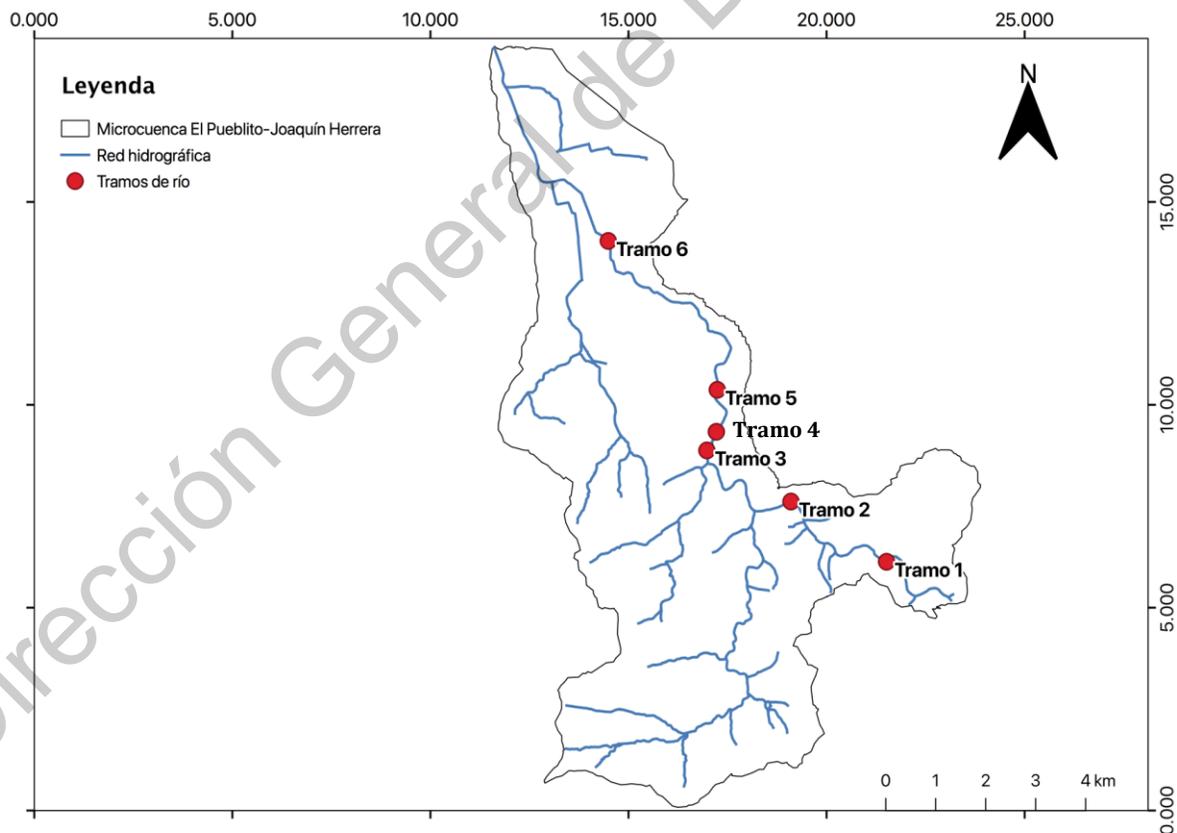


Figura 12. Tramos de río de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

5.4.1. Estructura hidromorfológica

La estructura hidromorfológica hace referencia a la conformación geomórfológica de cada tramo, así como la geometría del canal y la estructuración de unidades hidromorfológicas.

Los seis tramos se agrupan en dos conformaciones geomórfológicas diferentes, cada uno con sus características particulares (Figura 13). La primera conformación se da en los primeros cuatro tramos, que se encuentran en un valle aluvial parcialmente confinado de lecho plano y que presentan una estructura planiforme sinuosa con una llanura de inundación discontinua de forma plana. Los sustratos dominantes en esta conformación son las rocas, guijarros y arcillas. Las estructuras principales de erosión y deposición son los remansos, los rabiones y las pozas. Los primeros dos tramos presentan laderas recubiertas de matorral xerófilo perturbado, con la cima de los lomeríos con usos de suelo habitacional o agrícola. Los tramos tres y cuatro se encuentra bordeado por lomas con pendientes suaves cubiertas de zonas habitacionales y el canal presenta una deposición excedente de sedimento debido a la presencia de presas antiguas.

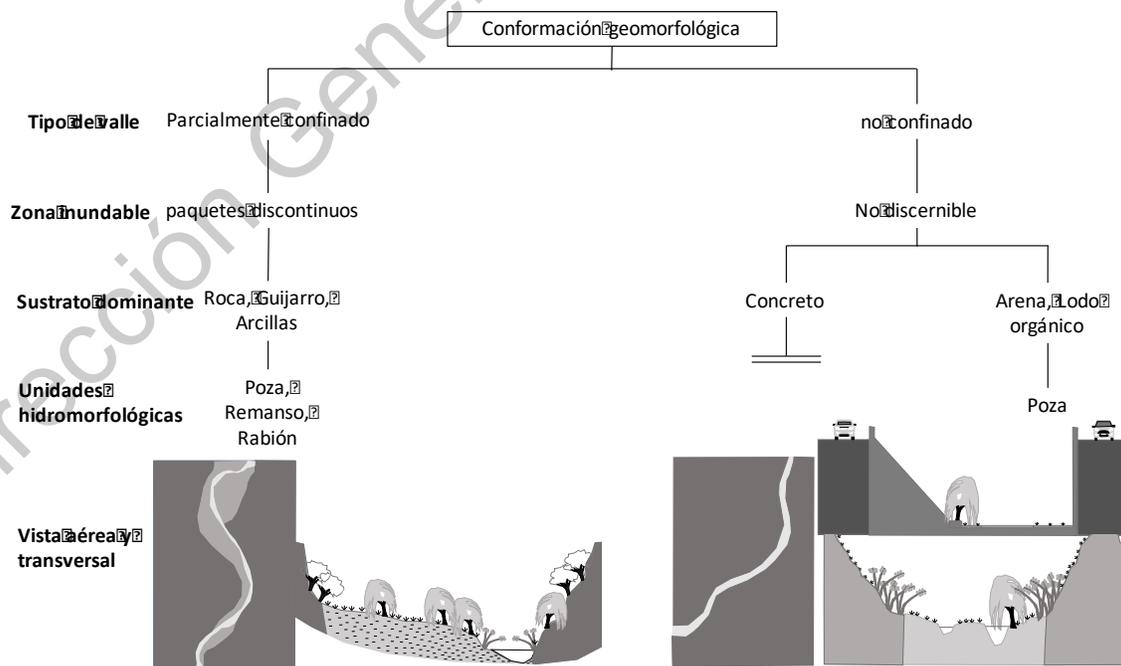


Figura 13. Diagrama de conformación geomorfológica de los tramos de río.

La segunda conformación se da en los tramos cinco y seis, los cuales se encuentran sobre un valle aluvial no confinado. El tramo cinco presenta una forma completamente artificial, con los bancos y el lecho del río rectificadas y pavimentadas. En el tramo seis es un canal alterado por la presencia de estructuras de terraplén, con los bancos y la llanura de inundación fuertemente alterados. Los usos de suelo aledaños a los tramos cuatro y cinco son de uso habitacional y comercial, mientras que para el tramo seis el uso de suelo es agrícola.

Cuando se analiza la geometría del canal en cada uno de los tramos (Figura 14) se observa que el sistema presenta una disminución en sus dimensiones corriente abajo, misma que se da una vez que el río sale del sistema de lomeríos e ingresa a la llanura aluvial. La disminución del área y ancho del canal, la tasa de confinamiento, la tasa de ancho profundidad y el ancho de la zona inundable se relacionan con la invasión del área del río y su modificación por el desarrollo urbano, el cual se concentra en la llanura aluvial.

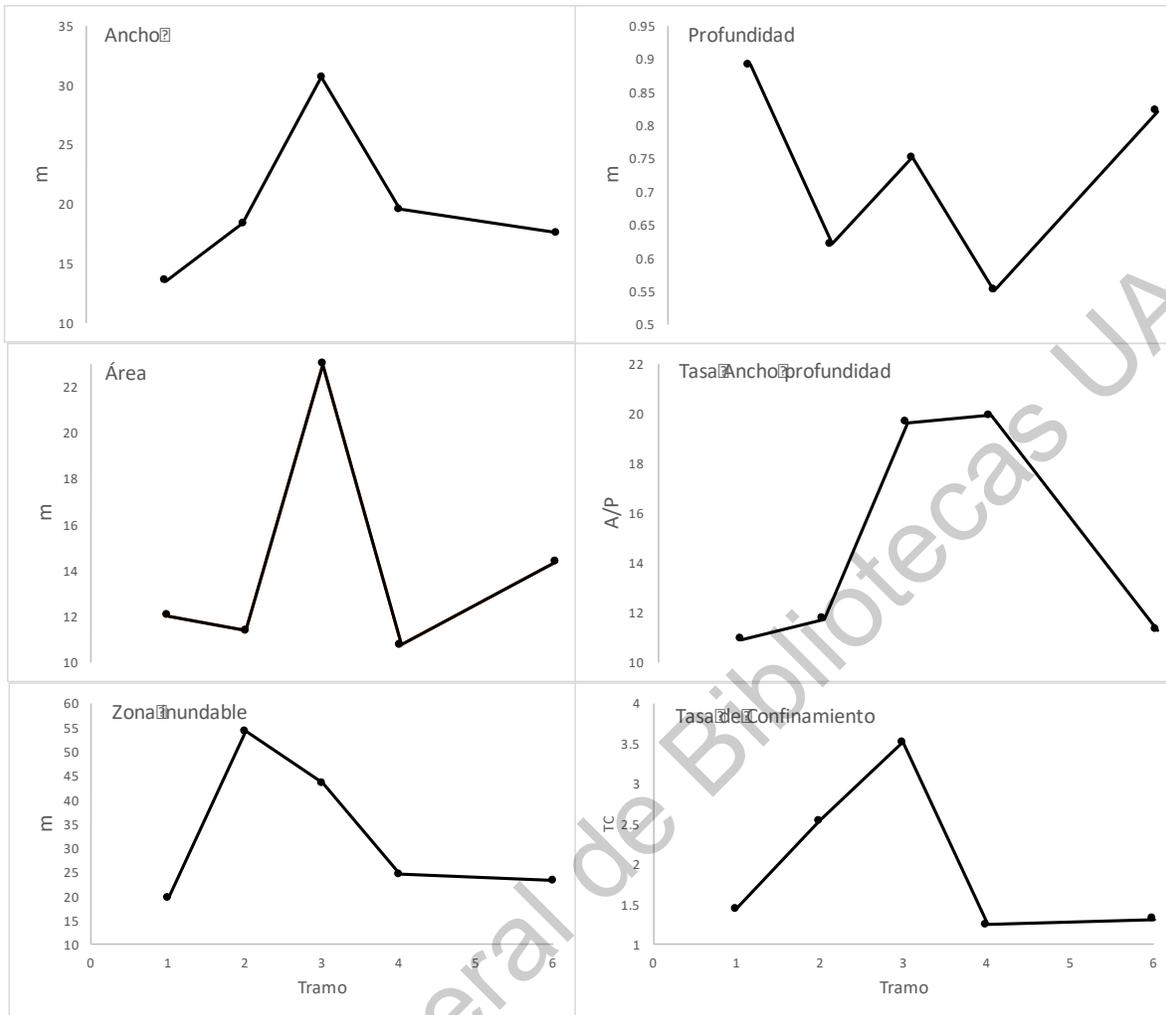


Figura 14. Cambio en la geometría del canal de cada tramo de río.

Pasando a la estructura hidromorfológica del canal, vemos que se encuentra alterada en todos los tramos medidos (Anexo 1, Cuadro 6). Durante la temporada de estiaje, todos los tramos, con excepción del tramo cinco, presentaron zonas profundas y sin flujo como unidades hidromorfológicas. En temporada de lluvias, los tramos uno al tres fueron los únicos que presentaron zonas de flujo somero y profundo, mientras que los demás tramos solo presentaron zonas profundas y sin flujo. El tramo cinco no presentó flujo en ninguna de las temporadas medidas.

5.4.2. Calidad ambiental

La calidad ambiental de cada tramo disminuye corriente abajo (Cuadro 11). Tanto el hábitat, la vegetación de riberas y la calidad de agua disminuyen, presentando

una mejor condición en los tramos uno y dos, los cuales se encuentran dentro del área natural protegida El Batán. Los tramos tres y cuatro, que ya presentan influencia de la zona urbana e infraestructura de riego, conservan una calidad de agua aceptable, sin embargo, han perdido gran parte de la estructura del hábitat y de la vegetación. Por su parte, los tramos cinco y seis, que se encuentran inmersos en la zona urbana y de agricultura de riego, han perdido todos los atributos ecológicos. Por la parte de las comunidades biológicas, tanto la comunidad de macroinvertebrados como la de peces se encuentra fuertemente alterada en todos los tramos analizados.

Cuadro 11. Calidad ambiental de los tramos de río.

Tramo	Calidad del hábitat		Calidad de riberas		Integridad biótica	
	Valor	Condición	Valor	Condición	Valor	Condición
1	125	Alta	107	Alta	6	Baja
2	116	Alta	94	Media	6	Baja
3	70	Media	50	Baja	6	Baja
4	16	Baja	6	Baja	6	Baja
5	0	Baja	0	Baja	6	Baja
6	13	Baja	34	Baja	6	Baja

En calidad del hábitat (Anexo 1, Cuadro 7) se observa que los tramos uno y dos presentan una calidad alta, con problemas relacionados a presencia de sedimento fino que disminuyen los sustratos disponibles para la fauna y algunas modificaciones a la vegetación de riberas. El tramo tres todavía conserva un estatus de flujo bueno, sin embargo, la vegetación ha sido fuertemente alterada y los sustratos para la fauna son escasos. En los tramos cuatro y seis, la calidad del hábitat es baja, con la mayoría de los atributos del canal y las riberas perdidos. El tramo cinco ha perdido todos los atributos del hábitat.

En cuanto a calidad de riberas (Anexo 1, Cuadro 8), el tramo uno presenta una alta calidad, con problemas referentes a la disminución del ancho de la vegetación ribereña y con pérdidas de conectividad debido a la presencia de la presa. El tramo dos presenta una calidad media, debido principalmente a las alteraciones provocadas por las actividades humanas en el tramo. Del tramo tres al seis la calidad es baja, la vegetación de riberas ha sido completamente alterada y se han perdido la conectividad longitudinal, lateral y vertical.

En calidad de agua (Cuadro 12), los tramos dos y tres cuentan con una condición alta, lo cual indica poca contaminación por fuentes orgánicas, sin embargo, el tramo dos presentó una carga bacteriológica alta. El tramo cuatro presenta una contaminación baja capaz de ser tratada biológicamente bajo condiciones naturales. Por otro lado, el tramo seis presenta una calidad baja, lo cual indica una contaminación de aguas residuales crudas. El tramo uno no fue muestreado debido a problemas de acceso.

Cuadro 12. Calidad de agua de los tramos de río.

Tramo	Calidad de agua								Calidad
	DBO	Condición	DQO	Condición	Coliformes Totales	Condición	Sólidos Solubles Totales	Condición	
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	2	Muy Alta	13.2	Alta	9,300	Baja	<3.4	Muy Alta	Muy Alta
3	8.9	Media	34.9	Media	7	Muy Alta	6	Muy Alta	Muy Alta
4	12	Media	50.6	Baja	3	Muy Alta	8	Muy Alta	Muy Alta
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	34	Baja	76.7	Baja	2,300	Baja	12.5	Baja	Baja

Con respecto a la comunidad de macroinvertebrados (Anexo 1, Cuadro 9), todos los tramos presentaron una comunidad no sostenible, donde se han perdido la mayoría de los procesos necesarios para el mantenimiento de los flujos energéticos en el sistema. En total se colectaron 23 taxa diferentes (Anexo 1, Cuadro 10), de los cuales 15 son considerados tolerantes o muy tolerantes, cinco con considerados intolerantes y tres no presentan información. En ninguna de los tramos se reportó la presencia de individuos de los órdenes Ephemeroptera (con excepción de Baetidae), Trichoptera o Plecoptera. La organización trófica se encuentra reducida a organismos depredadores, recolectores y colectores. La estructura funcional se encuentra dominada por taxa fijos.

Cabe resaltar que en los tramos uno y dos se encontraron un total de cinco individuos del cangrejo de barranca (*Pseudotelphusa dugesii*), misma que es endémica a México y que se encuentra listada como en peligro de extinción según la NOM-059-SEMARNAT-2010. En ambos tramos los individuos se encontraron en las zonas de rabión debajo de cantos rodados.

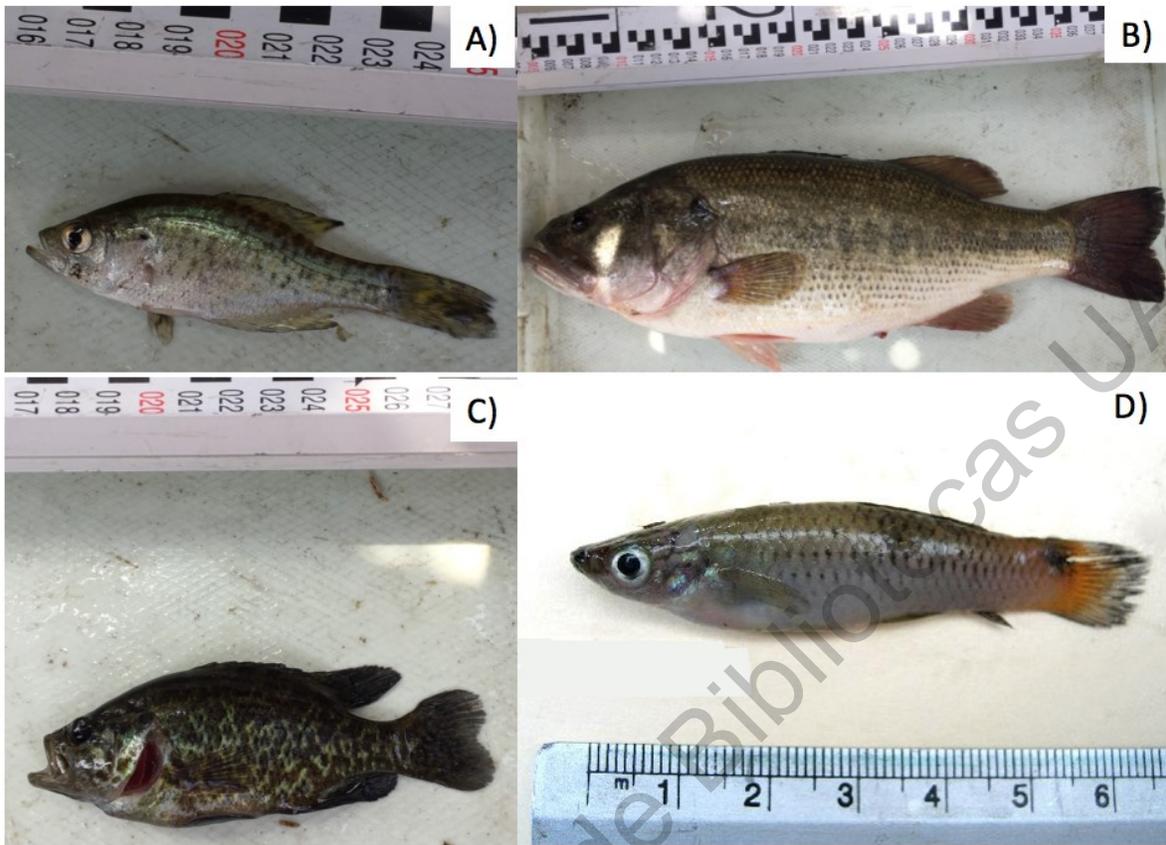


Figura 15. Especies de peces colectados. A) *Lepomis macrochirus*; B) *Micropterus salmoides*; C) *Lepomis cyanellus*; D) *Pseudoxiphophorus bimaculatus*.

Con respecto a la comunidad de peces (Figura 15), solo se colectaron peces en los tramos uno y dos. En ambos tramos la comunidad se encontró fuertemente alterada, constituida solamente por especies exóticas invasoras de hábitos carnívoros. En el tramo uno, durante la temporada de estiaje, se colectaron 28 individuos de la especie *Lepomis macrochirus*, así como 17 individuos de la especie *Pseudoxiphophorus bimaculatus*. En la temporada de lluvias se lograron capturar seis individuos de *P. bimaculatus* y uno de *Micropterus salmoides*. En el tramo dos, en la temporada de estiaje se colectaron dos individuos de la especie *M. salmoides*, así como un individuo de *Lepomis macrochirus* y otro de *Lepomis cyanellus*. En la temporada de lluvias se lograron capturar 13 individuos de *L. macrochirus*. El número de individuos, la longitud patrón y el peso se presentan en el cuadro 11 del Anexo 1.

5.4.3. Usos del río

Los tramos uno, dos y tres son activamente usados por los habitantes para realizar actividades recreativas como nado, pesca de autoconsumo y senderismo. Las actividades no se encuentran reguladas en ninguno de los tramos, lo que ha derivado en la contaminación del sitio por desechos, así como actos de violencia contra la flora y fauna local. En el tramo tres también existe la extracción de agua para el riego de áreas verdes en la zona urbana del Pueblito.

Por el contrario, los tramos cuatro, cinco y seis no presentan una diversidad grande de usos. El tramo cuatro no es utilizado por los habitantes y el agua es captada por una presa y es direccionada para riego. En estos tramos las actividades se limitan al transporte a lo largo de los bancos de canal. Otro uso se da en el tramo seis donde el agua es bombeada y utilizada para riego de cultivos.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

5.5. Síntesis de resultados

Para cada escala espacial se analizó una serie variada de elementos, los cuales conforman a la microcuenca. En esta sección se sintetizan los principales hallazgos de cada escala espacial, los cuales ayudan a explicar la condición actual del sistema.

5.5.1. Cuenca

La microcuenca El Pueblito-Joaquín es una cuenca de origen volcánico donde los procesos de erosión y deposición se encuentran en balance, los procesos hidrológicos son de efecto retardado y donde las avenidas son, en general, bajas. La microcuenca presenta una combinación heterogénea de diversos usos de suelo, donde dominan el uso agrícola y la vegetación natural. Sin embargo, la microcuenca se encuentra en un proceso de urbanización acelerado, con un incremento progresivo de la extensión del área urbana a lo largo del tiempo y una población actual concentrada en asentamientos urbanos. El proceso de urbanización ha provocado la disminución de las zonas agrícolas y de vegetación, sustituyéndolos por zonas impermeables. La tenencia de la tierra ha dejado de ser de tipo ejidal, convirtiéndose en pequeñas propiedades y zona administradas por el gobierno.

En cuanto a la hidrología, tanto subterránea y superficial, se observan alteraciones a la condición natural. El acuífero del cual se abastecen el sistema fluvial y los pobladores se encuentra en estado de abatimiento, siendo el uso agrícola y urbano aquellos que requieren mayor cantidad de agua. Por otro lado, el régimen hidrológico superficial, tanto estacional como de eventos extremos se encuentra alterado por la presencia de la presa El Batán. La alteración al régimen disminuye la cantidad de agua disponible para el sistema y aumenta el riesgo de inundaciones, debido a que el agua solo es liberada en eventos grandes de lluvia.

5.5.2. Zonas funcionales

Cuando se acerca el enfoque a las zonas funcionales se observa como las zonas alta y media, presentan la mayor extensión de zonas de: vegetación natural,

vegetación perturbada y agricultura de temporal; todos usos de suelo que producen una cantidad baja y media de escorrentía y de sedimento. Gran extensión de estas dos zonas se encuentra englobada en el área natural protegida El Batán, lo cual promueve su conservación y restauración. La población en ambas zonas es baja y se ubica en poblaciones principalmente rurales con alto grado de marginación.

Por otro lado, se observa que la zona baja concentra la agricultura de riego y la zona urbana. Estos usos de suelo que producen escorrentías mayores y limitan la infiltración, alterando el régimen superficial y limitando la recarga del acuífero. En cuanto a población, la zona baja concentra a la mayoría de los habitantes, los cuales se encuentran en las localidades urbanas de El Pueblito, La Negreta y Santa Bárbara.

5.5.3. Segmentos de río

La microcuenca presenta dos segmentos que se diferencian entre sí, no solo por la estructura del valle y la pendiente, sino también por las alteraciones que presentan. El segmento uno se encuentra dentro de la zona de lomeríos y se encuentra fuertemente influenciado por las condiciones encontradas en la zona alta y media. El segmento presenta todavía una estructura parcialmente natural, con un corredor ribereño semicontinuo y con usos de suelo principalmente recreacionales. La estructura del canal es, en su mayor parte, natural. Las mayores alteraciones se dan con relación al flujo, ya que el movimiento del agua se encuentra restringido por la presencia de la presa el Batán y de presas menores a lo largo del segmento.

En contraste, el segmento cruza la planicie aluvial, la cual concentra la mayor parte de la zona urbana y toda la agricultura de riego. El segmento ha sido completamente rectificado, presentando concreto en la zona urbana y estructuras de terraplén en la zona agrícola. La rectificación ha provocado la pérdida de la zona de inundación y la vegetación de ribera. El flujo en el segmento se ha perdido casi por completo debido a la canalización y a la presencia de la presa Santa Bárbara al final del segmento uno. El único flujo restante en el segmento se da por las descargas crudas provenientes del rastro municipal y de los desarrollos habitacionales.

5.5.4. Tramos de río

En los tramos se observa una reducción, corriente abajo, de las condiciones ecológicas y de los usos del río. Con respecto a la geometría se observa que los tramos con mayor influencia de la zona urbana presentan una reducción de sus dimensiones, dado por su invasión. Vemos como los tramos uno y dos, localizados en el segmento uno e influenciados por las condiciones de la zona alta y media, conservan una calidad de vegetación, hábitat y agua buena, al mismo tiempo que presentan una cantidad de usos variada y conservan poblaciones de peces y de cangrejo de barranca. Los tramos tres y cuatro se encuentran en la transición entre segmentos y conservan una calidad de agua aceptable, sin embargo, han perdido gran parte de los usos, al igual que la estructura del hábitat y de la vegetación. Los tramos cinco y seis, localizados en el segmento dos e influenciados fuertemente por las actividades de la zona baja, han perdido todos los atributos ecológicos y los usos del río son limitados a los márgenes de este. Cabe destacar que la estructura hidromorfológica y la integridad de la comunidad de macroinvertebrados se encuentra alterada en todos los tramos, esto debido a la alteración hidrológica que afecta toda la cuenca.

6. Presiones y oportunidades

La estructura y funcionamiento de la microcuenca es heterogénea en los aspectos físicos, químicos, biológicos y sociales que la conforman. Dicha heterogeneidad es moldeada por una serie de fuerzas motoras y se aprecia a lo largo de las diversas escalas espaciales analizadas. Asociada a estas fuerzas motoras, se encuentran una serie de factores que ejercen una presión negativa sobre la configuración estructural y funcional de los procesos del río; al igual que acciones de gestión realizadas para revertir dichas presiones negativas. A continuación, se presentan las principales fuerzas motoras existentes en la microcuenca, las presiones de degradación y como estas se reflejan en el estado actual de la microcuenca; así como las principales oportunidades de restauración.

6.1. Fuerzas Motoras

Se entiende como fuerzas motoras a los procesos sociales que moldean las actividades humanas que ejercen un impacto directo sobre el sistema natural. En la microcuenca se identificaron dos fuerzas motoras principales: el crecimiento de la zona urbana y el aprovechamiento agropecuario.

6.1.1. Crecimiento de la zona urbana

Desde sus inicios en el año 1985, la urbanización dentro de la microcuenca ha presenciado un incremento exponencial, la cual ha sido posible gracias a su atractivo y su cercanía con la ciudad de Querétaro. El crecimiento se ha dado principalmente en la zona baja de la microcuenca, sobre la llanura aluvial, aunque en tiempos recientes la construcción de fraccionamientos en la cima de los lomeríos ha aumentado.

Si bien la zona urbana ocupa la menor extensión territorial, después de la vegetación inducida, su presencia y crecimiento han causado cambios apreciables a todas las escalas espaciales. La urbanización ha provocado la migración de zonas agrícolas y la deforestación de zonas naturales para acomodar los cambios (Municipio de Corregidora, 2015). También ha provocado la modificación del

régimen de flujo, debido a la construcción de la presa el Batán, la cual fue construida para abastecer la zona urbana y evitar inundaciones (Concyteq, 2013), al igual que la extracción de agua para riego de áreas verdes. Otros cambios a la microcuenca incluyen la invasión del canal y su área de inundación por construcción de casas, la modificación del canal por obras de infraestructura hidráulica y vial, la introducción de especies invasoras en la presa, la contaminación del agua por descargas provenientes de desarrollos urbanos y la pérdida de conexión con el río.

6.1.2. Aprovechamiento agropecuario

La agricultura ha tenido un papel importante a lo largo de la historia de la microcuenca. El desarrollo agrícola permitió el crecimiento de poblados prehispánicos y volvió a la microcuenca el centro político, espiritual y social del valle de Querétaro antes de la llegada de los españoles. En la actualidad la mayor parte de la agricultura se localiza en la parte baja de la microcuenca, donde tres equipos de bombeo integrados por 17 productores producen principalmente alfalfa, maíz, cebada y sorgo como forraje; utilizando aguas residuales para el riego. Por otro lado, la agricultura de temporal se localiza principalmente en la zona de lomeríos y en la llanura de inundación, produciendo principalmente maíz.

El uso agrícola de la microcuenca ha generado una serie de cambios, los cuales aportan a la degradación de esta. La apertura de tierras de cultivo ha llevado a una disminución de la cobertura vegetal. El régimen hidrológico ha sido alterado por medio de la construcción de represas a lo largo del cauce, así como por la extracción de agua superficial y subterránea. La estructura física del cauce también ha sido modificada, ya sea por la construcción de canales o de estructuras de terraplén para disminuir el riesgo de inundaciones. Las descargas del rastro y el uso de agroquímicos en la zona de agricultura de riego contribuyen a la contaminación del agua y la pérdida de integridad ecológica.

6.2. Presiones

Las presiones fueron definidas como las actividades humanas o percepciones sociales, resultantes del efecto de las fuerzas motoras, las cuales alteran el funcionamiento socioecosistémico de la microcuenca en cualquier escala espacial. En la microcuenca se identificaron cuatro presiones principales, las cuales se dividieron en ocho presiones menores.

6.2.1. Pérdida de la vegetación natural

La pérdida de la vegetación natural hace referencia a las actividades relacionadas con la remoción de plantas, ya sea que estén asociadas al corredor ribereño o no. Dicha remoción se encuentra relacionada con el crecimiento del área urbana, el manejo de áreas agrícolas y la reducción de riesgo de inundaciones.

6.2.1.1. *Vegetación de laderas y valle*

La vegetación es un factor clave en el ciclo hidrológico, interceptando la precipitación y reduciendo la cantidad de agua por medio de la evapotranspiración (Gaberščik y Murlis, 2011). La vegetación también cumple las funciones de: mediar la recuperación y regeneración ecosistémica tras perturbaciones, regular las condiciones climáticas, mantener la salud del suelo, regular los ciclos biogeoquímicos, sustentar la biodiversidad y proveer de bienes y servicios a la población (Yapp, Walker y Thackway, 2010). Con una reducción de la cobertura vegetal se da una menor infiltración de agua al subsuelo, un aumento en la erosión de laderas y de la escorrentía, una pérdida de biodiversidad, un aumento en el efecto de isla de calor y una pérdida de los servicios ecosistémicos (Chakravastry et al., 2012). Estas presiones se traducen en una disminución en el aporte a los mantos acuíferos, la reducción del caudal base del río, aumento de sedimentos finos en el canal, un aumento de riesgo de inundaciones, una disminución de la biodiversidad y en la calidad de vida.

En la microcuenca, la remoción de vegetación no asociada al río se da principalmente para la apertura de zonas agrícolas o para la construcción de zonas impermeables (habitationales, viales o comerciales). Si bien la vegetación se ha

visto reducida en toda la microcuenca, la mayoría se ha dado en la zona media y baja (Cuadro 7). La pérdida de infiltración reduce la capacidad de recarga del agua subterránea, influyendo en el abatimiento del acuífero del valle de Querétaro y reduciendo el caudal que aportan los manantiales que abastecen el río (Capítulo 5, sección 5.1.2). El aumento de escurrimiento incrementa el riesgo de inundación en la zona urbana, la cual ha sufrido grandes eventos de inundación en los años 2003, 2006, 2010 y 2011 (Municipio de Corregidora, 2018). Por su parte, el aumento de erosión del suelo pone en riesgo la sustentabilidad de las zonas agrícolas y aumenta los sedimentos finos sobre el canal, lo cual evita el intercambio vertical entre el agua superficial y subterránea. La presencia de sedimento fino en el canal reduce también la disponibilidad de hábitats para los organismos acuáticos, efecto que se observa en todos los tramos muestreados (Capítulo 5, sección 5.4.2). Otro aspecto clave de la remoción de la vegetación es el aumento de la temperatura, efecto que podría exacerbar las altas temperaturas registradas, sobre todo en los meses de abril a agosto (Capítulo 5, sección 5.1.2), afectando negativamente a los habitantes de la microcuenca.

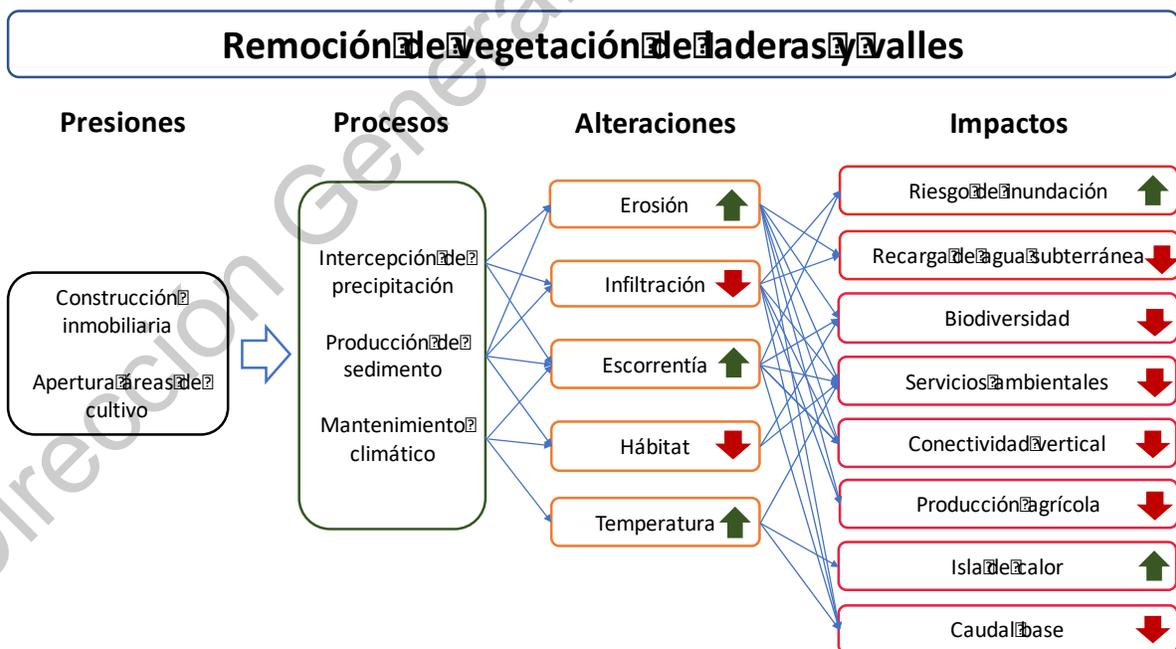


Figura 16. Esquema conceptual de los impactos de la remoción de vegetación de laderas y valles sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.1.2. *Vegetación de riberas*

La vegetación de riberas es la interfaz entre el ecosistema terrestre y el acuático dentro de la cuenca (Naiman, Bilby y Bisson, 2000). La vegetación de riberas forma un corredor que se extiende a lo largo del canal y de su zona de inundación, con especies adaptadas a la dinámica del régimen de flujo (Camacho-rico, Trejo y Bonfil, 2006). Esta vegetación es de suma importancia ya que cumple con diversas funciones, entre las que destacan: 1) la estabilización de márgenes y orillas; 2) la retención de sedimento; 3) el aporte de escombros leñosos; 4) la reducción de la velocidad de flujo; 5) el mantenimiento de la calidad del agua y la biodiversidad por medio de la retención de nutrientes, el aporte de hojarasca, el sombreado del canal; 6) la generación de hábitat; y 7) el aporte de un valor estético y recreacional (González del Tánago y García de Jalón Lastra, 1998).

La pérdida de vegetación de riberas conlleva a un aumento en la erosión de bancos, así como una disminución en la retención de sedimentos finos y de infiltración (Beechie et al., 2013). Otro impacto se da en la simplificación de la estructura del canal por medio de su ensanchamiento, al igual que una reducción de hábitat y una alteración de la estructura hidromorfológica (Allan, 2004). La calidad del agua también es afectada, ya que existe una reducción en la retención de nutrientes y contaminantes, una alteración de los ciclos biogeoquímicos en el suelo, y un aumento en la temperatura del agua (Dosskey et al. 2019). Todo lo anterior contribuye a la pérdida de valor social, lo que se observa en la disminución en usos que se ve a nivel de los tramos de río.

En la microcuenca, la vegetación de riberas ha disminuido principalmente debido a la construcción inmobiliaria, la construcción de obras de infraestructura hidráulica, la expansión del área agrícola y la alteración del régimen hidrológico. Todo el río presenta algún tipo de modificación del corredor ribereño, sin embargo, la mayor alteración se da a partir del tramo tres (Cuadro 11), el cual comienza a ser envuelto por la zona urbana y continua a lo largo de todo el segmento dos (Cuadro 9), que atraviesa la zona urbana y agrícola. En las zonas donde la vegetación de

riberas ha sido alterada vemos una modificación en la estructura del canal, con una reducción de este y una simplificación en los sedimentos presentes. También se observa una baja de calidad de agua y de hábitat (Cuadro 11). En cuanto a organismos, en los sitios con vegetación de riberas alteradas no se reportaron peces ni cangrejos de barranca (Capítulo 5, sección 5.4.2). Otro aspecto es el uso del río, el cual disminuye en zonas con vegetación alterada (Capítulo 5, sección 5.4.3).

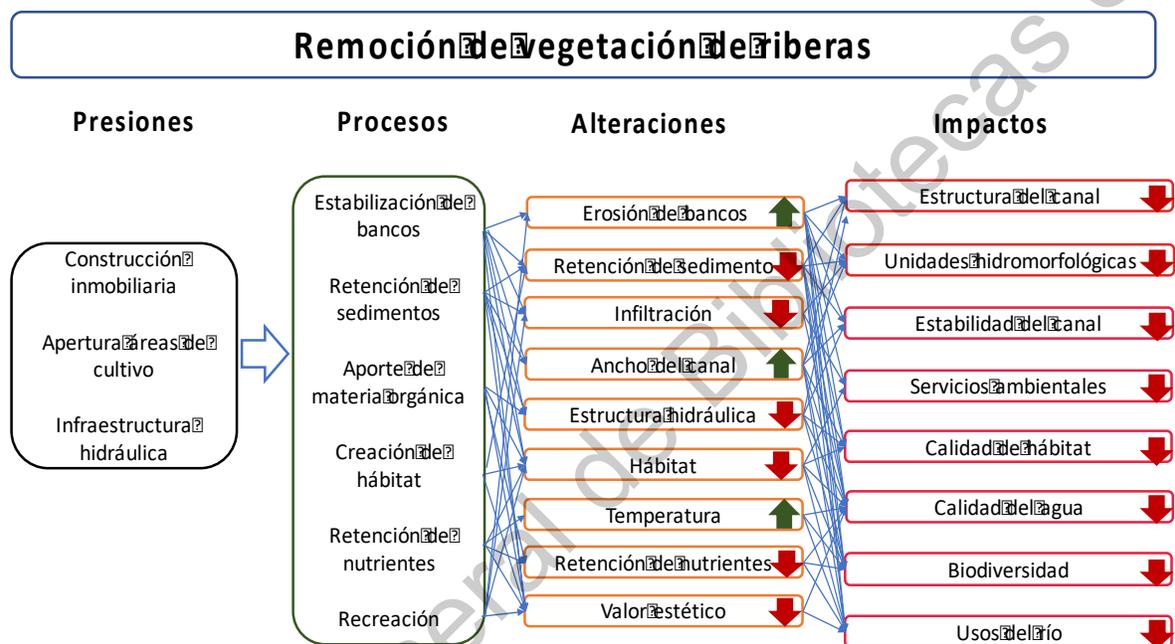


Figura 17. Esquema conceptual de los impactos de la remoción de vegetación de riberas sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.2. Alteración del régimen hidrológico

La alteración del régimen hidrológico hace referencia a la modificación de caudales naturales en la microcuenca. La alteración puede darse por medio de modificaciones a los patrones estacionales de caudales mínimos y máximos, su régimen de avenidas y sus tasas de cambio. Las principales alteraciones al régimen hidrológico se dan por medio del embalse de agua y la extracción de agua (tanto superficial como subterránea).

6.2.2.1. Embalse de agua

Se denomina embalse a la acumulación de agua debido a la construcción de represas sobre el lecho del río. Dicha acumulación modifica la estructura hidráulica del río, ya que aumenta el volumen de agua corriente arriba, reduciendo la velocidad, provocando una acumulación de sedimentos y la pérdida de hábitats intersticiales (García del Jalón et al., 2013). Corriente abajo del embalse, el volumen de agua y sedimentos se ven reducidos, lo cual puede derivar en la interrupción de ciclos hidrológicos, la simplificación de la estructura del canal, la erosión debido a la falta de sedimento y la pérdida de hábitats para los organismos (Rood et al., 2005; Kondolf, 1997; Grant, 2012).

Los embalses afectan también la estacionalidad de flujos por medio del control de avenidas, ya que disminuyen los eventos que modifican el tamaño del canal y que movilizan sedimentos (Fryirs y Brierley, 2002). Con la pérdida de dichos eventos, la deposición de partículas finas, que no son movilizadas, impermeabiliza el lecho del río, provocando la pérdida de hábitats y de conectividad vertical con el agua subterránea (Kondolf et al., 2006; Ward y Standford, 2006; Grant, 2012). Otra alteración física se da por medio de la reducción del tamaño del canal y la disminución en la capacidad de conducir agua, la cual se da por el incremento en la deposición de sedimentos y la invasión del canal por parte de la vegetación (Merritt y Cooper, 2000).

En cuanto a los organismos acuáticos, la regulación de flujos por parte de los embalses altera los ciclos de vida que se encuentran sincronizados con el régimen natural. Para la vegetación de riveras, la pérdida de agua y nutrientes en los bancos y zona de inundación provoca la reducción o eliminación de especies vegetales nativas, una reducción en el reclutamiento y la invasión de especies terrestres hacia los ambientes ribereños, lo que puede derivar en una desertificación y pérdida de la vegetación de riveras (Andersson et al., 2000; Catford et al., 2011). En el caso de los macroinvertebrados, la pérdida de hábitats por el aumento en sedimentación y reducción de flujo provoca la disminución en diversidad de la comunidad, la alteración de la red trófica, el aumento de taxa fijos y de vectores de enfermedad como los mosquitos (Bunn y Arthington, 2002). Con respecto a los peces, los

embalses provocan pérdida de señales que inducen la reproducción, causando una disrupción del ciclo de vida y de patrones migratorios; al mismo tiempo que permiten la invasión y establecimiento de especies exóticas, lo que puede llevar a la extinción local de especies nativas, la pérdida de especies de importancia local y la homogeneización de la comunidad (Gehrke y Harris, 2001; Dudley y Platania, 2007; Calvero y Hermoso, 2011). Otras alteraciones relacionadas con los embalses de agua son el cambio en la concentración de nutrientes y contaminantes (los cuales se concentran en los embalses), la disminución de la calidad del agua y el aumento de vectores de enfermedades (Asante et al., 2008; García del Jalón et al., 2013),

En la microcuenca existe la presencia de dos embalses principales que afectan el régimen hidrológico: La presa El Batán y la presa Santa Bárbara. La presa El Batán es la más grande de las dos y se encuentra al inicio del segmento uno, desconectando hidrológicamente a la microcuenca del resto de la cuenca El Pueblito. Desde su construcción la presa ha alterado el régimen hidrológico al liberar la misma cantidad de agua a lo largo del año, provocando la pérdida de la estacionalidad del flujo y de los eventos extremos (Capítulo 5, sección 5.1.2). Grandes cantidades de agua solo son liberadas en eventos mayores de precipitación (Figura 6B).

Por su parte, la presa Santa Bárbara es de menor tamaño, sin embargo, su presencia altera de manera fuerte el régimen hidrológico. La presa desconecta hidrológicamente al segmento uno del segmento dos, debido a que solo permite el paso de agua corriente abajo en eventos grandes de lluvia. La presencia de ambas presas evita el libre movimiento del agua y la reducción del caudal que escurre. Esto provoca la pérdida de la estacionalidad del régimen de caudales, como se ve en el hidrograma de la estación El Batán (Figura 6A), la disminución de zonas de flujos rápidos y someros que se observa en ambos segmentos (Cuadro 9), la presencia de sedimento fino en el canal, así como la dominancia de pozas y remansos en todos los tramos de río (Anexo 1, Cuadro 6).

La alteración provocada por ambas presas también se relaciona con la pérdida de vegetación de riberas, la baja calidad de agua y de integridad biótica, así como la presencia de especies exóticas y vectores de enfermedades. Los taxa de

macroinvertebrados encontrados en los tramos presentan una preferencia por aguas sin flujo y son en su mayoría descomponedores o recolectores de materia orgánica, misma que tiende a ser depositada en las zonas sin flujo (Anexo 1, cuadro 10). Otro aspecto por notar es la presencia de organismos planctónicos como copépodos y cladóceros, los cuales se asocian a sistemas lénticos como presas o lagos, no a sistemas lóticos como ríos. En cuanto a los peces, las especies encontradas se encuentran asociadas a sistemas alterados por las actividades humanas y tienden a establecerse en sitios de flujo bajo (Figura 14).

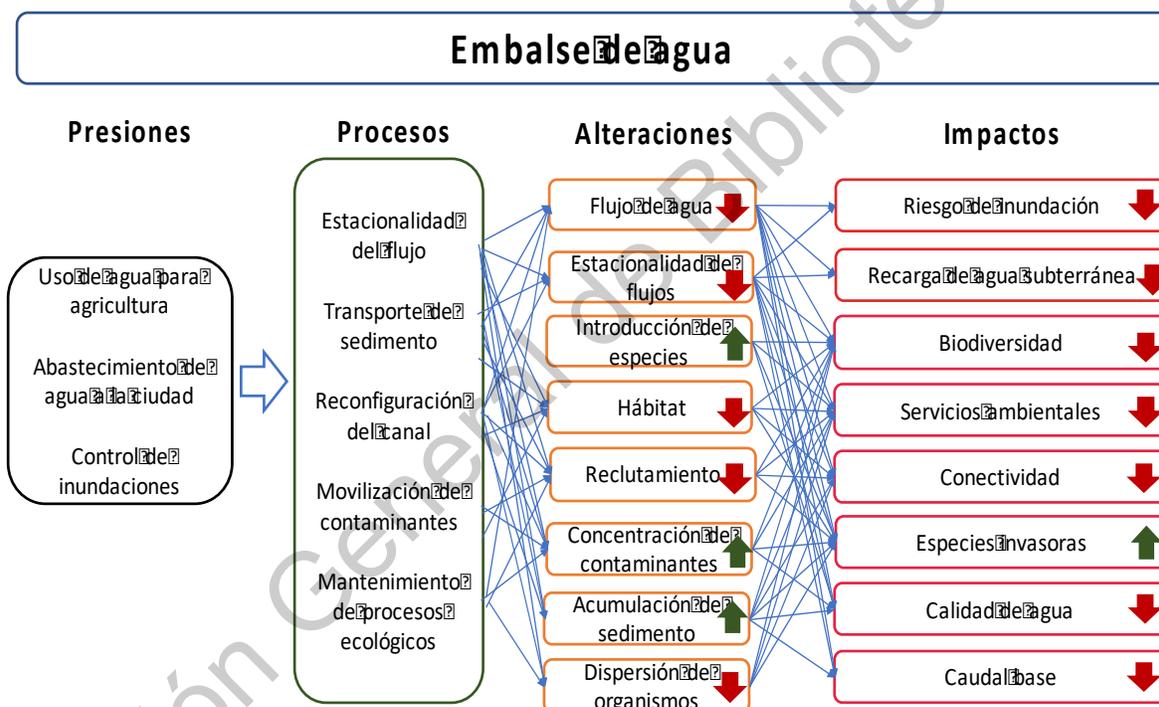


Figura 18. Esquema conceptual de los impactos del embalse de agua sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.2.2. Extracción de agua

La extracción de agua, tanto subterránea como superficial, disminuye la cantidad de agua disponible para el canal, disminuyendo el caudal base, modificando la profundidad, reduciendo el ancho del espejo de agua y cambiando la estructura térmica del agua (Dewson et al., 2007; James et al., 2008). Con la disminución de profundidad se da una disminución de la velocidad del agua, al igual

que la pérdida de zonas con flujo somero como los rabiones (Kleyshans, 1996). El proceso de sedimentación aumenta con la extracción de agua, con una deposición de materiales finos en el canal, lo que promueve la pérdida de hábitat y la pérdida de conectividad vertical, así como un aumento en la deposición de materia orgánica (Dewson et al., 2007; James et al., 2008). Si la extracción de agua es severa se puede dar una fragmentación del río puede, provocando que este se convierta en una serie de pozas aisladas, las cuales presentan una reducción de hábitats y características fisicoquímicas alteradas (Boulton, 2003).

En cuanto a procesos ecológicos, la extracción de agua puede generar barreras para el paso de organismos, ya sea por generar áreas con una profundidad por debajo del nivel crítico para el paso de organismos o por secar tramos del río (Cain, 1997). Aunado a esto, la reducción del flujo se relaciona con una disminución de oxígeno disuelto y un aumento en la concentración de contaminantes, lo cual puede afectar a los organismos acuáticos como macroinvertebrados acuáticos y peces (Kondolf et al., 2006; Death et al., 2009). Otro aspecto para considerar es que la extracción de agua deteriora la vegetación de riberas, ya que la muerte de árboles incrementa, sobre todo en periodo de estiaje (Kleyshans, 1996).

En la microcuenca, la extracción de agua se da tanto de la superficie como del agua subterránea. El agua superficial es extraída principalmente en la presa el Batán y la presa Santa Bárbara, aunque también se extrae agua por medio de pipas en el tramo tres y por medio de bombas en el tramo seis (Capítulo 5, sección 5.4.3). Por su parte, el agua subterránea es extraída principalmente para el abastecimiento de la zona urbana y de los campos de cultivo (Capítulo 5, sección 5.1.2).

Los efectos de la extracción de agua superficial se observan en toda la microcuenca, debido a la presencia de la presa el Batán y la presa Santa Bárbara. Ambos segmentos de río presentan una alteración de flujo, con zonas de flujo no perceptible (los cuales se asocian a pozas) siendo dominantes sobre las zonas de olas ininterrumpidas (asociadas a rabiones), al mismo tiempo que se presentan zonas desprovistas de agua (Figura 9). Los efectos de la extracción de agua son aún más persistentes en el segmento 2, el cual se encuentra desprovisto de agua debido a la presa Santa Bárbara, la cual desvía el agua para el riego de cultivos

(Capítulo 5, sección 5.3.3). Por su parte, la extracción de agua subterránea ha provocado que el acuífero Valle de Querétaro se encuentre presente un déficit desde el año 2006 (Capítulo 5, sección 5.1.2).

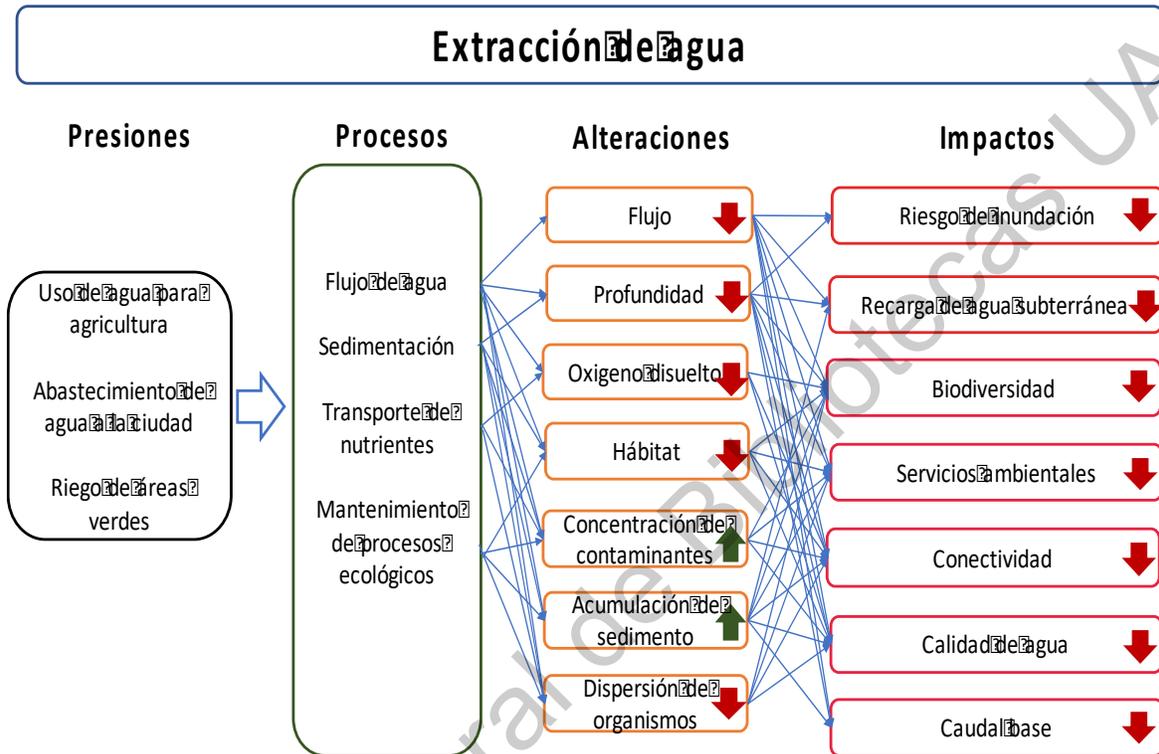


Figura 19. Esquema conceptual de los impactos de la extracción de agua sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.3. Modificaciones al río

Las modificaciones al río engloban a las modificaciones creadas en el canal y su área de inundación, ya sea por obras de infraestructura hidráulica o por la extensión de zonas de cultivo y zonas urbanas. Las modificaciones se dan principalmente por la canalización del río y por la invasión del área inundable.

6.2.3.1. Canalización

La canalización es el proceso de enderezamiento y acortamiento de una sección de río, involucrando modificaciones a la pendiente, la estructura planiforme, la sección transversal y la resistencia al flujo del agua; así como la introducción de

materiales artificiales para reforzar el canal modificado (García del Jalón et al., 2013). Este proceso implica una simplificación de la estructura del río, la cual se da al elevar los bancos, ensanchar y ahondar el lecho, eliminar las estructuras geomorfológicas naturales y remover de la vegetación natural (Fryirs y Brierley, 2002). Si bien la canalización permite un transporte de agua más eficiente, reduciendo el riesgo de inundación, las acciones realizadas aíslan al canal de su zona inundable y alteran la continuidad del río, generando efectos negativos sobre los procesos físicos, ecológicos y sociales, ya sea de manera directa o indirecta.

El cambio en la estructura física aumenta la capacidad de transporte del agua y sedimentos al modificar la pendiente local y generar un canal de mayores dimensiones. Esto provoca una modificación en el régimen de flujo, reduciendo la profundidad del agua bajo el caudal base y concentrando un mayor volumen en eventos grandes (Fryirs y Brierley, 2002). Aunado a lo anterior, la canalización altera también los procesos de erosión y deposición de sedimento, ya que limita la erosión de bancos y aumenta la movilidad de los sedimentos del lecho, provocando la pérdida de sedimentos finos en el fondo (Finkenbine et al., 2000). El aumento en el transporte de agua sedimento en secciones canalizadas tiene efectos negativos aguas debajo, esto debido a que el sedimento transportado es depositado en zonas no canalizadas, provocando una disminución de la capacidad de transporte y generando tapones de sedimento (Simon y Thomas, 2002; Kroes y Hupp, 2010).

La remoción de la vegetación de riberas genera un cambio en los procesos físicos y ecológicos del tramo canalizado. La vegetación de riberas refuerza los bancos, genera hábitats y limita el movimiento del canal, por lo que su remoción aumenta la erosión, ensancha el canal, reduce la profundidad del agua y limita la disponibilidad de hábitats (Beechie et al., 2013). La vegetación también es importante para los procesos ecológicos, proveyendo de sombreado para el canal, reteniendo contaminantes, aportando materia orgánica y regulando el flujo de energía en el río. En consecuencia, su remoción afecta la temperatura del agua y su calidad, limitando la disponibilidad de energía para procesos ecológicos (Dosskey et al. 2019). Otra alteración ecológica de la canalización es la generación

de barreras que limitan el tránsito de organismos, tanto a lo largo del canal como hacia la zona de inundación (Cain, 1997).

Todas las alteraciones anteriores impactan de manera negativa a los habitantes. La canalización del río disminuye el valor estético, cultural y espiritual del río, provocando una falta de conexión con el mismo. Aunado a lo anterior, las actividades como la pesca se ven afectadas ya que el hábitat disponible para especies de importancia se ve reducido (Itakura et al., 2015). Otro aspecto para considerar es que, si bien el riesgo de inundación es mitigado en la sección canalizada, la degradación provocada corriente abajo aumenta el riesgo de inundación en otras secciones del río.

En la microcuenca, el proceso de canalización se da en todo el segmento dos, donde una sección se encuentra canalizada con un canal de concreto mientras que otra presenta estructuras de terraplén (Cuadro 9). La sección con canal de concreto ha perdido todos los procesos físicos y ecológicos de un río, debido que se trata de un canal artificial sin agua, vegetación u organismos acuáticos (Cuadro 11). Por su parte, la sección de terraplén aún conserva un canal con bancos y lecho distinguibles, sin embargo, dichos aspectos se encuentran fuertemente alterados y la integridad ecológica del río se ha perdido (Cuadro 11). En estas secciones la conexión con el río también ha sido perdida ya que las actividades solo se dan fuera del canal y el río es utilizado como canal de aguas residuales (Capítulo 5, sección 5.5.4).

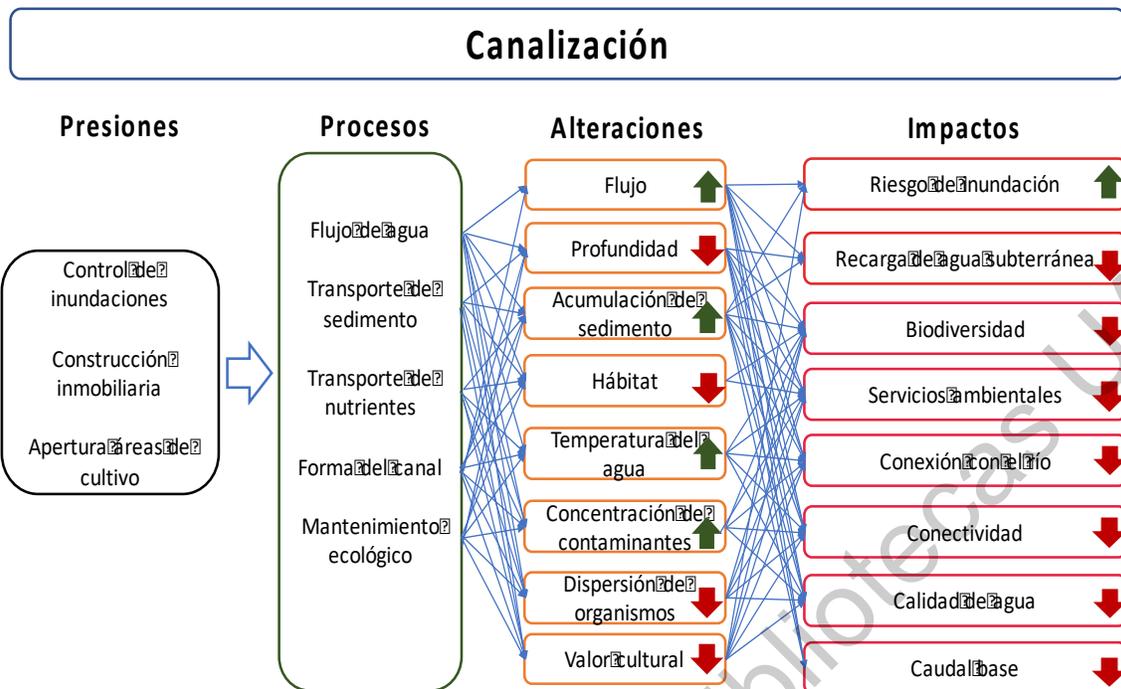


Figura 20. Esquema conceptual de los impactos de la canalización sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.3.2. Invasión de la zona inundable

La invasión de la zona inundable hace referencia al desarrollo de actividades humanas en la llanura de inundación, las cuales limitan la capacidad del río de transportar agua y restringen su migración lateral. El desarrollo incluye desde obras como puentes o caminos, hasta zonas de recreación y desarrollos inmobiliarios.

La llanura de inundación es un área plana de baja elevación que rodea al canal del río, y que es susceptible a inundaciones frecuentes (OAS, 1991). Dicha llanura complementa al canal del río y forma parte importante en el mantenimiento de los procesos ecológicos. Esta zona retiene agua durante eventos de inundación, promoviendo el proceso de sedimentación, manteniendo la calidad del agua y ayudando en la recarga del agua subterránea (Roni y Beechie, 2012). La llanura de inundación también provee de hábitat para organismos acuáticos y terrestres, al mismo tiempo que puede funcionar como área recreativa con un valor estético y ecoturístico alto (Ward et al., 1999; Schindler et al., 2014).

La invasión de la llanura de inundación la desconecta del canal, interrumpiendo los procesos naturales. La desconexión de la llanura de inundación altera el flujo de

agua en el río al evitar que este se disipe en eventos de inundación, lo que provoca la concentración del agua en el canal y el aumento de su velocidad (García del Jalón et al., 2013). En el caso del sedimento, la desconexión limita la deposición fuera del canal, promoviendo la erosión debido a que el sedimento es transportado con mayor velocidad con la que es depositado (Surian y Rinaldi, 2003). En cuanto a la recarga de acuíferos, al limitar la permanencia del agua en la llanura de inundación la infiltración se ve disminuida, lo cual puede provocar una disminución del flujo base y de la profundidad de agua en temporada de estiaje (Gilbert, 2012). Otro aspecto importante para considerar es que la construcción de zonas impermeables sobre la llanura de inundación limita la infiltración y promueve la generación de escorrentía, lo que puede aumentar aún más el volumen de agua durante el periodo de lluvias y disminuirlo en el periodo de estiaje (Parker, 2000).

Las alteraciones físicas asociadas a la invasión de la zona inundable promueven la degradación de varios procesos ecológicos. La falta de conexión, la alteración en el régimen de flujo y la deposición de sedimento provocan una pérdida de hábitat, lo cual provoca una disminución de la integridad biótica. La alteración del régimen de flujo también provoca una pérdida de señales que inducen la reproducción, causando una disrupción del ciclo de vida y de patrones migratorios; al mismo tiempo que permiten la invasión y establecimiento de especies exóticas, lo que puede llevar a la extinción local de especies nativas, la pérdida de especies de importancia local y la alteración de la comunidad (Gehrke y Harris, 2001; Dudley y Platania, 2007; Calvero y Hermoso, 2011). Para la vegetación de riveras, la pérdida de conexión de la zona inundable provoca la reducción o eliminación de especies vegetales nativas, al igual que una reducción en el reclutamiento, lo cual puede derivar en una desertificación de la vegetación de riberas (Andersson et al., 2000; Catford et al., 2011).

Para los habitantes, las alteraciones causadas por la invasión de la zona inundable derivan en una serie de problemáticas que modifican la conexión con el río. La alteración del régimen de flujo disminuye de la cantidad y calidad del agua (tanto superficial como subterránea) disponible (Ndabula et al., 2012). El riesgo de inundaciones es otro factor importante debido a que un aumento en la escorrentía

y en el volumen de agua provocan inundaciones súbitas, las cuales pueden afectar viviendas y cultivos (Scholtes et al., 2017). La conexión con el río también se ve afectada por medio de la pérdida de espacios de valor estético y cultural, al igual que una pérdida de especies de especies con importancia social y comercial (Kousky y Walls, 2014).

En la microcuenca la invasión de zonas inundables se da a lo largo de todo el río. En el segmento uno la invasión se debe a parques públicos, áreas de cultivo y zonas habitacionales y obras de infraestructura vial (Capítulo 5, sección 5.3.1). Por su parte, en el segmento dos la invasión se da por parte de la zona urbana y los campos de cultivo de riego (Capítulo 5, sección 5.3.1). La invasión de ambos segmentos ha causado una disminución de la vegetación de riberas, la cual se limita a los bancos del canal. La geometría del canal también se ve alterada, viéndose una disminución en el área y ancho de la zona inundable, así como un aumento en la profundidad y en la tasa de confinamiento en los tramos donde la invasión es más pronunciada (Figura 14).

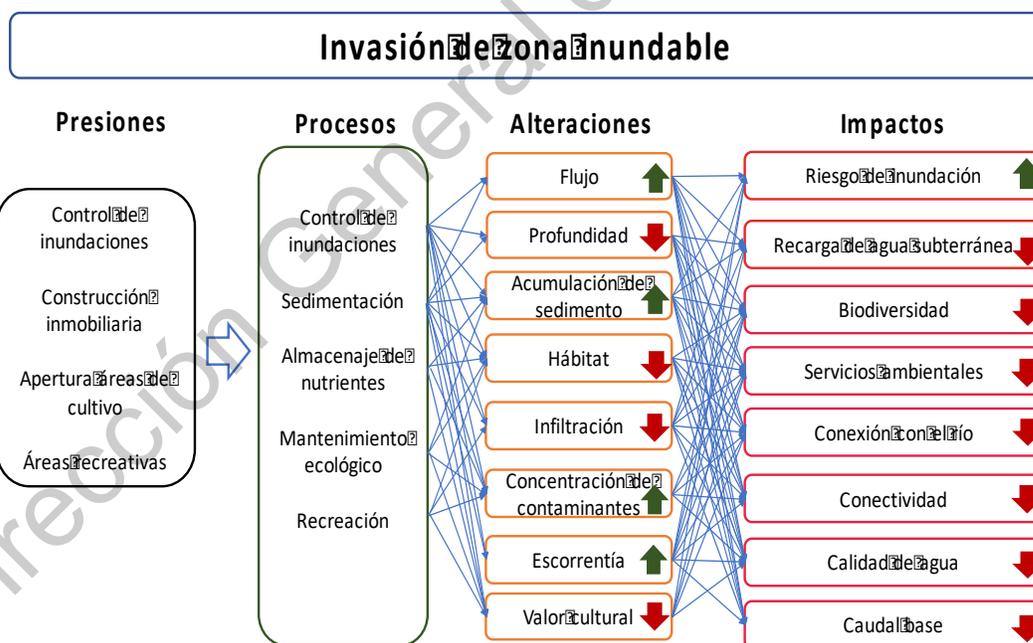


Figura 21. Esquema conceptual de los impactos de la invasión de la zona inundable sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.4. Alteraciones al ecosistema

Las alteraciones al ecosistema hacen referencia a la introducción de contaminantes u organismos que modifican la dinámica ecosistémica y los flujos de energía, provocando una modificación en la composición de especies y la integridad biótica del sistema. Las alteraciones principales son la contaminación del agua y la introducción de especies.

6.2.4.1. Contaminación del agua

La contaminación del agua se da cuando existe un cambio en la calidad del agua, ya sea de forma natural o causado por las actividades humanas, que la vuelve menos adecuada para diversos usos para los cuales hubiera sido aceptable en su forma natural (Goel, 2006). El cambio ocurre cuando sustancias tóxicas ingresan a un cuerpo de agua (siendo disueltas, suspendidas o depositadas), a través de dos medios principales: 1) fuentes puntuales como descargas de drenaje o canales de escorrentía pluvial; o 2) fuentes no puntuales como escorrentía de zonas urbanas y agrícolas (Pierce et al., 1998).

En una cuenca sin actividades humanas, la calidad del agua es regulada por las características naturales como la precipitación, topografía, tipo de suelo y la cobertura vegetal (Bartram y Ballance, 1996). La precipitación y topografía determinan el movimiento del agua y la concentración de nutrientes en una cuenca, siendo esta mayor en eventos de lluvias fuertes (Ye et al., 2008). La composición de suelos y rocas determina el tipo de minerales disueltos, lo que puede cambiar la composición química del agua (Speed et al., 2016). La vegetación remueve ciertos nutrientes del agua y produce un sombreado del canal, modificando la composición química del agua al igual que factores físicos como la temperatura (Dosskey et al., 2010). Por su parte, los organismos acuáticos utilizan los nutrientes presentes y los mueven a través de la red trófica, modificando la estructura química y física del agua (Lampert y Sommer, 2007).

Cuando las actividades humanas modifican la cuenca, la calidad del agua se ve afectada de varias formas. La remoción de la vegetación de laderas provoca mayor erosión del suelo, lo que altera la cantidad de sedimento y de minerales disueltos

en el agua (García del Jalón et al., 2013). La remoción de la vegetación de riberas evita la deposición de sedimento fuera del canal, limita la retención de nutrientes y remueve el sombreado del canal, alterando la composición química y física del agua (Dosskey et al., 2010). La alteración del régimen de flujo limita el movimiento del agua, aumentando la concentración de contaminantes y disminuyendo procesos como la oxigenación del agua (Asante et al., 2008; García del Jalón et al., 2013). Las descargas de zonas urbanas aportan un exceso de desechos orgánicos y basura, los cuales reducen la calidad del agua (Lafont et al., 2007). La escorrentía de zonas de cultivo aporta fertilizantes y pesticidas, los cuales pueden causar la eutrofización del río y la contaminación del agua subterránea (Murdock, 2008).

La pérdida de calidad de agua se encuentra asociada con una pérdida de integridad ecológica, baja producción de cultivos y problemas de salud pública. La calidad de agua afecta la integridad ecológica al causar muerte directa de organismos o al generar un cambio en la composición de especies como resultado de efectos sutiles como una reducción de tasas de reproducción o habilidad competitiva (Karr y Dudley, 1981). En la agricultura, el riego de cultivos con agua contaminada puede provocar un incremento en la salinidad del suelo y la presencia de elementos tóxicos, mismos que pueden alterar el crecimiento de la planta y que son introducidos en la producción de alimentos (Okorgbona et al., 2018). En cuanto a salud humana, la baja calidad de agua se encuentra relacionada con un aumento de: enfermedades gastrointestinales, consumo de metales pesados y presencia de vectores de enfermedades (Schwarzenbach et al., 2010).

El agua en todos los sitios muestreados en la microcuenca presenta un grado de contaminación, el cual pone en riesgo las fuentes de agua y los sitios de recreación de los habitantes (Figura 12). En general, la calidad del agua va disminuyendo cuenca abajo, con los primeros tramos analizados presentando una contaminación baja o moderada, mientras que los últimos tramos presentaron una contaminación muy alta. Las fuentes principales de contaminación de agua se dan por descargas de zonas habitacionales, la descarga del rastro y escorrentía proveniente de la zona urbana y la zona de cultivo. El tramo seis, el cual presentó la calidad de agua más baja, presenta un canal cubierto de lodos orgánicos con

niveles de coliformes fecales muy altos y una comunidad de macroinvertebrados compuesta casi por completo de larvas de la familia culicidae, la cual presenta especies vectores de enfermedades (Cuadro 11; Anexo 1, Cuadro 10).

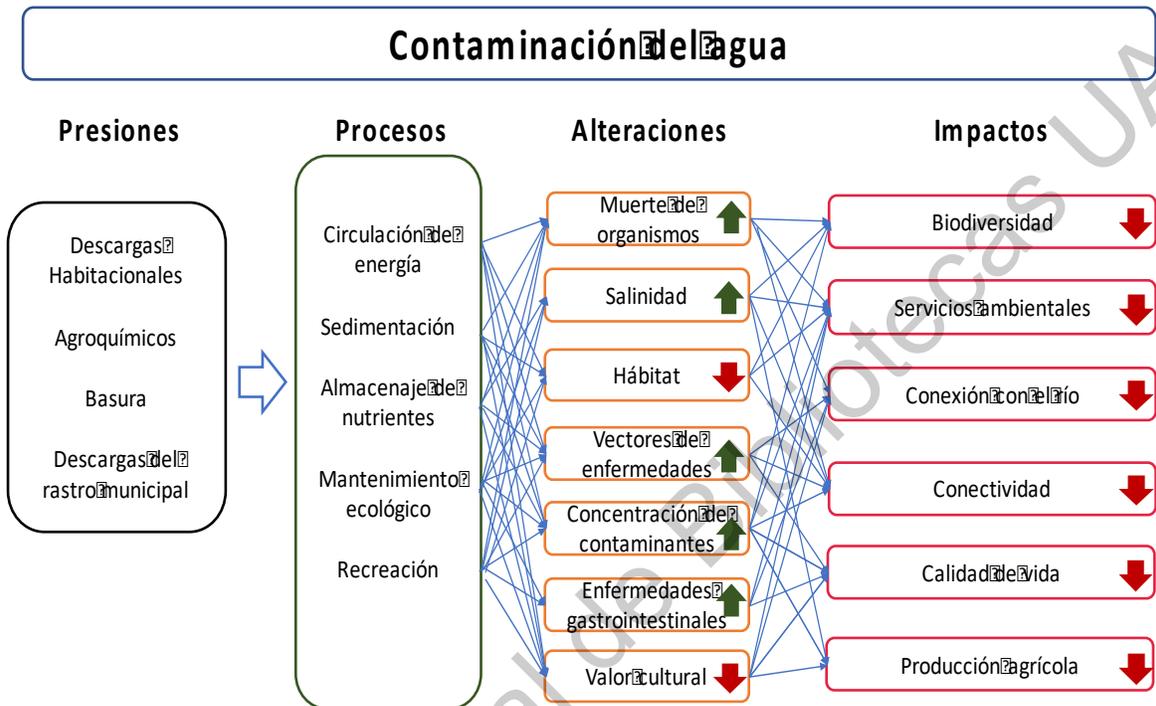


Figura 22. Esquema conceptual de los impactos de la contaminación del agua sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.4.2. Introducción de especies

La introducción de especies hace referencia a la inserción, accidental o deliberada, de especies fuera de su área de distribución natural (Mendoza y Koleff, 2014). Dicha introducción puede derivar en el establecimiento de poblaciones autosustentables que logren expandir su distribución más allá del punto inicial de establecimiento, alterando la estructura y funcionamiento del sistema invadido (Sakai et al., 2001). La introducción de especies suele darse en sistemas que: 1) se encuentran en etapas tempranas de perturbación; 2) presenten baja diversidad de especies nativas; 3) no presenten depredadores o especies ecológicamente similares; 4) presenten una red trófica laxa; y 5) se encuentren sujetos a diferentes perturbaciones (Mendoza y Koleff, 2014).

La introducción de especies pone en riesgo el balance socioecosistémico de la cuenca al ocasionar impactos significativos sobre los servicios ecosistémicos que provee. Los impactos generados varían según la especie introducida, sin embargo, suelen relacionarse con tres aspectos importantes: ecológicos, económicos y sanitarios. A nivel ecológico, la introducción de especies puede alterar las propiedades fundamentales del ecosistema al provocar la pérdida de biodiversidad, la destrucción de hábitats, el cambio de la calidad del agua, la modificación de procesos biogeoquímicos e hidrológicos y la alteración de redes tróficas (Dukes y Mooney, 2004; Gallardo et al., 2015). Al afectar los ecosistemas de forma negativa, la introducción de especies modifica también los servicios ecosistémicos que usamos los humanos, provocando daños económicos, ya sea al afectar el crecimiento de poblaciones de especies de importancia económica o al impedir directamente las actividades humanas (Pejchar y Mooney, 2009). En cuanto a impactos sanitarios, las consecuencias de la introducción de especies pueden darse si la especie actúa como reservorio de patógenos o parásitos, o, si la especie es un parásito que cause un efecto directo (Pyšek & Richardson, 2010; Mendoza y Koleff, 2014).

En la microcuenca existe la presencia de plantas y peces introducidos a lo largo de ambos segmentos. Las plantas introducidas en la microcuenca son: el carrizo (*Phragmites australis*), dos especies de lengua de vaca (*Rumex crispus* y *R. pulcher*), la cucharilla (*Eichhornia crassipes*), el lirio de agua (*Eichornia crassipes*) y el Pirul (*Schinus molle*) (Mora-Hernández y Martínez y Díaz de Salas, 2008). Dichas especies de plantas provocan problemas al crecer en grandes densidades, provocando la congestión de canales, inhibiendo el crecimiento de plantas nativas, limitando el acceso a zonas de pesca y generando hábitats ideales para la reproducción de vectores de enfermedades como los mosquitos. Las dos especies de lengua de vaca, la cucharilla y el lirio acuático se encuentran distribuidas a lo largo del segmento uno, en zonas con sin flujo perceptible de agua; mientras que el carrizo y el Pirul conforman la mayor parte del bosque de riberas a lo largo del segmento dos.

En cuanto a peces, las especies introducidas son el Guatapote manchado (*Pseudoxiphophorus bimaculatus*), la mojarra (*Oreochromis sp.*), la carpa (*Cyprinus carpio*), la lobina negra (*Micropterus salmoides*), el pez sol (*Lepomis cyanellus*) y la mojarra de oreja azul (*Lepomis macrochirus*) (Figura 14). Los impactos generados por la mojarra y la carpa se dan principalmente en la calidad del agua, ya que sus hábitos alimenticios propician la suspensión de sedimento, el aumento en la concentración de nutrientes y el cambio en la estructura de la comunidad de algas y macrofitas acuáticas; alteraciones que puede llevar a una eutrofización del ecosistema. Por su parte, el Guatapote manchado, la lobina negra, el pez sol y la mojarra de oreja azul son peces depredadores que modifican la estructura de la red trófica y pueden llevar a la extinción de especies nativas. Todas las especies han sido introducidas a través de la presa El Batán y se encuentran a lo largo del segmento uno, donde pueden alterar las poblaciones del cangrejo de barranca, especie en peligro de extinción.

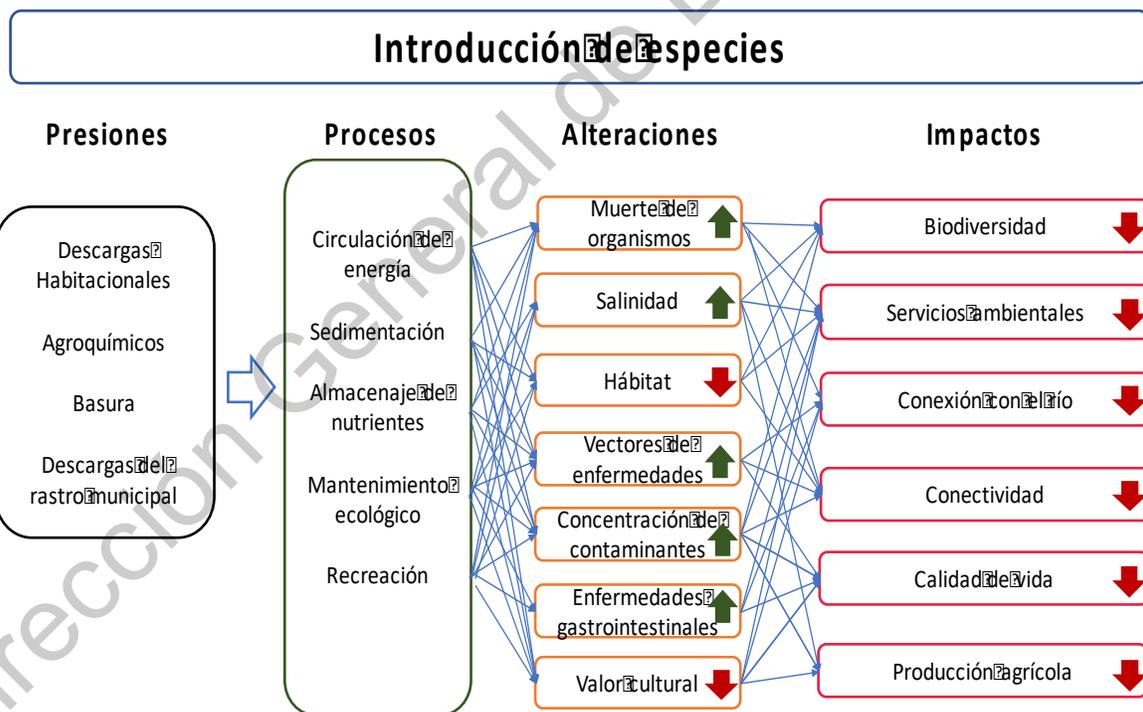


Figura 23. Esquema conceptual de los impactos de la introducción de especies sobre la estructura y función de la cuenca.

6.2.5. Desconexión social

Los asentamientos humanos siempre han tenido una conexión con el paso del agua por el territorio (Wantzen et al., 2016). Dicha conexión se ve reflejada en las formas de uso que se les han dado a los cuerpos de agua. Hillman et al. (2008) separan las formas de uso en tres categorías generales: 1) Recurso, referente a la extracción de bienes y comodidades; 2) Recreación, referido a diferentes actividades sociales encaminadas a la vinculación social; y 3) Estético, alusivo a una serie de prácticas dirigidas a la generación de una identidad de lugar, apreciación por la naturaleza o bienestar psicológico. Puede existir un solapamiento espacial de las tres formas de uso o pueden ser mutuamente excluyentes, dependiendo del contexto social de cada lugar.

Históricamente, la conexión con los cuerpos de agua (así como sus formas de uso) era mediada por medio de procesos culturales resultantes de una coevolución con el paisaje (Rose, 2000). Sin embargo, en tiempos recientes, la relación con los cuerpos de agua es dictada a partir de la generación de barreras (tanto físicas como institucionales), la privatización de tierras, o a partir de una percepción de los cuerpos de agua como sitios contaminados (Hillman et al., 2008). Estas barreras generan una desconexión social, entendida como una pérdida de identidad con el lugar experimentada por individuos o comunidades (Wester-Herber, 2004). Dicha desconexión se encuentra asociada a un sentimiento de injusticia e impotencia política ante el cambio constante, lo cual puede causar una sensación de daño físico y psicológico (Connor et al., 2004). Todo esto deriva en una disminución del compromiso social, una limitación en la transmisión del conocimiento local y una transformación en la percepción de la salud del río (Maffi, 2004; Hillman et al., 2008, Spink et al., 2010). Asociado a lo anterior se encuentra una aceleración de la degradación de los cuerpos de agua, la pérdida del conocimiento local, la pérdida del valor estético y cultural, la exclusión de grupos sociales en la toma de decisiones, así como una disminución de la calidad de vida (Hillman, 2006; Albercht et al, 2007, Hillman et al., 2008).

En la microcuenca, la desconexión social con los cuerpos de agua se observa en las formas de uso que se le dan a los segmentos y tramos de río. El uso del río como fuente de recursos es dominante en la microcuenca, ya sea en la forma de extracción de agua en las presas o en el cauce activo, la construcción de un canal de concreto para el control de inundaciones, la pavimentación de la zona inundable para la construcción de zonas habitacionales, la introducción de especies exóticas para el consumo o el desecho de contaminantes sin tratamiento. Por su parte, los usos recreativos y estéticos se limitan al segmento uno, sobre todo en los tramos uno y dos, mismos donde aún se realizan una gran cantidad de actividades recreativas y espirituales.

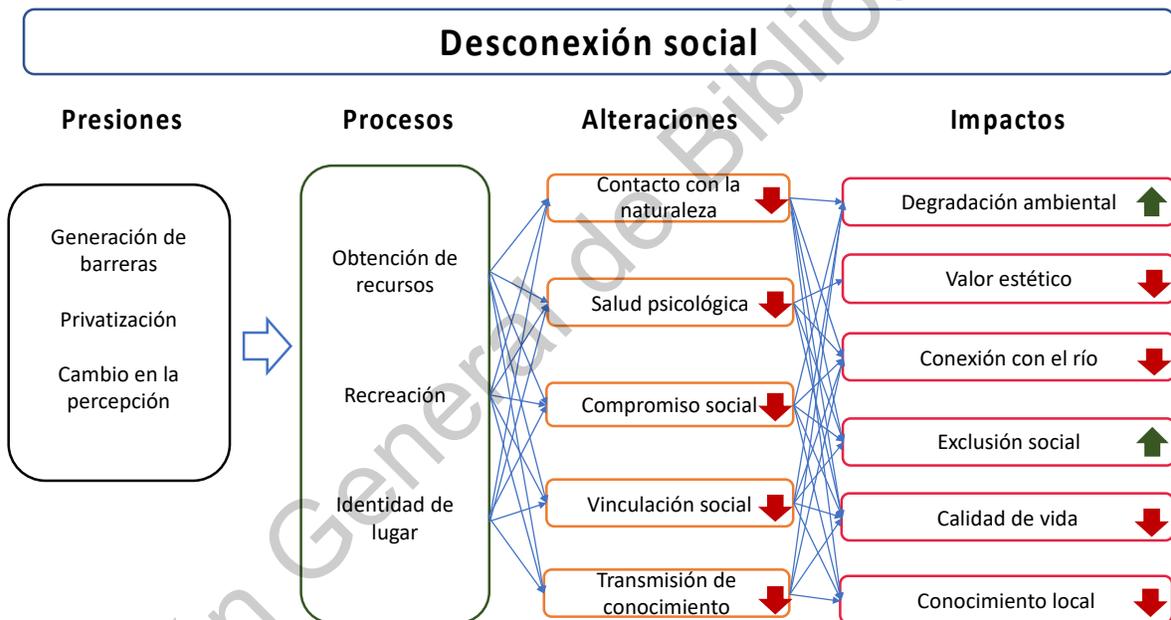


Figura 24. Esquema conceptual de los impactos de la desconexión social sobre la estructura y función de la cuenca.

6.3. Oportunidades

A pesar de los efectos negativos causados por las fuerzas motoras y las presiones, la microcuenca aún conserva elementos y procesos esenciales para su funcionamiento. Dichos aspectos se conservan gracias a las condiciones físicas de la microcuenca, al igual que a los esfuerzos de conservación realizados por actores locales, mismos que proporcionan oportunidades para promover las acciones de

restauración. En esta sección se exploran las oportunidades de restauración, entendiéndolas como: los esfuerzos institucionales realizados para mitigar los impactos causados por las presiones, así como las posibles acciones necesarias para aumentar la resiliencia del sistema.

6.3.1. Condiciones físicas

La estructura física de la microcuenca juega un papel importante en la conservación de su estructura y función, aun bajo los efectos negativos presentes. La presencia de lomeríos bajos que conforman la zona alta y media limita el crecimiento del área urbana, la cual se ha concentrado en la zona baja (Capítulo 5, Cuadro 7). La limitación del crecimiento urbano en la zona de lomeríos ha provocado que la vegetación natural, compuesta principalmente de selva baja caducifolia y matorral xerófilo, se concentre en dicha zona. La concentración de vegetación natural sobre materiales geológicos porosos promueve la infiltración de agua en la zona de lomeríos, misma que recarga el acuífero del valle de Querétaro y aporta agua con una buena calidad (Capítulo 5, sección 5.1.2).

Otro componente conservado en la microcuenca es el cauce del Río Pueblito en el segmento uno. Dicho segmento se encuentra en un valle parcialmente confinado, lo que limita la degradación lateral del canal (Capítulo 5, sección 4.1) y limita la capacidad de invadir la llanura de inundación. Aunado a lo anterior, el segmento presenta un corredor ribereño semicontinuo y una buena estructura de hábitat, así como una diversidad mayor de macroinvertebrados y la presencia de especies nativas (Capítulo 5, sección 5.4.2). Estas características promueven el mantenimiento de los procesos ecosistémicos en el segmento y pueden servir como reservorio de material biológico al realizar acciones de restauración.

6.3.2. Acciones institucionales

Si bien la estructura física de la microcuenca promueve su conservación, las acciones institucionales realizadas a favor de la conservación influyen fuertemente. Las acciones institucionales incluyen programas estatales y municipales, así como acciones realizadas por organismos gubernamentales.

A nivel estatal, el Río Pueblito se encuentra categorizado como zona de protección en la actualización del programa de ordenamiento ecológico regional del estado de Querétaro. Dicha categorización convierte al río en una zona no apta para la urbanización y que su principal propósito es asegurar el equilibrio ecológico del sistema, así como mantener y mejorar sus condiciones y componentes (SEDESU, 2018).

Bajando al nivel municipal, las acciones gubernamentales se dividen en: el establecimiento en el ordenamiento territorial y las acciones a escala puntual. Las acciones de ordenamiento se dan a partir del programa de ordenamiento ecológico municipal de Corregidora, el cual considera al Río Pueblito y la zona del Batán como áreas de protección (SEMARNAT, 2016). Derivado del ordenamiento, se decretó, en el 2013, a la zona del Batán como Área Natural Protegida (ANP) con categoría de reserva ecológica. Dicha ANP se extiende sobre la zona de lomeríos de la microcuenca, ocupando un total de 17.86 km² de extensión. Aunado a lo anterior, se cuenta con una delimitación de la zona federal del cauce del Río Pueblito, lo cual limita la invasión del cauce y su zona de inundación. Todas las acciones mencionadas anteriormente limitan el crecimiento de la zona urbana y de la zona agrícola, promoviendo la conservación de los procesos naturales.

Por otro lado, las acciones gubernamentales a nivel puntual se han dado por medio del proyecto de “saneamiento de las aguas del Río Pueblito”, a cargo del Patronato para el rescate, conservación y preservación del cauce y del entorno del Río Pueblito (PRP). Dicho proyecto ha logrado que la calidad de calidad del agua se encuentre entre los parámetros establecidos por la NOM-003-SEMARNAT, así como la reforestación de la vegetación de riberas en un tramo de 13.5 km y la recuperación de las poblaciones de tortuga casquito (*Kinosternum integrum*) y del cangrejo de barranca (*Pseudotelphusa dugesii*) (Concyteq, 2013).

6.3.3. Oportunidades de gestión

Las condiciones físicas de la microcuenca y las acciones institucionales realizadas han promovido la conservación de los procesos de la microcuenca. Sin embargo, dichas acciones se han limitado a zonas específicas y las acciones se encuentran dispersas en distintas entidades. Es necesario generar acciones que puedan atacar las diversas presiones, todo desde un enfoque que ocupe toda la microcuenca. En la tabla 13, se presentan las oportunidades de gestión que se pueden realizar en la microcuenca, así como de cómo atacan las diversas presiones.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

Cuadro 13. Oportunidades de gestión en la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

Presión	Oportunidad de gestión
Perdida de vegetación	<ul style="list-style-type: none"> • Reforestación con plantas nativas Mejora la capacidad de almacenamiento de agua y genera hábitats Reduce erosión, escorrentía y efecto de isla de calor • Restauración del corredor ribereño Estabiliza el canal, reduce la escorrentía y mejora la calidad del agua Genera hábitats y proporciona espacios de recreación
Alteración al flujo	<ul style="list-style-type: none"> • Establecimiento de un caudal ecológico Reintroduce patrones estacionales, régimen de crecidas y tasas de cambio Garantiza el mantenimiento de procesos ecológicos Genera un balance entre las necesidades humanas y ecosistémicas • Remoción/modificación de estructuras de bloqueo Permite el flujo de agua y sedimentos a través del sistema Promueve el paso de organismos, reduciendo la fragmentación Mejora la calidad de hábitats presentes • Manejo pluvial integral Reduce el área impermeable, maximiza la captura y retención de agua Mejora la calidad del agua al retener contaminantes de fuentes difusas Disminuye el riesgo de inundaciones
Modificación al río	<ul style="list-style-type: none"> • Restauración de río Estabiliza el canal, reduce la velocidad de flujo y el transporte de sedimento Mejora la condición de hidromorfológica Promueve el paso de organismos, reduciendo la fragmentación Genera espacios públicos de importancia cultural • Conexión del canal con la llanura de inundación Reduce el riesgo de inundación Aumenta la capacidad de retención y almacenamiento de agua Genera hábitats de importancia • Conservación y mejoramiento de hábitats Mantiene especies nativas Promueve el paso de organismos, reduciendo la fragmentación Mejora la condición hidromorfológica y la calidad del agua
Alteración ecosistémica	<ul style="list-style-type: none"> • Saneamiento de agua Mejora la calidad del agua Reduce la presencia de vectores de enfermedades Disminuye la prevalencia de enfermedades gastrointestinales Reduce la presencia de contaminantes en los alimentos • Conservación de especies nativas Promueve el mantenimiento de procesos ecológicos Mejora la conexión con los habitantes Aumenta la resiliencia del sistema ante el cambio Incentiva la conservación de procesos ecosistémicos • Manejo de especies exóticas Mejora el flujo de agua Reduce la presión sobre las especies nativas Mejora la integridad ecológica Promueve el aprovechamiento económico
Desconexión social	<ul style="list-style-type: none"> • Ecoturismo Promueve la conexión con la naturaleza Facilita la integración de actores clave Genera ingresos para las acciones de restauración Incentiva la conservación de procesos ecosistémicos • Educación ambiental Promueve la conexión con la naturaleza Genera conciencia ecológica Promueve la conservación

7. Estrategia de restauración

La microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera presenta una estructura y función degradada debido a una combinación de acciones humanas, las cuales resultan de una larga historia de manejo. El manejo agropecuario y el crecimiento de la mancha urbana han modificado varios factores clave para el mantenimiento de los procesos naturales, provocando efectos negativos sobre la microcuenca y sus habitantes. Sin embargo, la cuenca aún presenta zonas que mantiene atributos funcionales de importancia y que se encuentra bajo un esquema de manejo que promueve su conservación, aumentando la resiliencia de toda la cuenca.

Tomando en cuenta el contexto, la presente estrategia de restauración se encuentra dirigida a: 1) Promover el mantenimiento de los procesos naturales en zonas conservadas; 2) Limitar los efectos negativos causados por las presiones identificadas; 3) Reintroducir procesos perdidos en zonas degradadas; y 4) amentar la importancia cultural de la cuenca. La estrategia toma en cuenta que el contexto ecológico y social de la microcuenca se encuentra sujeto a un cambio constante, por lo que las acciones buscan establecer un funcionamiento dinámico de la microcuenca, consiferando los factores limitantes presentes. Dichos factores pueden ser naturales o derivados de las condiciones y circunstancias relacionadas al manejo del territorio.

7.1. Visión general

En su nivel más fundamental y amplio la presente estrategia busca que la microcuenca sea:

1. Una cuenca dinámica, la cual mantenga un rango diverso de procesos físicos adecuados, sin comprometer las actividades humanas.
2. Una cuenca saludable, capaz de mantener comunidades biológicas sanas.
3. Un sistema conectado y funcional, donde los procesos físicos y ecológicos se mantengan a lo largo de la cuenca, pudiendo ser aprovechados por los habitantes.

4. Una cuenca que refleje su importancia histórica, cultural, científica, recreacional y espiritual.
5. Un sistema resiliente al cambio, el cual pueda mantener un buen funcionamiento en el contexto actual y futuro.

7.2. Metas y objetivos

A partir de la visión general descrita se establecieron tres metas y 14 objetivos, los cuales se relacionan con aspectos físicos, ecológicos y sociales. Las metas y objetivos de restauración se presentan en el cuadro 14.

Cuadro 14. Metas y objetivos de restauración

Meta	Objetivos
1. Reintegrar procesos ecostitémicos perdidos	1.1 Restablecer el régimen hidrológico natural 1.2 Incrementar la recarga de agua subterránea 1.3 Conservar y restablecer la vegetación natural 1.4 Mejorar la calidad del agua 1.5 Restaurar el corredor ribereño 1.6 Mejorar la diversidad hidromorfológica del río 1.7 Conectar al canal con su zona de inundación
2. Mantener la condición natural	2.1 Promover la conservación para especies endémicas 2.2 Mejorar y conservar hábitats de importancia 2.3 Manejar especies exóticas 2.4 Monitorear la condición ecológica
3. Fortalecer la importancia cultural	3.1 Promover el atractivo ecoturístico 3.2 Generar espacios públicos de recreación 3.3 Educar al público sobre la importancia de conservar

7.3. Acciones de restauración

Las acciones de restauración fueron establecidas con base en la condición actual del sistema, buscando minimizar los efectos negativos provocados por las presiones identificadas. Se establecieron 12 acciones dirigidas al cumplimiento de la visión general y en concordancia con las metas y objetivos establecidos. Cabe destacar que la implementación de cada acción debe ser realizada a partir de un proceso inclusivo, tomando en cuenta las necesidades de los actores clave y del público en general. La cuadro 15 muestra la congruencia de las acciones con los objetivos de restauración y la Figura 25 esquematiza las zonas prioritarias para cada acción.

7.3.1. Caudal ecológico

El caudal ecológico es una herramienta de gestión que permite un manejo más sustentable de los recursos hídricos. Lo que se busca es reproducir el régimen hidrológico natural, tanto en patrones estacionales de caudales mínimos y máximos como el régimen de crecidas y tasas de cambio (Arthington et al., 2018). Como herramienta legislativa, el caudal ecológico se ha establecido en Estados Unidos, Australia, Sudáfrica, China, la unión europea y recientemente en México (Chen et al., 2013; Salinas-Rodríguez et al., 2018).

El establecimiento de caudales ecológicos permite generar un balance entre las necesidades humanas y las necesidades ecosistémicas del río. La implementación de esta herramienta ha sido ligada a un mejoramiento de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados (Robinson et al., 2003), un aumento en el reclutamiento de peces nativos (King et al., 2009), reducción de poblaciones de especies exóticas (Kiernan et al., 2012), así como la recuperación de la vegetación de riberas (Rood et al., 2003).

En la microcuenca, el establecimiento de un caudal ecológico posibilitará la reintegración de procesos fluviales, mismos que han sido alterados por la presencia de la presa El Batán y la presa Santa Bárbara. Su implementación permitirá: 1) restablecer el régimen hidrológico 2) facilitar la conservación de especies nativas, 3) controlar especies exóticas, 4) recuperar la conectividad del río y 5) mantener los servicios ecosistémicos.

7.3.2. Diseño urbano sensible al agua

El diseño urbano sensible al agua (DUSA) hace referencia a un manejo del agua urbana sensible a los procesos hidrológicos y ecológicos naturales (Wong, 2006).

El DUSA se basa en la planificación estratégica de una red de áreas naturales y obras de infraestructura polifuncional, las cuales permiten un mejoramiento de la calidad ambiental en zonas urbanas (IMPLAN Hermosillo, 2018). Como estrategia de planeación urbana, el DUSA ha sido implementado en Estados Unidos, Canadá, la unión europea, Australia, China, Japón, Corea del sur, Taiwan,

Cambodia, Sudafrica y recientemente en la Ciudad de México (Radcliffe, 2019; Suárez et al., 2008).

La incorporación del DUSA en la planeación urbana permite reincorporar elementos y procesos que han sido perdidos debido al crecimiento urbano. Su implementación permite restablecer el régimen hidrológico natural (Ladson, 2019), reducir el riesgo de inundaciones (Myers y Pezzaniti, 2019), mitigar el efecto de isla de calor (Jamei y Tapper, 2019), mejorar la calidad de vida de los habitantes (Couts y Hahn, 2015), controlar la entrada de contaminantes a cuerpos de agua (Goonetilleke et al, 2019), reducir la erosión hídrica (Rowlands, 2019), conservar la biodiversidad nativa (Kazemi et al., 2011), aumentar la capacidad de almacenamiento de agua (Hamlyn-Harris et al., 2019) y mantener la estructura física de los cauces (Vietz y Hauley, 2019).

En la microcuenca, la incorporación del DUSA en la planeación urbana permitirá reducir parte de los efectos negativos causados por el crecimiento de la zona urbana, sobre todo en la zona baja de la cuenca. La implementación de esta estrategia debe de ir ligada a un proceso de participación social, buscando priorizar las acciones a zonas susceptibles a riesgos ambientales y poblaciones marginadas. Una buena implementación de esta estrategia permitirá: 1) Restablecer el régimen hidrológico natural, 2) incrementar el área permeable en la zona urbana, 3) reducir la cantidad de contaminantes en el río, 4) disminuir el riesgo de inundaciones, 5) facilitar la conservación de especies, 6) mejorar el atractivo estético de la zona urbana y 7) disminuir la dependencia de fuentes de agua subterránea o externa.

7.3.3. Restauración del paisaje forestal

La restauración del paisaje forestal (RPF) es el proceso de recuperación de la funcionalidad ecológica y del bienestar humano en ecosistemas forestales degradados o deforestados (Sabogal et al., 2015). La RPF conyeva un proceso participativo entre todos los actores clave, lo cual permite: identificar, negociar e implementar prácticas que fomenten un balance entre las necesidades ambientales, sociales y económicas asociadas a los bosques (IISD, 2005). La restauración forestal es reconocida globalmente como estrategia prioritaria para combatir la

degradación ambiental, con varios países presentando estrategias regionales de restauración consolidadas o en proceso de consolidación (Chazdon et al., 2016).

La RPF permite el restablecimiento de la estructura, productividad y diversidad de las especies vegetales nativas en un bosque, lo cual promueve la recuperación de su funcionamiento natural (Venegaz-López, 2016). La recuperación de la vegetación asociada a la RPF se encuentra ligada a una serie de beneficios, entre los que resaltan: Una reducción de la erosión hídrica (Cerdá y Roer, 2005), una disminución de la escorrentía (Ludwig et al., 2005), una mayor recarga de mantos acuíferos (Perkins et al., 2014), aumento en la biodiversidad (Bermer y Farley, 2010), aumento de la salud humana y un mejoramiento en la calidad del aire (Nowak et al., 2014).

En la microcuenca, la incorporación de una estrategia de restauración del paisaje forestal permitirá reducir parte de los efectos negativos causados por la pérdida de vegetación, sobre todo en la zona alta y media de la cuenca, lugar donde aún se conserva un buen ensamblaje de vegetación. La implementación de la estrategia de restauración debe de tomar en cuenta a los dueños de los predios a restaurar y debe incluir una estrategia que tome en cuenta las necesidades ambientales, económicas y sociales. Una buena implementación de esta estrategia permitirá: 1) Restablecer el régimen hidrológico natural, 2) incrementar la recarga de acuíferos, 3) disminuir el riesgo de inundaciones, 4) facilitar la conservación de especies, y 5) mejorar el atractivo turístico de la cuenca.

7.3.4. Saneamiento ecológico del agua

El saneamiento ecológico del agua (SEA) hace referencia a una serie de actividades encaminadas a mejorar y mantener la calidad del agua. El SEA ve al agua como parte de un sistema de tratamiento sustentable ajustado a las condiciones locales (Langerbrager y Muellegger, 2005). Este sistema no favorece un tipo específico de tecnología, sino que buscando fomentar el cierre de flujos de materia a partir de un enfoque ecosistémico (Hu et al., 2016). Las tecnologías usadas varían entre técnicas naturales de tratamiento de aguas residuales, instalaciones en viviendas particulares, obras de infraestructura verde y otros sistemas descentralizados

(Otterphol, 2004). El SEA surge como una alternativa para apoyar el saneamiento del agua, el cual es considerado parte del derecho humano a la higiene, el cual es reconocido por todos los países miembros de las naciones unidas (Winblad, 2001; ONU, 2016).

El SEA permite mejorar la calidad del agua a partir de un manejo de aguas negras, aguas grises, agua pluvial y desechos industriales. La implementación del SEA permite: Reducir el consumo de agua (Werner et al., 2004), reciclar los nutrientes (Simha y Ganesapillai, 2017), reducir la dependencia de fertilizantes químicos en campos de cultivo (Langerbrager y Muellegger, 2005), controlar los vectores de enfermedades (van Der Berg et al., 2013), fomentar la recuperación de las comunidades acuáticas (Gray, 2004) y aumentar el atractivo de los cuerpos de agua (Del Saz-Salazar et al., 2009).

La implementación de una estrategia de saneamiento de agua en la microcuenca permitirá atacar los problemas de contaminación de agua, sobre todo en el segmento dos, así como ayudar a las acciones de saneamiento ya realizadas. Una buena implementación de esta estrategia permitirá: 1) Reducir el consumo de agua, 2) Recuperar la calidad del agua, 3) facilitar la conservación de especies endémicas, 4) reducir las poblaciones de vectores de enfermedades, 5) fomentar la conexión con el río y 6) aumentar el atractivo estético de la microcuenca.

7.3.5. Restauración de ríos

La restauración de ríos es la combinación de esfuerzos dirigidos a mejorar los procesos ecológicos de un río (Wohl et al, 2005). La restauración de ríos toma en cuenta las necesidades de los sistemas acuáticos y de las comunidades que dependen de ellos, todo con el propósito de tomar decisiones estratégicas en cuanto a las acciones a realizar (Speed et al., 2016). Como estrategia de manejo, la restauración de ríos ha sido implementada en Estados Unidos, la unión europea, Australia, Sudafrica, China, Japón, Korea del sur, así como en gran parte de latinoamérica, incluido México (Speed et al., 2016; Boon et al., 2000).

El éxito de la restauración de ríos proviene de la sinergia entre acciones legislativas (restauración pasiva) y actividades directas sobre el canal (restauración activa)

(Roni y Beechie, 2012). Entre las acciones realizadas en la restauración de ríos se encuentran: la regulación de actividades sobre el río, la educación ambiental, el ordenamiento territorial, la restauración del bosque de riberas, la reconexión de la zona inundable, la remoción de estructuras de bloqueo, el mejoramiento de hábitats, la reconfiguración del canal, y la generación de zonas recreativas (Wohl et al., 2015).

En la microcuenca, la implementación de acciones de restauración permitirán contrarrestar la degradación presente en ambos segmentos del Río Pueblito, sobre todo en el segmento dos donde se ha perdido por completo la estructura natural. La restauración de ríos permitirá: 1) Recuperar el corredor ribereño, 2) mejorar la estructura hidromorfológica, 3) reconfigurar las estructuras de bloqueo, 4) reconectar al canal con su zona inundable, 5) promover la conservación de especies nativas, 6) aumentar el valor estético del río, 7) regular las actividades realizadas en el río, y 8) reducir el riesgo de inundaciones.

7.3.6. Manejo ecosistémico

El manejo ecosistémico es un acercamiento interdisciplinario que busca generar un balance entre las necesidades biológicas, sociales y de gobernanza para generar un uso sustentable de los recursos naturales (Long et al., 2015). El manejo ecosistémico no maneja a los ecosistemas, sino a las actividades humanas que tienen un impacto sobre estos (Gavaris, 2009). El manejo ecosistémico se encuentra basado en la integración de actores clave, la utilización de conocimiento científico y tradicional, así como el monitoreo constante y el manejo adaptativo (Long et al., 2015). Como estrategia de gestión, el manejo ecosistémico ha sido adoptado por organizaciones como la organización de las naciones unidas (ONU), la unión internacional para la conservación de la naturaleza (IUCN) y el fondo mundial para la naturaleza (WWF) (IUCN, 2018; UNDP, 2019; WWF, 2019).

Una buena estrategia de manejo ecosistémico debe de componerse de: 1) la definición del ecosistema a manejar; 2) el entendimiento de la estructura y función del sitio; 3) el conocimiento de la estructura socioeconómica; 4) la participación de los actores clave; 5) la generación de metas y objetivos claros y alcanzables (Smith

et al, 2016). Al ser implementado de buena forma, el manejo ecosistémico permite: proteger la integridad ecológica, conservar la riqueza y biodiversidad de especies nativas, promover los servicios ecosistémicos e integrar principios biológicos a las actividades económicas (Grumbine, 1994; Brussard et al., 1998).

El manejo ecosistémico dentro de la microcuenca permitirá generar un balance entre las necesidades biológicas y sociales, permitiendo reducir el impacto de las actividades humanas, sobre todo en la zona dentro del área natural protegida del Batán. El manejo ecosistémico permitirá: 1) Revalorizar los servicios ecosistémicos provistos por la microcuenca, 2) promover la conservación de especies nativas, 3) manejar las especies exóticas, 4) aumentar el valor estético de la microcuenca, 5) regular las actividades realizadas en el río, y 6) promover la conservación del área natural.

7.3.7. Ecoturismo

El ecoturismo es una forma de turismo basada en la naturaleza, la cual tiene como finalidad la admiración, estudio y disfrute de las manifestaciones naturales y culturales de una zona (Donohoe y Needham, 2006). El ecoturismo ha sido ampliamente aceptado por la comunidad internacional, teniendo un crecimiento tres veces mayor al turismo tradicional y con la previsión de ocupar un 5% del mercado mundial para el año 2024 (Das y Chetterjee, 2015).

Las tres dimensiones principales en el ecoturismo son la educación, el manejo sustentable y el apoyo a la conservación (Wight, 1994). Dichos principios surgen del reconocimiento de que el ecoturismo sustentable solo puede mantenerse a partir de una gestión proactiva basada en principios (Blamey, 2001). Al ser aplicado de una manera sostenible, el ecoturismo permite: empoderar a las comunidades locales (Mendoza-Ramos y Prideaux, 2017), producir ingresos económicos (Hunt et al., 2014) promover las acciones de conservación (Boley y Green, 2015) y fomentar una actitud positiva por la conservación (Huang y Perng, 2017).

En la microcuenca, la generación de una estrategia de ecoturismo permitirá reconectar a los habitantes con el territorio, al mismo tiempo que se generan ingresos que puedan ser utilizados en obras de restauración, sobre todo en la zona

alta y zona media. El ecoturismo permitirá: 1) Revalorizar los servicios ecosistémicos provistos por la microcuenca, 2) promover la conservación de especies nativas, 3) aumentar el valor estético de la microcuenca, 4) regular las actividades realizadas en el río, y 5) promover la conservación del área natural.

7.3.8. Educación ambiental

La educación ambiental es el proceso educativo que relaciona al ser humano con el ambiente natural (Aguilera-Peña, 2018). La educación ambiental es un campo interdisciplinario que busca solucionar problemas relacionados con el deterioro ambiental a través de modelos, estrategias y proyectos (Espejel-Rodríguez y Flores-Hernández, 2017). La educación ambiental puede ser de carácter formal (ámbito escolar) o informal (por medio de organizaciones o comunidades) (Novo, 1996). El enfoque interdisciplinario y basado en soluciones han provocado la educación ambiental es considerada como una estrategia prioritaria para combatir las problemáticas asociadas al deterioro ambiental a nivel local y global (Potter, 2009; Crim et al., 2017).

La finalidad de la educación ambiental es generar ciudadanos que cuenten con el conocimiento, habilidades, actitudes, motivaciones y compromisos para trabajar individual y colectivamente para generar soluciones a problemas actuales y futuros (). Al ser implementada de forma efectiva, la educación ambiental logra: generar conciencia sobre las problemáticas ambientales (Pe'er et al., 2007), aumentar la aceptación por prácticas de conservación (Boley y Green, 2015), incrementar la identidad con el lugar (Beyer et al., 2015) y modificar la conducta hacia acciones con menor impacto ambiental (Meyer, 2015).

La implementación de una estrategia de educación ambiental en la microcuenca servirá como un apoyo a las otras acciones realizadas, promoviendo la vinculación con el público en general. La educación ambiental en la microcuenca permitirá: 1) Generar conciencia sobre la importancia de conservar, 2) revalorizar los servicios ecosistémicos provistos por la microcuenca, 3) promover la conservación de especies nativas y 5) reconectar a los habitantes con el medio natural.

Cuadro 15. Congruencia de las acciones con los objetivos de restauración.

Estrategia	Presión atacada	Escala a realizar	Objetivo cumplido
Caudal ecológico	Alteración al flujo/Alteración ecosistémica	Cuenca	1.1, 1.3, 1.4, 1.5, 1.6, 1.7, 2.1, 2.2, 2.3
Diseño urbano sensible al agua	Alteración al flujo/ pérdida de vegetación	Zona baja	1.1,1.2, 1.3, 1.4, 1.5, 1.6, 1.7, 2.1, 2.2, 2.3, 3.1, 3.2, 3.3
Restauración del paisaje forestal	Alteración del flujo /Pérdida de vegetación	Zona alta y media	1.1,1.2, 1.3, 1.4, 1.5, 2.1, 2.2, 2.4, 3.1, 3.2, 3.3
Saneamiento ecológico del agua	Alteración ecosistémica	Segmentos uno y dos	1.4, 2.1, 2.2, 3.1, 3.2, 3.3
Restauración de ríos	Modificaciones al río/ Pérdida de vegetación/ desconexión social	Segmentos uno y dos	1.1,1.2, 1.3, 1.4, 1.5, 1.6, 1.7, 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 3.1, 3.2, 3.3
Manejo ecosistémico	Alteración del flujo/ modificaciones al río/ Alteración ecosistémica	Cuenca	1.1,1.2, 1.3, 1.4, 1.5, 1.6, 1.7, 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 3.1, 3.3
Ecoturismo	Desconexión social/ alteración ecosistémica	Zona alta y media	1.3, 2.1, 2.2, 2.4, 3.1, 3.2, 3.3
Educación ambiental	Desconexión social/ alteración ecosistémica	Cuenca	1.3, 2.1, 2.2, 2.4, 3.1, 3.2, 3.3

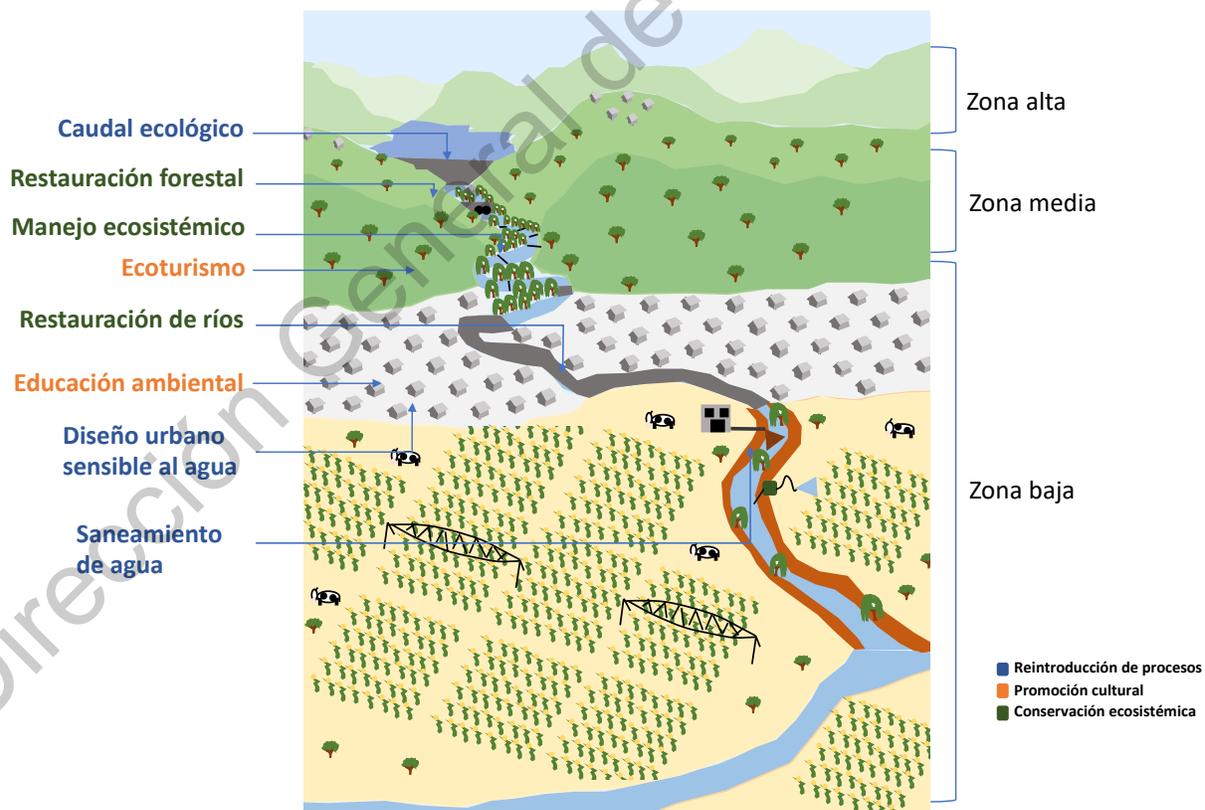


Figura 25. Modelo conceptual de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera mostrando las diferentes acciones de restauración.

7.4. Fichas descriptivas

Caudal ecológico	
Escala	Cuenca
Prioridad	Alta, debido a la fuerte alteración del régimen hidrológico, la presencia de especies endémicas en peligro de extinción y la importancia cultural del sistema
Descripción	
El caudal ecológico es una herramienta de gestión que permite un manejo más sustentable de los recursos hídricos. Lo que se busca es reproducir el régimen hidrológico natural, tanto en patrones estacionales de caudales mínimos y máximos como el régimen de crecidas y tasas de cambio.	
Justificación	
El establecimiento de un caudal ecológico permitirá la reintegración de procesos fluviales en la microcuenca, mismos que han sido alterados por la presencia de la presa El Batán y la presa Santa Bárbara.	
Congruencia	
El régimen hidrológico de la microcuenca ha sido alterado debido a la presencia de la presa El Batán y la presa Santa Bárbara. Esta alteración a producido modificaciones en la estructura física y biológica del río, volviendolo más suseptible a la degradación, al mismo tiempo que reduce los servicios ecosistémicos usados por los habitantes. Por esta razón la implementación de un caudal ecológico permitiría el mantenimiento de procesos físicos y biológicos, generando beneficios para los habitantes.	
Etapas	Indicadores
1) Determinación del objetivo ambiental para la microcuenca por medio de la identificación de importancia ecológica y la presión de uso.	1) Recuperación de temporalidad de flujo y eventos máximos
2) Determinar la alteración del régimen natural en la microcuenca.	2) Mejoramiento de la estructura hidromorfológica
3) Establecimiento de la propuesta de caudal ecológico para la microcuenca por medio de la metodología holística.	
Literatura sugerida	
CONAGUA. (2011,b). Guía rápida para la determinación de caudales ecológicos. Recuperado de: http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/GUIA.pdf	

Diseño urbano sensible al agua	
Escala	Cuenca, zona baja
Prioridad	Alta, debido a la fuerte presión causada por el crecimiento urbano y la susceptibilidad a inundaciones
Descripción	
El diseño urbano sensible al agua hace referencia a una red estratégicamente planificada de áreas naturales y obras de infraestructura polifuncional, las cuales permiten un mejoramiento de la calidad ambiental en zonas urbanas y rurales. Las obras de infraestructura sensible al agua están diseñadas para reducir el riesgo a desastres, mejorar el manejo de agua, promover la movilidad sustentable, generar espacios públicos y para crear corredores para la biodiversidad.	
Justificación	
La implementación de obras de infraestructura sensibles al agua en la microcuenca permitirá: 1) Reducir el riesgo de inundaciones; 2) Aumentar la infiltración de agua, 3) Disminuir el efecto de isla de calor; 4) Aumentar el atractivo turístico; y 5) Disminuir el aporte de contaminantes provenientes de fuentes no puntuales.	
Congruencia	
El crecimiento urbano es una de las principales fuerzas motoras detrás de la degradación de la microcuenca. Este crecimiento ha provocado la pérdida de vegetación, el aumento de áreas impermeables, las modificaciones al río y la contaminación del agua. La implementación de un diseño sensible al agua permitirá reintegrar elementos funcionales de alto valor estético que permitirán la mitigación de los efectos negativos causados por el crecimiento urbano.	
Etapas	Indicadores
1) Diagnóstico participativo y diseño un plan estratégico a nivel de cuenca	1) Disminución de zonas impermeables
2) Selección zonas de prioritarias y diseño obras	2) Mejora de la calidad de agua
3) Implementación de obras	
4) Evaluación y monitoreo	3) Disminución en el volumen de escurrimiento
Literatura sugerida	
<p>IMPLAN Hermosillo. (2018). <i>Manual de lineamientos de diseño de infraestructura verde para municipios mexicanos</i>. Recuperado de http://www.imip.org.mx/documentos/manual.html</p> <p>Quiroz Benítez, D. E. (2018). <i>Implementación de infraestructura verde como estrategia para la mitigación y adaptación al cambio climático en ciudades mexicanas, hoja de ruta</i>. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/394115/Hoja_de_ruta_IV_Infraestructura_Verde.pdf</p>	

Restauración del paisaje forestal	
Escala	Zona alta y zona media
Prioridad	Alta, debido a la fuerte presión causada por el crecimiento urbano
Descripción	
La restauración forestal es un método de intervención que tiene como finalidad el restablecimiento de la estructura, la productividad y la diversidad de especies vegetales originarias de una zona natural. La restauración forestal permite el restablecimiento de procesos hidrológicos naturales, reduciendo el riesgo ante desastres naturales y permitiendo el mantenimiento de procesos ecosistémicos y la	
Justificación	
La restauración forestal permitirá mantener los procesos hidrológicos en la zona alta y media, al mismo tiempo que mitigará los efectos negativos del crecimiento urbano. La restauración también promoverá la conservación de especies vegetales nativas, generará hábitats de importancia para la fauna local y permitirá aumentar el atractivo turístico y cultural de la microcuenca.	
Congruencia	
La pérdida de vegetación es una de las principales presiones que promueven la degradación de la microcuenca. Con la pérdida de vegetación se da un aumento en el riesgo de inundaciones, un aumento en el efecto de isla de calor, una mayor erosión de suelos y una pérdida de biodiversidad. La restauración forestal permitirá reducir la degradación ambiental y permitirá el mantenimiento de procesos ecosistémicos de importancia.	
Etapas	Indicadores
1) Identificación y delimitación de zonas potenciales	1) Aumento en cobertura y salud de la vegetación
2) Caracterización de los sitios y análisis de la estructura vegetal	2) Disminución de la erosión
3) Selección, producción y plantación de especies de interés	3) Disminución en el volumen de escurrimiento
4) Evaluación y monitoreo	
Literatura sugerida	
Venegas López, M. (2016). <i>Manual de mejores prácticas de restauración de ecosistemas degradados, utilizando para reforestación solamente especies nativas en zonas prioritarias</i> . Recuperado de http://procurement-notices.undp.org/view_file.cfm?doc_id=166266	
Malda Barrera, G., Jiménez Castillo, P. R., & Martínez y Díaz de Salas, M. (2009). <i>Plantas del Parque Nacional del Cimatario aptas para la reforestación y diseño de áreas verdes</i> . Querétaro, México: Univerisdad Autónoma de Querétaro.	

Saneamiento ecológico del agua	
Escala	Cuenca, segmentos uno y dos
Prioridad	Alta, debido a la fuerte contaminación del agua presente en el segmento dos
Descripción	
<p>El saneamiento de agua hace referencia a una serie de actividades encaminadas a mejorar y mantener la calidad del agua en la microcuenca. El saneamiento de aguas toma en cuenta acciones dentro y fuera del río. Fuera del río, las acciones de saneamiento son el establecimiento de obras de infraestructura verde y acciones en plantas de tratamiento de agua construidas. Dentro del río, el saneamiento toma en cuenta la modificación y tratamiento de bocas de desagüe y la aplicación de enzimas sobre el cauce del río.</p>	
Justificación	
<p>El saneamiento permitirá mantener la buena calidad de agua mantenida en el segmento uno y permitirá mejorar la calidad presente en el segmento dos. Una mejor calidad de agua permitirá el establecimiento de organismos, la reducción de vectores de enfermedades, mejorará la conexión con el río, aumentará el valor estético y turístico de la microcuenca.</p>	
Congruencia	
<p>La contaminación provocada por la descarga de desechos provenientes de fuentes puntuales y no puntuales reduce la capacidad del sistema de autoregularse, provocando una degradación del mismo. Esta degradación tiene consecuencias para los habitantes, ya que aumenta la prevalencia de enfermedades gastrointestinales, promueve la presencia de vectores de enfermedades y reduce la calidad de vida. El saneamiento del agua logrará revertir esta degradación, aumentando la calidad de vida de los habitantes y permitiendo un mayor acercamiento al río</p>	
Etapas	Indicadores
1) Identificación y delimitación de zonas de saneamiento	1) Mejora de la calidad de agua
2) Caracterización de los sitios y diseño de obras a realizar	2) Reducción de poblaciones de vectores de enfermedades
3) Implementación de obras de saneamiento	
4) Evaluación y monitoreo	
Literatura sugerida	
<p>Yáñez Sánchez, V. (2011). <i>Manual de saneamiento básico</i>. Recuperado de https://www2.sep.pdf.gob.mx/petc/archivos-alimentacion/manual_saneamiento_tec.pdf</p>	

Restauración del río	
Escala	Segmento dos, tramos cinco y seis
Prioridad	Alta, debido a la fuerte modificación del río y la invasión de la zona inundable a lo largo del segmento 2
Descripción	
La restauración del río hace referencia a las intervenciones relacionadas con regresar a un río modificado a su estado natural. Por su parte, la restauración de la zona inundable se refiere a las intervenciones encaminadas a conectar al canal con su zona inundable. Estas intervenciones buscan reintroducir elementos perdidos, sin comprometer la seguridad ante desastres y generando espacios que puedan ser utilizados por los habitantes.	
Justificación	
La restauración del río y su zona inundable permitirá naturalizar el segmento dos, el cual ha sido fuertemente modificado. La naturalización permitirá mejorar la conectividad del sistema, ayudando al mantenimiento de proceso ecosistémicos y generando espacios recreativos.	
Congruencia	
Las modificaciones realizadas al canal y la invasión de la zona inundable han provocado la pérdida de casi todos los elementos y procesos ecosistémicos del segmento dos. Esta pérdida ha provocado una disminución en la conectividad del río, lo que afecta el transporte de agua, sedimentos y organismos, al mismo tiempo que limita el acceso al río y reduce los servicios ecosistémicos que este provee. La restauración del río y su zona inundable permitirán el restablecimiento de procesos físicos y biológicos que han sido perdidos y fomentará la conexión al río al generar espacios públicos de alto valor estético.	
Etapas	Indicadores
1) Identificación y delimitación de zonas a restaurar	1) Mejora del índice de calidad de riberas y hábitat
2) Caracterización del sitio y diseño de obras a realizar	2) Reducción del riesgo de inundaciones
3) Implementación de obras de restauración	3) Mejora en la estructura hidromorfológica
4) Evaluación y monitoreo	
Literatura sugerida	
Prominski, M., Stokman, A., Zeller, S., Stimberg, B., Voermanek, H., & Bajc, K. (2012). <i>River. Space. Design. Planning strategies and Projects for urban rivers</i> (2ª ed.). Basel, Switzerland: Birkhäuser.	
River Restoration Centre. (2013). <i>Manual of river restoration techniques</i> . Recuperado de https://www.therrc.co.uk/MOT/Low-res/2013_Update_2.pdf	

Manejo ecosistémico	
Escala	Cuenca
Prioridad	Alta, debido a la necesidad de conservar los servicios ecosistémicos provistos por la microcuenca.
Descripción	
<p>El manejo ecosistémico es un acercamiento interdisciplinario que busca generar un balance entre las necesidades biológicas, sociales y de gobernanza para generar un uso sustentable de los recursos naturales. El manejo ecosistémico se centra en las actividades humanas que tienen un impacto sobre estos. Este manejo permitirá: 1) Revalorizar los servicios ecosistémicos provistos por la microcuenca, 2) promover la conservación de especies nativas, 3) manejar las especies exóticas, 4) aumentar el valor estético de la microcuenca, 5) regular las actividades realizadas en el río, y 6) promover la conservación del área natural.</p>	
Justificación	
<p>Las acciones de manejo tienen un impacto sobre el funcionamiento de la cuenca. La implementación de un sistema de manejo ecosistémico para toda la cuenca permitirá: 1) generar un balance entre las necesidades humanas y ambientales; 2) Generar un conocimiento base que servirá para la evaluación de la evolución de la cuenca; y 3) promoverá la conservación de la biodiversidad por medio de la regulación de actividades humanas de alto impacto.</p>	
Congruencia	
<p>Las actividades humanas en la microcuenca han promovido la degradación de los procesos ecosistémicos, provocando problemas en aspectos físicos, biológicos y sociales. El trabajo realizado funge como una línea base del entendimiento de la microcuenca. Establecer un programa de monitoreo ecológico permitirá expandir el conocimiento base adquirido y permitirá evaluar las acciones de manejo propuestas.</p>	
Etapas	Indicadores
1) Caracterización ambiental y social de la microcuenca 2) Identificación de problemáticas y acciones de manejo 3) Establecimiento de líneas de acción y grupos de trabajo 4) Ejecución y evaluación del plan de manejo	1) Presencia de un programa de manejo 2) Aumento de información sobre los procesos ecosistémicos
Literatura sugerida	
<p>Pirot, J.-Y., Meynell P.J. and Elder D. (2000). Ecosystem Management: Lessons from Around the World. A Guide for Development and Conservation Practitioners. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.</p>	

Ecoturismo	
Escala	Zona alta y zona media
Prioridad	Baja, debido a la necesidad de restaurar la vegetación antes de introducir turismo
Descripción	
El ecoturismo se define como la visita a áreas naturales relativamente poco perturbadas con la intención de apreciar la naturaleza. El ecoturismo debe de ser ambientalmente responsable, promoviendo la conservación y la generación de beneficios socioeconómicos a las poblaciones locales.	
Justificación	
La microcuenca presenta un gran atractivo debido a la presencia de zonas naturales cercanas a la ciudad. El turismo en la microcuenca existe, sin embargo, este no es regulado. La elaboración de un programa ecoturístico para la microcuenca permitirá: 1) Promover los esfuerzos de restauración; 2) Generar ingresos a los pobladores; y 3) Aumentar la importancia biocultural de la microcuenca.	
Congruencia	
Las actividades humanas poco reguladas han promovido la pérdida de biodiversidad, la contaminación del agua y la falta de conexión en el río. Ejemplo de lo anterior se da en el tramo dos de la microcuenca, el cual es visitado por los habitantes pero la falta de regulación ha provocado daños a la flora y fauna, al mismo tiempo que ha aumentado la presencia de basura en el cauce. La implementación de una propuesta de ecoturismo es necesaria para permitir el uso del río por parte de los habitantes al mismo tiempo que se conserva el entorno natural.	
Etapas	Indicadores
1) Caracterización del área definida para el ecoturismo 2) Planificación y ambientación del área seleccionada 3) Realización y Ejecución del programa de ecoturismo 4) Evaluación y monitoreo	1) Aumento en el número de áreas bajo el esquema de ecoturismo 2) Disminución de la basura en zonas destinadas al ecoturismo
Literatura sugerida	
SEMARNAT. (2006). <i>Manual de buenas prácticas del ecoturismo</i> . Recuperado de http://www.cdi.gob.mx/ecoturismo/docs/manual_buenas_practicas_ecoturismo.pdf Baez, A. L., & Acuña, A. (2003). <i>GUÍA PARA LAS MEJORES PRÁCTICAS DE ECOTURISMO EN ÁREAS PROTEGIDAS</i> . Recuperado de http://plataforma.responsable.net/sites/default/files/guia_mejores_practicas_ecoturismo_0.pdf	

Educación ambiental	
Escala	Cuenca
Prioridad	Alta, debido a la necesidad de transmitir la importancia de la restauración de la microcuenca
Descripción	
<p>La educación ambiental hace referencia a una serie de estrategias pedagógicas que tienen como finalidad lograr que individuos y colectivos comprendan la complejidad del medio ambiente. Se busca que la educación ambiental sirva para adquirir conocimientos, valores y habilidades prácticas que permitan que las personas participen de manera responsable y eficaz en la resolución de problemas ambientales. La educación ambiental es una buena estrategia para promover la importancia de la restauración en los habitantes y generar un vínculo con la microcuenca y con su río.</p>	
Justificación	
<p>Para que las acciones de restauración sean exitosas es necesario que los habitantes de la microcuenca comprendan e internalicen la importancia de conservar el medio natural. La educación ambiental es una buena estrategia para comunicar dicha importancia y promover la participación de los habitantes.</p>	
Congruencia	
<p>La degradación ambiental presente en la microcuenca se debe, en parte, a la falta de importancia que se le da al ambiente. Esta falta de importancia provoca que no se actúe para revertir las modificaciones realizadas ni para prevenir modificaciones futuras. La forma de modificar esta mentalidad y promover una que valore la conservación es a través de una educación que muestre la importancia del medio ambiente, que enseñe acciones que se pueden realizar para promover la conservación de los recursos naturales y que vincule con acciones de conservación y restauración. La educación ambiental es la herramienta necesaria para lograr dicho cambio y para promover la participación ciudadana y la conexión con la microcuenca.</p>	
Etapas	Indicadores
1) Identificación grupos prioritarios y temas de interés	1) Aumento de la participación social en acciones de restauración
2) Elaboración de una estrategia de educación ambiental	2) Aumento del conocimiento sobre los procesos ambientales
3) Implementación de la estrategia de educación ambiental	
4) Evaluación y monitoreo	
Literatura sugerida	
<p>Valdés Valdés, O. (2005). <i>La educación ambiental para las cuencas hidrográficas, áreas protegidas y en riesgo de desastres: Metodología y práctica en las escuelas de Cuba E</i>. Recuperado de http://www.cubaeduca.cu/media/www.cubaeduca.cu/medias/pdf/5174.pdf</p>	

8. Conclusiones generales

La microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera es un mosaico heterogéneo de elementos naturales y artificiales, todos interactuando de maneras complejas dentro del parteaguas. Las interacciones entre los distintos elementos son el resultado de una historia de manejo extensa, donde los elementos naturales han sido utilizados, modificados y conservados para cumplir las necesidades humanas.

Al momento de realizar este estudio, la microcuenca se encuentra en una ruta encaminada hacia la degradación ambiental, esto debido al manejo actual. La expansión acelerada de la zona urbana y el manejo agropecuario han generado una serie de problemáticas que se manifiestan de diferentes maneras en distintas escalas, todas alterando los procesos físicos, biológicos y sociales que la conforman.

A nivel de cuenca se observa como la construcción de infraestructura fluvial altera el régimen hidrológico natural, limitando el flujo de agua en el territorio. Se observa también como el crecimiento del área urbana ha provocado la pérdida de zonas con vegetación natural y campos de cultivo, convirtiendo zonas permeables en zonas impermeables. El crecimiento urbano también ha provocado la pérdida de las tierras comunales y la concentración de la población, con la mayor parte de los ejidos presentes en la microcuenca parcelados y convertidos en propiedad privada donde se concentra casi por completo la población.

Bajando de escala un poco más, vemos como los procesos identificados a nivel de cuenca se segregan en las distintas zonas funcionales. Hallazgo importante es el descubrir que la mayor cantidad de las presiones se localizan en la zona baja de la microcuenca, lugar donde se concentran las poblaciones urbanas y los cultivos de riego intensivo. Por su parte, la zona alta y media presentan menor presión por el crecimiento urbano y la agricultura, presentando la mayor extensión de vegetación natural dentro de un área natural protegida. Si bien la zona alta y media conservan mayor cantidad de elementos naturales, también presentan las poblaciones con las tasas más altas de marginación.

Acercando aún más, a la escala de los segmentos de río, se observa como los procesos presentes en escalas mayores afecta al río, elemento clave dentro de la microcuenca. Ambos segmentos presentan alteraciones al flujo producidas por la modificación del régimen natural. Ambos segmentos presentan también una invasión de su zona inundable, esto provocado por el establecimiento de infraestructura justo al borde del canal. La conectividad del canal, la continuidad del corredor ribereño y forma del canal también han sido modificados por las actividades humanas, sobre todo en el segmento dos, cerca del cual se concentra la población.

Por último, a la escala más pequeña, el tramo de río, observamos la combinación de todas las presiones que afectan al sistema. A esta escala se puede apreciar de manera clara el efecto que tiene la interacción de los distintos dentro de la microcuenca sobre la estructura y función de la misma. Se observa como todos los componentes del ecosistema (Estructura del canal, hábitat, vegetación, calidad de agua, organismos y usos del río) se van degradando corriente abajo. Esta degradación es resultado de la acumulación de presiones dentro del sistema, mismas que provocan que este pase de ser un ecosistema saludable a ser un canal de desagüe.

Si bien puede parecer que la microcuenca presenta una degradación de la cual ya no hay retorno, el sistema aún mantiene una alta resiliencia. Dentro de la microcuenca existen aún grandes extensiones de vegetación natural, mismas que se encuentran dentro de un área natural protegida. La estructura del río también se conserva en ciertos tramos, mismos que presentan una estructura compleja de vegetación de riberas, buena calidad de agua y con una calidad alta de hábitat. Estas zonas funcionan como hábitat para especies endémicas como el cangrejo de barranca y la tortuga casquito, las cuales se encuentran en peligro de extinción. En la microcuenca encontramos también un interés por mantener sano al sistema. El grupo de trabajo del Patronato del Río Pueblito han logrado sanear el agua del río, recuperar la vegetación de riberas y recuperar poblaciones de especies endémicas. Las acciones realizadas por este grupo de trabajo han potencializado la resiliencia del sistema y han permitido su conservación.

El presente trabajo permitió ampliar el entendimiento de los procesos detrás de la degradación de la microcuenca y su resiliencia. La aproximación integral, tomando en cuenta aspectos físicos, biológicos y sociales, permitió generar una imagen más clara de la realidad. Al mismo tiempo, dicha aproximación permitió el cumplimiento de los objetivos planteados por la investigación, logrando generar una serie de recomendaciones que puedan ayudar a dirigir las acciones de restauración fluvial dentro de la microcuenca.

El estudio permitió la generación de una línea base de conocimiento, sin embargo, este es apenas el primer paso para lograr una restauración fluvial de la microcuenca. De aquí en adelante, la trascendencia de la información presentada en este escrito dependerá de la implementación de las acciones propuestas, así como del interés de la gente por conservar un ecosistema de gran importancia para todos.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

Referencias

- Abernethy, B., & Rutherford, I. D. (1999). Guidelines for stabilising streambanks with riparian vegetation. Recuperado de <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20001914366>
- Aguilera-Peña, R. (2018). La educación ambiental, una estrategia adecuada para el desarrollo sostenible de las comunidades. *Revista DELOS Desarrollo local sostenible*, 31, 294–315. Recuperado de <https://www.eumed.net/rev/delos/31/roberto-aguilera.html>
- Albrecht, G., Sartore, G., Connor, L., Higginbotham, N., Freeman, S., Kelly, B., . . . Pollard, G. (2007). Solastalgia: The Distress Caused by Environmental Change. *Australasian Psychiatry*, 15(1_suppl), 95–98. <https://doi.org/10.1080/10398560701701288>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Andersson, E., Nilsson, C., & Johansson, M. E. (2000). Effects of river fragmentation on plant dispersal and riparian flora. *River Research and application*, 16(1), 83–89. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(200001/02\)16:1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(200001/02)16:1)
- Angelopoulos, N., Cowx, I., & Buijse, A. (2017). Integrated planning framework for successful river restoration projects: Upscaling lessons learnt from European case studies. *Environmental Science & Policy*, 76, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.06.005>
- Aronson, J., Clewell, A. F., Blignaut, J. N., & Milton, S. J. (2006). Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation*, 14(3-4), 135–139. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.005>
- Arthington, A. H., Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D., . . . Ward, S. (2018). The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00045>

- Asante, K., Quarcoopome, T., & Amevenku, F. (2008). Water Quality of the Weija Reservoir after 28 Years of Impoundment. *West African Journal of Applied Ecology*, 13(1). <https://doi.org/10.4314/wajae.v13i1.40588>
- Astudillo Suárez, R. (2017, 17 agosto). Remodelación de Río El Pueblito no ha contribuido a reducir inundaciones. Recuperado 31 enero, 2019, de <http://www.eluniversalqueretaro.mx/content/remodelacion-de-rio-el-pueblito-no-ha-contribuido-reducir-inundaciones>
- Baez, A. L., & Acuña, A. (2003). GUÍA PARA LAS MEJORES PRÁCTICAS DE ECOTURISMO EN ÁREAS PROTEGIDAS. Recuperado de http://plataforma.responsable.net/sites/default/files/guia_mejores_practicas_ecoturismo_0.pdf
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish* (2ª ed.). Washington D.C., USA: U.S. Environmental Protection Agency.
- Bartram, J., & Ballance, R. (1996). *Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. London, UK: Taylor & Francis.
- Beechie, T., Richardson, J. S., Gurnell, A. M., & Negishi, J. (2013). Watershed Processes, Human Impacts, and Process-based Restoration. In P. Roni, & T. Beechie (Eds.), *Stream and Watershed Restoration* (pp. 11–40). Sussex, U.K.: Wiley-Blackwell.
- Beechie, T. J., Sear, D. A., Olden, J. D., Pess, G. R., Buffington, J. M., Moir, H., . . . Pollock, M. M. (2010). Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience*, 60(3), 209–222. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.7>
- Belletti, B., Rinaldi, M., Buijse, A. D., Gurnell, A. M., & Mosselman, E. (2014). A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73(5), 2079–2100. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3558-1>
- Bernhardt, E. S. (2005). ECOLOGY: Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science*, 308(5722), 636–637. <https://doi.org/10.1126/science.1109769>

- Beyer, K., Heller, E., Bizub, J., Kistner, A., Szabo, A., Shawgo, E., & Zetts, C. (2015). More than a Pretty Place: Assessing the Impact of Environmental Education on Children's Knowledge and Attitudes about Outdoor Play in Nature. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(2), 2054–2070. <https://doi.org/10.3390/ijerph120202054>
- Blamey, R. K. (2001). Principles of ecotourism. In D. B. Weaver (Ed.), *The encyclopedia of ecotourism* (pp. 5–22). New York, USA: CABI Publishing.
- Boley, B. B., & Green, G. T. (2015). Ecotourism and natural resource conservation: the 'potential' for a sustainable symbiotic relationship. *Journal of Ecotourism*, 15(1), 36–50. <https://doi.org/10.1080/14724049.2015.1094080>
- Boon, P. J., Davies, B. R., & Petts, G. E. (2000). *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice*. Sussex, UK: Wiley.
- Bouchard, R. W. (2004). *Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest*. Minnesota, USA: University of Minnesota.
- Bremer, L. L., & Farley, K. A. (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19(14), 3893–3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Brierley, G. J., & Fryirs, K. A. (2005). *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Oxford, UK: Wiley.
- Brierley, G. J., & Fryirs, K. (2000). River Styles, a Geomorphic Approach to Catchment Characterization: Implications for River Rehabilitation in Bega Catchment, New South Wales, Australia. *Environmental Management*, 25(6), 661–679. <https://doi.org/10.1007/s002670010052>
- Brussard, P. F., Reed, J., & Tracy, C. (1998). Ecosystem management: what is it really? *Landscape and Urban Planning*, 40(1-3), 9–20. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(97\)00094-7](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(97)00094-7)
- BUNN, S. E., & ARTHINGTON, A. H. (2002). Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>

- Bunte, K., & Abt, S. R. (2001). Sampling Surface and Subsurface Particle-Size Distributions in Wadable Gravel- and Cobble-Bed Streams for Analyses in Sediment Transport, Hydraulics, and Streambed Monitoring. Recuperado de https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr074.pdf
- Camacho-Rico, F., Trejo, I., & Bonfil, C. (2017). Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. *Botanical Sciences*, (78), 17. <https://doi.org/10.17129/botsci.1718>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2016). SUMMARY OF INTEGRATED WATERSHED MANAGEMENT APPROACHES ACROSS CANADA. Recuperado de https://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_conservation/Summary%20of%20Integrated%20Watershed%20Management%20Approaches%20Across%20Canada%20PN%201559.pdf
- Cao, S., Liu, X., & Er, H. (2010). Dujiangyan Irrigation System – a world cultural heritage corresponding to concepts of modern hydraulic science. *Journal of Hydro-environment Research*, 4(1), 3–13. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2009.09.003>
- Catford, J. A., Downes, B. J., Gippel, C. J., & Vesk, P. A. (2011). Flow regulation reduces native plant cover and facilitates exotic invasion in riparian wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 432–442. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01945.x>
- Cerdá, A., & Doerr, S. H. (2005). Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 423. <https://doi.org/10.1071/wf05044>
- Chakravarty, S., Ghosh, S. K., Suresh, C. P., Dey, A. N., & Shukla, G. (2012). Deforestation: Causes, Effects and Control Strategies. In C. A. Okia (Ed.), *Global Perspectives on Sustainable Forest Management* (pp. 1–28). <https://doi.org/10.5772/2634>
- Charlton, R. (2007). *Fluvial Geomorphology* (Ed. rev.). Colorado, USA: Routledge.
- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., & Kumar, C. (2016). A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and

- Landscape Restoration. *Conservation Letters*, 10(1), 125–132.
<https://doi.org/10.1111/conl.12220>
- Chen, C. C., Wang, L. C., Cao, X. Z., & Song, J. (2013). Environmental Flows Legislation and Regulations in Foreign Countries and the Enlightenment to China. *Applied Mechanics and Materials*, 295-298, 2181–2186.
<https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.295-298.2181>
- Clavero, M., & Hermoso, V. (2010). Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation*, 20(1), 41–57. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9945-3>
- Comisión Nacional de los Derechos Humanos. (2018). Estudio sobre la protección de ríos, lagos y acuíferos desde la perspectiva de los derechos humanos. Recuperado de http://www.cndh.org.mx/sites/all/doc/Informes/Especiales/ESTUDIO_RIOS_LAGOS_ACUIFEROS.pdf
- CONAGUA. (s.f.). Reservas de agua | Documentos técnicos. Recuperado 31 enero, 2019, de <https://reservasdeagua.com.mx/documentos-tecnicos/>
- CONAGUA. (2011). Guía rápida para la determinación de caudales ecológicos.. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/GUIA.pdf>
- CONAGUA. (2015). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Valle de Querétaro (2201), estado de Querétaro. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/104245/DR_2201.pdf
- CONAGUA. (2018, 3 diciembre). Calidad del agua en México. Recuperado 31 enero, 2019, de <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua?idiom=es>
- Concyteq. (2013). Casos exitosos: Saneamiento de las aguas Río Pueblito (Boletín electrónico N°5). Recuperado de <http://www.concyteq.edu.mx/concyteq/uploads/publicacionArchivo/2017-06-742.pdf>

- Connor, L., Albrecht, G., Higginbotham, N., Freeman, S., & Smith, W. (2004). Environmental Change and Human Health in Upper Hunter Communities of New South Wales, Australia. *EcoHealth*, 1(S2), 47–58. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0053-2>
- Cotler, H., & Caire, G. (2009). Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México. D.F., México: Instituto Nacional de Ecología (INE).
- Cotler, H., & Pineda-Lopez, R. F. (2008). Manejo integral de cuencas en México ¿hacia dónde vamos? *Boletín del archivo histórico del agua*, 39, 16–21. Recuperado de <https://agua.org.mx/biblioteca/manejo-integral-de-cuencas-en-mexico-ihacia-donde-vamos/>
- Coutts, C., & Hahn, M. (2015). Green Infrastructure, Ecosystem Services, and Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(8), 9768–9798. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809768>
- Crespo, A. M. (1991). El cerrito. Recuperado de http://mediateca.inah.gob.mx/islandora_74/islandora/object/guia%3A282
- Crim, C., Moseley, C., & Desjean-Perrotta, B. (2017). Strategies Toward the Inclusion of Environmental Education in Educator Preparation Programs: Results from a National Survey. *School Science and Mathematics*, 117(3-4), 104–114. <https://doi.org/10.1111/ssm.12211>
- Das, M., & Chatterjee, B. (2015). Ecotourism: A panacea or a predicament? *Tourism Management Perspectives*, 14, 3–16. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2015.01.002>
- DEATH, R. G., DEWSON, Z. S., & JAMES, A. B. W. (2009). Is structure or function a better measure of the effects of water abstraction on ecosystem integrity? *Freshwater Biology*, 54(10), 2037–2050. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02182.x>
- Del Saz-Salazar, S., Hernández-Sancho, F., & Sala-Garrido, R. (2009). The social benefits of restoring water quality in the context of the Water Framework Directive: A comparison of willingness to pay and willingness to accept. *Science of The Total Environment*, 407(16), 4574–4583. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.010>

- Delgado, J. (1993). Querétaro: Hacia la ciudad Región. *Economía, Sociedad y Territorio*, 8(3), 665–699. Recuperado de <https://estudiosdemograficosyurbanos.colmex.mx/index.php/edu/article/view/889/882>
- Dewson, Z. S., James, A. B. W., & Death, R. G. (2007). STREAM ECOSYSTEM FUNCTIONING UNDER REDUCED FLOW CONDITIONS. *Ecological Applications*, 17(6), 1797–1808. <https://doi.org/10.1890/06-1901.1>
- Donohoe, H. M., & Needham, R. D. (2006). Ecotourism: The Evolving Contemporary Definition. *Journal of Ecotourism*, 5(3), 192–210. <https://doi.org/10.2167/joe152.0>
- Doskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P., & Lowrance, R. (2010). The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams¹. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 261–277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Dudley, R. K., & Platania, S. P. (2007). FLOW REGULATION AND FRAGMENTATION IMPERIL PELAGIC-SPAWNING RIVERINE FISHES. *Ecological Applications*, 17(7), 2074–2086. <https://doi.org/10.1890/06-1252.1>
- Dufour, S., & Piégay, H. (2009). From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications*, 25(5), 568–581. <https://doi.org/10.1002/rra.1239>
- Dukes, J. S., & Mooney, H. A. (2004). Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Revista chilena de historia natural*, 77(3). <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2004000300003>
- Environment Agency. (2003). River Habitat Survey in Britain and Ireland, Field Survey Guidance Manual. Recuperado de <http://www.riverhabitatsurvey.org/manual/rhs-manuals/>
- Espejel-Rodríguez, A., & Flores-Hernández, A. (2017). EXPERIENCIAS EXITOSAS DE EDUCACIÓN AMBIENTAL EN LOS JÓVENES DEL BACHILLERATO DE TLAXCALA, MÉXICO. *Revista luna azul*, 44, 294–315. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/3217/321750362018.pdf>

- European Environmental Agency. (2019). European freshwater - overview. Recuperado 31 enero, 2019, de <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters>
- European Water Agency. (2002). The European Water Framework Directive: An Approach to Integrated River Basin Management. Recuperado 31 enero, 2019, de <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters>
- FAO. (2007). La nueva generación de programas y proyectos de gestión de cuencas hidrográficas (Ed. rev.). Roma, Italia: ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN.
- Federal Register of Legislation. (2016). The Basin Plan 2012. Recuperado 31 enero, 2019, de <https://www.legislation.gov.au/Details/F2016C00574>
- Finkenbine, J. K., Atwater, J. W., & Mavinic, D. S. (2000). STREAM HEALTH AFTER URBANIZATION. *Journal of the American Water Resources Association*, 36(5), 1149–1160. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb05717.x>
- Francis, R. A. (2013). Urban rivers: novel ecosystems, new challenges. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(1), 19–29. <https://doi.org/10.1002/wat2.1007>
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E., & Hurley, M. D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10(2), 199–214. <https://doi.org/10.1007/bf01867358>
- Fryirs, K. A., & Brierley, G. J. (2012). *Geomorphic Analysis of River Systems: An Approach to Reading the Landscape*. Oxford, UK: Wiley.
- Gaberščik, A., & Murlis, J. (2011). The role of vegetation in the water cycle. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 11(3-4), 175–181. <https://doi.org/10.2478/v10104-011-0046-z>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I., & Vilà, M. (2015). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22(1), 151–163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
- García de Jalón, D., Alonso, C., González del Tánago, M., Martínez, V., Gurnell, A., Lorenz, S., . . . Geerling, G. (2013). Review on pressure effects on

hydromorphological variables and ecologically relevant processes. Recuperado de http://www.corregidora.gob.mx/portal/wp-content/uploads/2019/01/PLAN-MUNICIPAL-DE-DESARROLLO_2-2-2.pdf<https://reformrivers.eu/review-pressure-effects-hydromorphological-variables-and-ecologically-relevant-processes>

García Martínez, M., & Gavito Pérez, F. R. (2013). Programa para la Atención y Manejo de Especies Exóticas, Invasoras y Ferales en Áreas Naturales Protegidas de Competencia Federal. México, México: CONANP.

García-Mendieta, H., Luna-Morales, M., Montoya-Lara, A. M. P., Santiago-Amezcu, N. D., Santos-Vargas, E., & García-Rubio, O. R. (2015). La pertinencia del enfoque de cuencas como unidad de gestión del espacio geográfico. *Ciencia UAQ*, 8(2), 1–12. Recuperado de https://www.uaq.mx/investigacion/revista_ciencia@uaq/ArchivosPDF/v8-n2/13-CN.pdf

Garrido, A., Pérez Damián, J. L., & Enríquez Guadarrama, C. (2010). Delimitación de las zonas funcionales de las cuencas hidrográficas de México. In H. C. Avalos, & A. G. Pérez (Eds.), *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización* (pp. 14–17). D.F., México: INECC.

Gavaris, S. (2009). Fisheries management planning and support for strategic and tactical decisions in an ecosystem approach context. *Fisheries Research*, 100(1), 6–14. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.12.001>

Gehrke, P., & Harris, J. (2001). Regional-scale effects of flow regulation on lowland riverine fish communities in New South Wales, Australia. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5), 369–391. <https://doi.org/10.1002/rrr.648>

Gilbert, O. L. (2012). *The Ecology of Urban Habitats*. Heidelberg, Netherlands: Springer Netherlands.

Gobierno del Estado de Querétaro. (2016). Paseo Río El Pueblito. Recuperado 12 agosto, 2019, de <https://gobqro.gob.mx/sduop/index.php/paseo-rio-el-pueblito/>

Goel, P. K. (2006). *Water Pollution: Causes, Effects and Control*. New Dehli, India: New Age International.

- González del Tánago, M., & García de Jalón Lastra, D. (1998). Restauración de ríos y riberas. Madrid, España: Fundación Conde del Valle de Salazar.
- González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30(2), 235–254. <https://doi.org/10.23818/limn.30.18>
- González del Tánago, M., Gurnell, A. M., Belletti, B., & García de Jalón, D. (2015). Indicators of river system hydromorphological character and dynamics: understanding current conditions and guiding sustainable river management. *Aquatic Sciences*, 78(1), 35–55. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0429-0>
- Goonetilleke, A., & Lampard, J. (2019). Stormwater Quality, Pollutant Sources, Processes, and Treatment Options. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 49–74. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00003-4>
- Grant, G. (2012). Gravel Bed Rivers: Processes, Tools, Environments. In M. Church, P. Biron, & A. Roy (Eds.), *Gravel Bed Rivers: Processes, Tools, Environments* (pp. 165–181). Oxford, UK: Wiley.
- Gray, L. (2004). Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, U.S.A.. *Hydrobiologia*, 518(1-3), 33–46. <https://doi.org/10.1023/b:hydr.0000025055.15164.40>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., . . . Zipperer, W. (2003). Down by the riverside: urban riparian ecology. *Frontiers in ecology and the environment*, 1(6), 315–321. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001)
- Grumbine, R. E. (1994). What Is Ecosystem Management? *Conservation Biology*, 8(1), 27–38. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010027.x>

- Grupo de reflexión en cuencas hidrográficas. (2008). LA COGESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS EN AMÉRICA CENTRAL. Recuperado de <https://www.portalces.org/sites/default/files/migrated/docs/1104.pdf>
- Gurnell, A., Lee, M., & Souch, C. (2007). Urban Rivers: Hydrology, Geomorphology, Ecology and Opportunities for Change. *Geography Compass*, 1(5), 1118–1137. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2007.00058.x>
- Gurnell, A. M., Rinaldi, M., Belletti, B., Bizzi, S., Blamauer, B., Braca, G., . . . Ziliani, L. (2015). A multi-scale hierarchical framework for developing understanding of river behaviour to support river management. *Aquatic Sciences*, 78(1), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0424-5>
- Hamlyn-Harris, D., McAlister, T., & Dillon, P. (2019). Water Harvesting Potential of WSUD Approaches. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 177–208. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00009-5>
- Hernández-Guerrero, J. (2015). Valoración visual de la calidad ambiental del área urbana de Querétaro, México: la compleja sencillez de valorar el entorno urbano. *Revista de geografía Norte Grande*, (61), 45–64. <https://doi.org/10.4067/s0718-34022015000200004>
- Hillman, M., Brierley, G., & Fryirs, K. (2008). Social and biophysical connectivity of river systems. In G. Brierley, & K. Fryirs (Eds.), *River futures: an integrative scientific approach to river repair* (pp. 144–165). Washington DC, USA: Island Press.
- Hu, M., Fan, B., Wang, H., Qu, B., & Zhu, S. (2016). Constructing the ecological sanitation: a review on technology and methods. *Journal of Cleaner Production*, 125, 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.012>
- Huang, H., & Perng, Y. (2017). Empirical Research on Key Factors in Environmental Protection Based Ecotourism of B&B. *Eurasia Journal of Mathematics, Science and Technology Education*, . <https://doi.org/10.12973/ejmste/78636>
- Hunt, C. A., Durham, W. H., Driscoll, L., & Honey, M. (2014). Can ecotourism deliver real economic, social, and environmental benefits? A study of the Osa Peninsula, Costa Rica. *Journal of Sustainable Tourism*, 23(3), 339–357. <https://doi.org/10.1080/09669582.2014.965176>

- IISD. (2005). Petrópolis Restoration Workshop Bulletin. Recuperado de <https://enb.iisd.org/download/pdf/sd/sdvol107num1e.pdf>
- IMPLAN Hermosillo. (2018). Manual de lineamientos de diseño de infraestructura verde para municipios mexicanos. Recuperado de <http://www.imip.org.mx/documentos/manual.html>
- INAFED. (2010). Querétaro - Corregidora. Recuperado 12 agosto, 2019, de <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM22queretaro/municipios/22006a.html>
- Itakura, H., Kitagawa, T., Miller, M. J., & Kimura, S. (2014). Declines in catches of Japanese eels in rivers and lakes across Japan: Have river and lake modifications reduced fishery catches? *Landscape and Ecological Engineering*, 11(1), 147–160. <https://doi.org/10.1007/s11355-014-0252-0>
- IUCN. (2018, 10 septiembre). Ecosystem management. Recuperado 17 septiembre, 2019, de <https://www.iucn.org/theme/ecosystem-management/about>
- Jamei, E., & Tapper, N. (2019). WSUD and Urban Heat Island Effect Mitigation. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 381–407. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00019-8>
- JAMES, A. B., DEWSON, Z. S., & DEATH, R. G. (2008). Do stream macroinvertebrates use instream refugia in response to severe short-term flow reduction in New Zealand streams? *Freshwater Biology*, 53(7), 1316–1334. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.01969.x>
- Kammerbauer, H., León, J., Castellón, N., Gómez, S., Faustino, J., & Prins, C. (2010). Modelo de cogestión adaptativa de cuencas hidrográficas. Propuesta conceptual basada en la revisión crítica de las experiencias en Honduras y Nicaragua. *Recursos Naturales y Ambiente*, 59(60), 117–122. Recuperado de <http://www.sidalc.net/repdoc/A7413E/A7413E.PDF>
- Karr, J. R., & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5(1), 55–68. <https://doi.org/10.1007/bf01866609>
- Kazemi, F., Beecham, S., & Gibbs, J. (2011). Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. *Landscape and*

- Urban Planning, 101(2), 139–148.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.006>
- Kiernan, J. D., Moyle, P. B., & Crain, P. K. (2012). Restoring native fish assemblages to a regulated California stream using the natural flow regime concept. *Ecological Applications*, 22(5), 1472–1482. <https://doi.org/10.1890/11-0480.1>
- King, A., Tonkin, Z., & Mahoney, J. (2009). Environmental flow enhances native fish spawning and recruitment in the Murray River, Australia. *River Research and Applications*, 25(10), 1205–1218. <https://doi.org/10.1002/rra.1209>
- Kleynhans, C. J. (1996). A qualitative procedure for the assessment of the habitat integrity status of the Luvuvhu River (Limpopo system, South Africa). *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 5(1), 41–54. <https://doi.org/10.1007/bf00691728>
- Kondolf, G. M. (1997). Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, 21(4), 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>
- Kondolf, G. M., Boulton, A. J., Poole, G. C., Stanley, E. H., Wohl, E., Bang, A., . . . Nakamura, K. (2006). Process-Based Ecological River Restoration: Visualizing ThreeDimensional Connectivity and Dynamic Vectors to Recover Lost Linkages. *Ecology and Society*, 11(2). Recuperado de <https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art5/>
- Kondolf, G. M., & Pinto, P. J. (2017). The social connectivity of urban rivers. *Geomorphology*, 277, 182–196. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.09.028>
- Kondolf, G. M., Piégay, H., Schmitt, L., & Montgomery, D. R. (2016). Geomorphic classification of rivers and streams. *Tools in Fluvial Geomorphology*, , 133–158. <https://doi.org/10.1002/9781118648551.ch7>
- Kondolf, G. M., & Yang, C. (2008). Planning River Restoration Projects: Social and Cultural Dimensions. *River Restoration*, , 41–60. <https://doi.org/10.1002/9780470867082.ch4>
- Kousky, C., & Walls, M. (2014). Floodplain conservation as a flood mitigation strategy: Examining costs and benefits. *Ecological Economics*, 104, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.05.001>

- Kroes, D. E., & Hupp, C. R. (2010). The Effect of Channelization on Floodplain Sediment Deposition and Subsidence Along the Pocomoke River, Maryland. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(4), 686–699. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00440.x>
- Ladson, A. (2019). Using WSUD to Restore Predevelopment Hydrology. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 209–228. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00010-1>
- Lafont, M., Marsalek, J., & Breil, P. (2007). Urban aquatic habitats: Characteristics and functioning. In I. Wagner, J. Marsalek, & P. Breil (Eds.), *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management* (pp. 9–24). Paris, France: UNESCO.
- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology*. Oxford, UK: Oxford University Press Inc..
- Langergraber, G., & Muellegger, E. (2005). Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems? *Environment International*, 31(3), 433–444. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.08.006>
- Lave, R. (2012). *Fields and Streams: Stream Restoration, Neoliberalism, and the Future of Environmental Science*. Georgia, USA: University of Georgia Press.
- Leblanc, M., Tweed, S., Van Dijk, A., & Timbal, B. (2012). A review of historic and future hydrological changes in the Murray-Darling Basin. *Global and Planetary Change*, 80-81, 226–246. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.10.012>
- Long, R. D., Charles, A., & Stephenson, R. L. (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy*, 57, 53–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.01.013>
- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. (2005). VEGETATION PATCHES AND RUNOFF-EROSION AS INTERACTING ECOHYDROLOGICAL PROCESSES IN SEMIARID LANDSCAPES. *Ecology*, 86(2), 288–297. <https://doi.org/10.1890/03-0569>
- Luna Suaste, B. (2008). *Caracterización del Sistema Fluvial con Fines de Rehabilitación en la Microcuenca El Pueblito, Querétaro*. Tesis de Maestría no Publicada. Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México

- Maffi, L. (2005). LINGUISTIC, CULTURAL, AND BIOLOGICAL DIVERSITY. *Annual Review of Anthropology*, 34(1), 599–617. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.34.081804.120437>
- Malda Barrera, G., Jiménez Castillo, P. R., & Martínez y Díaz de Salas, M. (2009). Plantas del Parque Nacional del Cimatario aptas para la reforestación y diseño de áreas verdes. Querétaro, México: Univerisdad Autónoma de Querétaro.
- March, I. J., Carvajal, M. A., Vidal, R. M., San Román, J. E., & Ruiz, G. (2009). Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad. In J. Bezaury-Creel, A. Gómez-Pompa, R. M. Vidal, J. E. San Román, & S. Rojas González de Castilla (Eds.), *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio (pp. 545–573). México, México: Conabio.
- Mass, J. M. (2015). El manejo de cuencas desde un enfoque socioecosistémico. *Cuencas de México*, 1, 3–8. Recuperado de https://www.riob.org/IMG/pdf/cuencas_de_Mexico_web.pdf
- Mauch, C., & Zeller, T. (2008). *Rivers in History: Perspectives on Waterways in Europe and North America*. Pittsburgh, USA: University of Pittsburgh Press.
- Mendoza Alfaro, R. E., & Coleff Ozorio, P. (2014). *Especies acuáticas invasoras en México*. México, México: Conabio.
- Mendoza, R., & Koleff, P. (2014). INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS ACUÁTICAS EN MÉXICO Y EN EL MUNDO. In R. Mendoza, & P. Koleff (Eds.), *especies acuáticas invasoras en México* (pp. 17–41). D.F., México: CONABIO.
- Mendoza-Ramos, A., & Prideaux, B. (2017). Assessing ecotourism in an Indigenous community: using, testing and proving the wheel of empowerment framework as a measurement tool. *Journal of Sustainable Tourism*, 26(2), 277–291. <https://doi.org/10.1080/09669582.2017.1347176>
- Merritt, D., & Cooper, D. J. (2000). RIPARIAN VEGETATION AND CHANNEL CHANGE IN RESPONSE TO RIVER REGULATION: A COMPARATIVE STUDY OF REGULATED AND UNREGULATED STREAMS IN THE GREEN RIVER BASIN, USA. *REGULATED RIVERS: RESEARCH & MANAGEMENT*, 16, 543–564. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200011/12\)16:6](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200011/12)16:6)

- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Colorado, USA: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Meyer, A. (2015). Does education increase pro-environmental behavior? Evidence from Europe. *Ecological Economics*, 116, 108–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.018>
- Miller, R. R., Minckley, W. L., Norris, S. M., & Mexico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2009). *Peces dulceacuícolas de México*. D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Monroy-Ortíz, R. (2013). Los sistemas urbanos de cuenca en México. *Transitando a estrategias integrales de gestión hídrica. Economía, Sociedad y Territorio*, 13(41), 151–179. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-84212013000100006&script=sci_arttext
- Mora Hernández, L. D., & Martínez y Díaz de Salas, M. (2005). FLORA Y VEGETACIÓN ACUÁTICAS DE DOS RÍOS DEL MUNICIPIO DE QUERÉTARO Y ZONA CONURBANA. Recuperado de https://www.uaq.mx/investigacion/difusion/veranos/memorias-2009/11VCRC_46/19_Mora_Hernandez.pdf
- Mora-Hernández, L. D., & Martínez y Díaz de Salas, M. (2008). FLORA Y VEGETACIÓN ACUÁTICAS DE DOS RÍOS DEL MUNICIPIO DE QUERÉTARO Y ZONA CONURBANA. Recuperado de https://www.uaq.mx/investigacion/difusion/veranos/memorias-2009/11VCRC_46/19_Mora_Hernandez.pdf
- Muhar, S., Sendzimir, J., Jungwirth, M., & Hohensinner, S. (2018). Restoration in Integrated River Basin Management. *Riverine Ecosystem Management*, , 273–299. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_15
- Municipio de Corregidora. (2015). *Plan Municipal de desarrollo: Corregidora*. Recuperado de <http://www.corregidora.gob.mx/portal/wp-content/uploads/2015/12/Plan-Municipal-de-Coregidora-2015-2018.pdf>

- Municipio de Corregidora. (2018). Plan municipal de desarrollo. Recuperado de http://www.corregidora.gob.mx/portal/wp-content/uploads/2019/01/PLAN-MUNICIPAL-DE-DESARROLLO_2-2-2.pdf
- Murdock, J. (2008). Stream Management. *Encyclopedia of Ecology*, , 3382–3390. <https://doi.org/10.1016/b978-008045405-4.00050-1>
- Myers, B. R., & Pezzaniti, D. (2019). Flood and Peak Flow Management Using WSUD Systems. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 119–138. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00006-x>
- Naiman, R. (2013). Socio-ecological complexity and the restoration of river ecosystems. *Inland Waters*, 3(4), 391–410. <https://doi.org/10.5268/iw-3.4.667>
- Naiman, R. J., Bilby, R. E., & Bisson, P. A. (2000). Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience*, 50(11), 996–1011. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050)
- Ndabula, C., Jidauna, G. G., Oyatayo, K., Averik, P. D., & Iguisi, E. O. (2012). Analysis of Urban Floodplain Encroachment: Strategic Approach to Flood and Floodplain Management in Kaduna Metropolis, Nigeria. *Journal of Geography and Geology*, 4(1). <https://doi.org/10.5539/jgg.v4n1p170>
- Novo, M. (1996). La Educación Ambiental formal y no formal: dos sistemas complementarios. *Revista iberoamericana de educación*, 11, 75–102. Recuperado de <http://www.bio-nica.info/Biblioteca/Novo1996.pdf>
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- Obregón-Biosca, S. A., & Betanzo-Quezada, E. (2015). Análisis de la movilidad urbana de una ciudad media mexicana, caso de estudio: Santiago de Querétaro. *Economía, Sociedad y Territorio*, 15(47), 61–98. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=11132816004>
- Okorogbona, A. O. M., Denner, F. D. N., Managa, L. R., Khosa, T. B., Maduwa, K., Adebola, P. O., . . . Macevele, S. (2018). Water Quality Impacts on Agricultural Productivity and Environment. In E. Lichtfouse (Ed.), *Sustainable Agriculture Reviews 27* (pp. 1–39). Cham, Switzerland: Springer.

- ONU. (2016). The human rights to safe drinking water and sanitation : resolution / adopted by the General Assembly. Recuperado de <https://digitallibrary.un.org/record/821067>
- Organization of American states. (1991). Primer on Natural Hazard Management in Integrated Regional Development Planning. Washington D.C., USA: Organization of American states.
- Otterphol, R. (2004). Current technical options for ecological sanitation. In C. Werner, V. Avedaño, S. Demsat, I. Eicher, L. Hernández, C. Jung, . . . M. Waffler (Eds.), *ecosan – closing the loop Proceedings of the 2nd international symposium, 7th –11th April 2003, Lübeck, Germany* (pp. 455–462). Hofheim-Wallau, Germany: Haus der neuen medien GmbH.
- Palmer, M. A., Ambrose, R. F., & Poff, N. L. (1997). Ecological Theory and Community Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 5(4), 291–300. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.1997.00543.x>
- Palmer, M. A., Hondula, K. L., & Koch, B. J. (2014). Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1), 247–269. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091935>
- Parasiewicz, P., Rogers, J. N., Vezza, P., Gortázar, J., Seager, T., Pegg, M., . . . Comoglio, C. (2013). Applications of the MesoHABSIM Simulation Model. *Ecohydraulics*, , 109–124. <https://doi.org/10.1002/9781118526576.ch6>
- Parker, D. J. (2000). *Floods*. London, UK: Routledge.
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333–365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Peter, S., Goldman, D., & Yavetz, B. (2007). Environmental Literacy in Teacher Training: Attitudes, Knowledge, and Environmental Behavior of Beginning Students. *The Journal of Environmental Education*, 39(1), 45–59. <https://doi.org/10.3200/joee.39.1.45-59>

- Pegram, G., Yuanyuan, L., Le Quesne, T., Speed, R., & Jianqiang, L. (2016). River basin planning: principles, procedures and approaches for strategic basin planning. Paris, France: UNESCO.
- Peirce, J. J., Weiner, R. F., & Vesilind, P. A. (1998). Water Pollution. *Environmental Pollution and Control*, , 31–55. <https://doi.org/10.1016/b978-075069899-3/50003-1>
- Pejchar, L., & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 497–504. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>
- Perkins, K. S., Nimmo, J. R., Medeiros, A. C., Szutu, D. J., & Von Allmen, E. (2014). Assessing effects of native forest restoration on soil moisture dynamics and potential aquifer recharge, Auwahi, Maui. *Ecohydrology*, , 1437–1451. <https://doi.org/10.1002/eco.1469>
- Potter, G. (2009). Environmental Education for the 21st Century: Where Do We Go Now? *The Journal of Environmental Education*, 41(1), 22–33. <https://doi.org/10.1080/00958960903209975>
- Price, P., & Lovett, S. (1999). Riparian Land Management Technical Guidelines. Volume Two: On-ground Management Tools and Techniques. Canberra, E.E.U.A.: LWRRDC.
- Pringle, C. (2003). What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes*, 17(13), 2685–2689. <https://doi.org/10.1002/hyp.5145>
- Prominski, M., Stokman, A., Zeller, S., Stimberg, B., Voermanek, H., & Bajc, K. (2012). *River. Space. Design. Planning strategies and Projects for urban rivers* (2^a ed.). Basel, Switzerland: Birkhäuser.
- Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 25–55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- Pérez Mungía, R. M., Urbán Lamadrid, G., Neri Flores, I., Pineda López, R. F., Domínguez Cortazar, M. A., Hernández Guzmán, R., . . . Rodríguez Pineda, J. A. (2014). Protocolo de geomorfología para la aplicación de la Norma de

- Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012). Recuperado de <https://reservasdeagua.com.mx/documentos-tecnicos/>
- Pérez-Mungía, R., & Pineda-López, R. F. (2005). Diseño de un índice de integridad biótica para ríos y arroyos del Centro de México, usando las asociaciones de Macroinvertebrados. *EntomoMex*, 4(2), 241–500.
- Quiroz Benítez, D. E. (2018). Implementación de infraestructura verde como estrategia para la mitigación y adaptación al cambio climático en ciudades mexicanas, hoja de ruta. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/394115/Hoja_de_ruta_IV_Infraestructura_Verde.pdf
- Radcliffe, J. C. (2019). History of Water Sensitive Urban Design/Low Impact Development Adoption in Australia and Internationally. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 1–24. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00001-0>
- RAMSAR. (2010). Manejo de Cuencas Hidrográficas (4ª ed.). Recuperado de <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-09sp.pdf>
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., & Bussetini, M. (2015). A methodological framework for hydromorphological assessment, analysis and monitoring (IDRAIM) aimed at promoting integrated river management. *Geomorphology*, 251, 122–136. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.05.010>
- River Restoration Centre. (2013). Manual of river restoration techniques. Recuperado de https://www.therrc.co.uk/MOT/Low-res/2013_Update_2.pdf
- River Styles. (2019, 5 agosto). Applications and impact - River Styles. Recuperado 12 agosto, 2019, de <https://riverstyles.com/applications-and-impact/>
- Robinson, C. T., Uehlinger, U., & Monaghan, M. T. (2003). Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, 65(3), 210–222. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0663-8>
- Roni, P., & Beechie, T. (2012). *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Sussex, UK: Wiley.

- Rood, S. B., Gourley, C. R., Ammon, E. M., Heki, L. G., Klotz, J. R., Morrison, M. L., . . . Wagner, P. L. (2003). Flows for Floodplain Forests: A Successful Riparian Restoration. *BioScience*, 53(7), 647–656. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053)
- Rood, S. B., Samuelson, G. M., Braatne, J. H., Gourley, C. R., Hughes, F. M. R., & Mahoney, J. M. (2005). Managing River Flows to Restore Floodplain Forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3, 193–201. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003)
- Rose, D. B. (2000). Indigenous ecologies and an ethic of connection. In N. Low (Ed.), *River futures: an integrative scientific approach to river repair* (pp. 175–187). New York, USA: Routledge.
- Rosgen, D. (2007). Rosgen Geomorphic Channel Design. In USDA (Ed.), *Stream Restoration Design National Engineering Handbook* (pp. 1101–1176). Washington D.C., USA: United States Department of agriculture.
- Rosgen, D. L. (1994). A classification of natural rivers. *CATENA*, 22(3), 169–199. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(94\)90001-9](https://doi.org/10.1016/0341-8162(94)90001-9)
- Rosgen, D. L. (1996). *Applied river morphology*. Michigan, USA: Wildland Hydrology.
- Rosgen, D. L. (2006). The Application of Stream Classification Using the Fluvial Geomorphology Approach for Natural Channel Design: The Rest of the Story. *World Environmental and Water Resource Congress 2006*, . [https://doi.org/10.1061/40856\(200\)343](https://doi.org/10.1061/40856(200)343)
- Rosgen, D. L. (2013). Natural Channel Design: Fundamental Concepts, Assumptions, and Methods. *Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems*, , 69–93. <https://doi.org/10.1029/2010gm000990>
- Rowlands, L. (2019). Erosion and Sediment Control—WSUD During the Construction Phase of Land Development. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 163–176. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00008-3>
- Ruíz, A. (2017, 23 septiembre). Detectan brote de dengue en La Negraeta, Corregidora. *am Querétaro*. *AM Querétaro*, pp. 15–20. Recuperado de <http://amqueretaro.com/queretaro/2017/09/24/dengue-en-queretaro>

- Sabogal, C., Besacier, C., & McGuire, D. (2015). Forest and landscape restoration: concepts, approaches and challenges for implementation. *Unasylva*, 66(3), 3–10. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809768>
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., . . . Weller, S. G. (2001). The Population Biology of Invasive Species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 305–332. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114037>
- Salas-Zapata, W. A., Ríos-Osorio, L. A., & Álvarez- Del Castillo, J. (2008). Bases conceptuales para una clasificación de los sistemas socioecológicos de la investigación en sostenibilidad. *Revista Lasallista de Investigación*, 8(2), 136–142. Recuperado de <http://repository.lasallista.edu.co:8080/ojs/index.php/rldi/article/view/45/24>
- Salinas-Rodríguez, S. A., Barrios-Ordóñez, J. E., Sánchez-Navarro, R., & Wickel, A. J. (2018). Environmental flows and water reserves: Principles, strategies, and contributions to water and conservation policies in Mexico. *River Research and Applications*, 34(8), 1057–1084. <https://doi.org/10.1002/rra.3334>
- Schangler, E., & Blomquist, W. A. (2008). *Embracing Watershed Politics* (Ed. rev.). Colorado, USA: University Press of Colorado.
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V., Schneidergruber, A., . . . Wrba, T. (2014). Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecology*, 29(2), 229–244. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9989-y>
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Von Gunten, U., & Wehrli, B. (2010). Global Water Pollution and Human Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 109–136. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125342>
- SEDESU. (2018). PROGRAMA DE ORDENAMIENTO ECOLÓGICO REGIONAL DEL ESTADO DE QUERÉTARO (POEREQ). Recuperado de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Estatal/QUERETARO/Programas/QROPROG03.pdf>

SEMARNAT. (2006). Manual de buenas prácticas del ecoturismo. Recuperado de http://www.cdi.gob.mx/ecoturismo/docs/manual_buenas_practicas_ecoturismo.pdf

SEMARNAT. (2016). Programa de Ordenamiento Ecológico local del Municipio de Corregidora, Qro.. Recuperado de http://www.corregidora.gob.mx/Documentos/2015-2018/sedesu/POELMC_2016.pdf

Simha, P., & Ganesapillai, M. (2017). Ecological Sanitation and nutrient recovery from human urine: How far have we come? A review. *Sustainable Environment Research*, 27(3), 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.12.001>

Simon, A., & Thomas, R. E. (2002). Processes and forms of an unstable alluvial system with resistant, cohesive streambeds. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(7), 699–718. <https://doi.org/10.1002/esp.347>

Smith, A. C., Berry, P. M., & Harrington, P. A. (2016). Sustainable Ecosystem Management. In M. Postchin, & K. Jax (Eds.), *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book* (pp. 1–7). Oxford, UK: OPENness.

Smith, B., Clifford, N. J., & Mant, J. (2014). The changing nature of river restoration. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(3), 249–261. <https://doi.org/10.1002/wat2.1021>

Speed, R., Tickner, D., Naiman, R., Gang, L., Sayers, P., Yu, W., . . . Lili, Y. (2016). *River restoration: a strategic approach to planning and management*. Paris, France: UNESCO Publishing.

Spink, A., Hillman, M., Fryirs, K., Brierley, G., & Lloyd, K. (2010). Has river rehabilitation begun? Social perspectives from the Upper Hunter catchment, New South Wales, Australia. *Geoforum*, 41(3), 399–409. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2009.12.003>

Springer, M., Ramírez, A., & Hanson, P. (2010). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*, 3–198.

- Surian, N., & Rinaldi, M. (2003). Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology*, 50(4), 307–326. [https://doi.org/10.1016/s0169-555x\(02\)00219-2](https://doi.org/10.1016/s0169-555x(02)00219-2)
- Suárez, A., Camarena, P., Herrera, I., & Lot, A. (2008). Infraestructura verde y corredores ecológicos de los pedregales: ecología urbana del sur de la Ciudad de México. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Tadaki, M., Brierley, G., & Cullum, C. (2014). River classification: theory, practice, politics. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(4), 349–367. <https://doi.org/10.1002/wat2.1026>
- Taylor, M. P., & Stokes, R. (2005). When is a River not a River? Consideration of the legal definition of a river for geomorphologists practising in New South Wales, Australia. *Australian Geographer*, 36(2), 183–200. <https://doi.org/10.1080/00049180500153450>
- The World Bank. (2008, 1 mayo). Watershed management approaches, policies, and operations : lessons for scaling up (English) | The World Bank. Recuperado 31 enero, 2019, de <http://documents.worldbank.org/curated/en/142971468779070723/Watershed-management-approaches-policies-and-operations-lessons-for-scaling-up>
- UNDP. (2019). Biodiversity and ecosystems management | UNDP. Recuperado 17 septiembre, 2019, de <https://www.undp.org/content/undp/en/home/2030-agenda-for-sustainable-development/planet/environment-and-natural-capital/biodiversity-and-ecosystems-management.html>
- UNESCO. (2002). Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management. Leiden, The Netherlands: Taylor & Francis.
- Uribe Castro, H. (2014). De ecosistema a socioecosistema diseñado como territorio del capital agroindustrial y del Estado-nación moderno en el valle geográfico del río Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Sociología*, 37(2), 121–157. Recuperado de [file:///Users/gabrielmariscal/Downloads/Dialnet-DeEcosistemaASocioecosistemaDisenadoComoTerritorio-5131290%20\(3\).pdf](file:///Users/gabrielmariscal/Downloads/Dialnet-DeEcosistemaASocioecosistemaDisenadoComoTerritorio-5131290%20(3).pdf)

- Valdés Valdés, O. (2005). LA EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS, ÁREAS PROTEGIDAS Y EN RIESGO DE DESASTRES: METODOLOGÍA Y PRÁCTICA EN LAS ESCUELAS DE CUBA. Recuperado de <http://www.cubaeduca.cu/media/www.cubaeduca.cu/medias/pdf/5174.pdf>
- Valdés-Carrera, A. C., & Hernández-Guerrero, J. A. (2018). Zonas funcionales y unidades de paisaje físico-geográfico en la microcuenca Potrero de la Palmita, Nayarit, México. *Revista Geográfica de América Central*, 1(60), 189. <https://doi.org/10.15359/rgac.60-1.7>
- Valencia Vargas, J. C., Díaz Nigenda, J. J., & Vargas Martínez, L. (2007). La gestión integrada de los recursos hídricos en México: un nuevo paradigma en el manejo del agua. In E. Cotler (Ed.), *El manejo integrado de cuencas en México* (2ª ed., pp. 213–258). México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Van den Berg, H., Kelly-Hope, L. A., & Lindsay, S. W. (2013). Malaria and lymphatic filariasis: the case for integrated vector management. *The Lancet Infectious Diseases*, 13(1), 89–94. [https://doi.org/10.1016/s1473-3099\(12\)70148-2](https://doi.org/10.1016/s1473-3099(12)70148-2)
- Venegas López, M. (2016). Manual de mejores prácticas de restauración de ecosistemas degradados, utilizando para reforestación solamente especies nativas en zonas prioritarias. Recuperado de http://procurement-notices.undp.org/view_file.cfm?doc_id=166266
- Vietz, G. J., & Hawley, R. J. (2019). Protecting and Managing Stream Morphology in Urban Catchments Using WSUD. *Approaches to Water Sensitive Urban Design*, , 249–267. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812843-5.00012-5>
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Wang, G., Mang, S., Cai, H., Liu, S., Zhang, Z., Wang, L., & Innes, J. L. (2016). Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends. *Journal of Forestry Research*, 27(5), 967–994. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0293-3>

- Wantzen, K. M., Ballouche, A., Longuet, I., Bao, I., Bocoum, H., Cissé, L., . . . Zalewski, M. (2016). River Culture: an eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16(1), 7–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.12.003>
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11(1), 105–119. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450110109>
- Ward, J. V., Tockner, K., & Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *River research and application*, 15(1), 125–139. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3)
- Werner, C., Otterphol, R., & Jönsson, H. (2004). Recommendations for action from the Lübeck symposium on ecological sanitation, April 2003. In C. Werner, V. Avedaño, S. Damsat, I. Eicher, L. Hernández, C. Jung, . . . M. Waffler (Eds.), *ecosan – closing the loop Proceedings of the 2nd international symposium, 7th –11th April 2003, Lübeck, Germany* (pp. 963–964). Hofheim-Wallau, Germany: Haus der neuen medien GmbH.
- Wester-Herber, M. (2004). Underlying concerns in land-use conflicts—the role of place-identity in risk perception. *Environmental Science & Policy*, 7(2), 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2003.12.001>
- Wight, P. A. (1994). Environmentally responsible marketing of tourism. In E. Cater, & G. Lowman (Eds.), *Ecotourism: a sustainable option?* (pp. 39–56). Washington D.C, USA: Wiley.
- Winblad, U. (2001). *ecosan – closing the loop in wastewater management and sanitation Proceedings of the International Symposium, 30–31 October 2000, Bonn, Germany*. Recuperado de <https://es.ircwash.org/sites/default/files/GTZ-2001-Ecosan.pdf#page=67>
- Wohl, E., Angermeier, P. L., Bledsoe, B., Kondolf, G. M., MacDonnell, L., Merritt, D. M., . . . Tarboton, D. (2005). River restoration. *Water Resources Research*, 41(10). <https://doi.org/10.1029/2005wr003985>

- Wohl, E., Lane, S. N., & Wilcox, A. C. (2015). The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8), 5974–5997. <https://doi.org/10.1002/2014wr016874>
- Wong, T. H. F. (2006). Water sensitive urban design - the journey thus far. *Australasian Journal of Water Resources*, 10(3), 213–222. <https://doi.org/10.1080/13241583.2006.11465296>
- Woolsey, S., Weber, C., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., . . . Peter, A. (2005). Handbook for evaluating rehabilitation projects in rivers and streams. Eawag, Switzerland: Rhone-Thur Project.
- World Commission on Dams. (2010). Dams and development: A new framework for decision making. Recuperado 31 enero, 2019, de https://www.internationalrivers.org/sites/default/files/attached-files/world_commission_on_dams_final_report.pdf
- WWF. (2019). Ecosystem services. Recuperado 17 septiembre, 2019, de https://wwf.panda.org/knowledge_hub/where_we_work/baltic/area/ecosystem_services.cfm
- Yapp, G., Walker, J., & Thackway, R. (2010). Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. *Ecological Complexity*, 7(3), 292–301. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.04.008>
- Ye, L., Cai, Q., Liu, R., & Cao, M. (2008). The influence of topography and land use on water quality of Xiangxi River in Three Gorges Reservoir region. *Environmental Geology*, 58(5), 937–942. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1573-9>
- Yáñez Sánchez, V. (2011). Manual de saneamiento básico. Recuperado de https://www2.sepdf.gob.mx/petc/archivos-alimentacion/manual_saneamiento_tec.pdf

Anexo 1

Cuadros

Anexo 1 Cuadro 1. Materiales geológicos de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

Material geológico	Extensión (Ha)	Cobertura (%)
Aluvial	1714.794816	27.41
Andesita	1034.067935	16.53
Basalto	2728.018178	43.61
N/A	154.041273	2.46
Toba volcánica	624.569899	9.98

Anexo 1 Cuadro 2. Parámetros morfométricos de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.

Parámetro Morfométrico	Valor	Clase
Área de drenado (km ²)	62.55	Pequeña
Perímetro de la cuenca (km)	52.81	-
Ancho de la cuenca (km)	4.35	-
Longitud de cauce principal (km)	18.33	Largo
Sinuosidad del cauce principal	1.22	Sinuoso
Factor de forma	0.31	Ligeramente achatada
Coefficiente de Compacidad	1.88	Rectangular oblonga
Índice de alargamiento	3.3	Muy alargada
Pendiente media de la cuenca (%)	9.37	Moderada
Pendiente del cauce (%)	1.97	Suave
Densidad de drenaje	1.11	Baja
Densidad de corriente	1.79	-
Orden de cauces	6	-
Patrón de drenaje	Dendrítico	-
Tiempo de concentración (min)	147	-

Anexo 1 Cuadro 3. Valores históricos y ajuste para avenidas tipo.

	m ³ /s	Histórico	Distribución Estadística		Promedio
			Gumbell	Log III	
Periodo de retorno (años)	1.5	60.84	59.05	62.08	60.65
	2	83.12	80.76	81.89	81.92
	5	135.6	134.2	127.87	132.55
	10	154.66	169.57	155.89	160.04
	20	186	203.51	181.2	190.24
	50	200	247.44	212.17	219.87

Anexo 1 Cuadro 4. Localidades por zona funcional.

Zona funcional	Nombre de la localidad	Ámbito de la localidad	Población total	Grado de marginación
Alta	La Cueva	Rural	1867	Medio
	La Purísima de la Cueva	Rural	421	Alto
	Pita	Rural	248	Medio
Media	Lomas de Zaragoza	Rural	182	Alto
	Lourdes	Rural	1315	Medio
	Vista Real y Country Club	Rural	767	Muy bajo
	Valle de los Pinos	Rural	639	Alto
	Lomas de la Cruz	Rural	545	Alto
	20 de enero	Rural	396	Alto
	San Francisco	Rural	347	Medio
	Real del Bosque	Rural	250	Muy bajo
	Praderas de Lourdes	Rural	100	Alto
	Vistas del Sol	Rural	68	Bajo
	Bosques de Lourdes	Rural	38	Alto
	Niños Héroes de Chapultepec	Rural	19	Medio
	Rancho la Pichona	Rural	10	Alto
	Buenos Aires	Rural	9	Muy alto
	Baja	El Pueblito	Urbana	71254
La Negreta		Urbana	8100	Bajo
Los Olvera		Urbana	3539	Bajo
Colonia Doctores		Rural	129	Alto
Colonia Ricardo Flores Magón		Rural	96	Alto
Hacienda el Batán		Rural	27	Alto
Rancho la Asunción		Rural	11	-
Familia Martínez Álvarez		Rural	10	-
Familia Rodríguez Hernández		Rural	9	-
Familia Alcocer Erbach		Rural	7	-
Noviciado Marianista		Rural	7	-
Familia Rangel Herrera		Rural	6	-
Familia Salinas		Rural	5	-
Don Lupe [Granja]		Rural	4	-
Familia Mendoza Pantoja		Rural	4	-
Gonzalo Alcocer		Rural	4	-
Ex-Hacienda Balvanera		Rural	2	-
Casa [Granja]	Rural	1	-	
Familia Gutiérrez Mendoza	Rural	1	-	

Anexo 1 Cuadro 5. Coordenadas de los tramos de río

Segmento	Tramo	N	W
1	1	20.503986°	-100.413528°
	2	20.508500°	-100.431281°
	3	20.520675°	-100.447397°
	4	20.526367°	-100.446067°
2	5	20.5336972°	-100.4459277°
	6	20.559878°	-100.44668083°

Anexo 1 Cuadro 6. Caracterización hidromorfológica de los tramos de río. UHM= Unidad hidromorfológica, PM= Profundidad media, VM= Velocidad media.

Tramo	UHM	PM	VM	Sustrato dominante	Temporada
1	Remanso	24.33±14.2	<0.01	Mesolithal, Xylal, Sapropel, Pytal	Estiaje
2	Poza	47.28±20.2	<0.01	Megalithal, Macrolithal, Sapropel	
3	Poza	64.62±10.9	<0.01	Megalithal, Detritus, Xylal, Sapropel	
	Remanso	8.87±3.3	<0.01	Megalithal, Macrolithal, Mesolithal	
4	Poza	57.77±15.1	<0.01	Sapropel	
6	Poza	76.14±3.6	0.1±0	Sapropel	
1	Tabla	20.7±11.2	0.5±1.08	Megalithal, Sapropel	Lluvias
	Remanso	36.4±19.1	<0.1	Sapropel, Detritus, macrolithal	
	Rabión	12±3.2	0.5±0.2	Megalithal, macrolithal	
	Corriente	14.2±7.1	0.7±0.6	Sapropel	
2	Rabión	18±14.3	0.2±0.1	Detritus, sapropel	
	Poza	52.7±113.7	<0.1	Detritus, sapropel	
3	Remanso	40.8±12.8	<0.1	Macrolithal, Sapropel	
	Rabión	18.2±5.8	0.4±0.3	Macrolithal, Sapropel, mesolithal	
4	Poza	1±0.5	<0.1	Detritus, sapropel	

Anexo 1 Cuadro 7. Valores del índice de calidad ambiental visual y su interpretación. EPI= Sustrato para la epifauna, EMB= Embebimiento, V-P= Relación velocidad profundidad, SED= Deposición de sedimento, FC= Flujo del canal, AC= Alteraciones al canal, FR= Frecuencia de rabiones, SB-I= Estabilidad del banco izquierdo, SB-D= Estabilidad del banco derecho, PB-D= Protección vegetal del banco derecho, PB-I= Protección vegetal del banco izquierdo, AV-D= Ancho de la vegetación del banco derecho, AV-I= Ancho de la vegetación del banco izquierdo.

Tramo	EPI	EMB	V-P	SED	FC	AC	FR	SB-D	SB-I	PB-D	PB-L	AV-D	AV-L	Total	Calidad
1	7	6	6	16	16	13	16	9	7	9	5	10	5	125	Alta
2	13	7	7	16	16	12	4	7	10	5	7	4	8	116	Alta
3	4	2	8	7	16	9	10	2	2	3	3	2	2	70	Media
4	1	1	1	6	2	1	0	1	1	1	1	0	0	16	Baja
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Baja
6	1	0	0	1	3	0	0	1	1	2	2	1	1	13	Baja

Anexo 1 Cuadro 8. Valores del índice de calidad de riberas y su interpretación. A-D= ancho de la vegetación del banco derecho, A-I= Ancho de la vegetación del banco izquierdo, M-D= Continuidad Longitudinal y cobertura de la vegetación del banco derecho, M-I= Continuidad Longitudinal y cobertura de la vegetación del banco izquierdo, E-D= Estructura de la vegetación del banco derecho, E-I= Estructura de la vegetación del banco izquierdo, DE= Diversidad de edades, CB= Condición de los bancos, CV= Conectividad vertical

Tramo	A-D	A-I	M-D	M-I	E-D	E-I	DE	CB	CL	CV	Total	Calidad
1	14	9	14	9	12	10	12	9	9	9	107	Alta
2	9	13	10	12	7	10	7	8	10	8	94	Media
3	7	7	6	6	6	6	3	3	3	3	50	Baja
4	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	6	Baja
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Baja
6	0	0	2	2	4	4	3	4	7	8	34	Baja

Anexo 1 Cuadro 9. Valores del IIBAMA y su interpretación. RT= Riqueza de taxa, REPT= Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, RII= Riqueza de insectos intolerantes, TI= Riqueza de taxa intolerantes, #TF= Número de taxa fijos.

Tramo	RT	RPET	RII	TI	TM	#TF	Total	Calidad
1	1	1	1	1	1	1	6	Baja
2	1	1	1	1	1	1	6	Baja
3	1	1	1	1	1	1	6	Baja
4	1	1	1	1	1	1	6	Baja
5	1	1	1	1	1	1	6	Baja
6	1	1	1	1	1	1	6	Baja

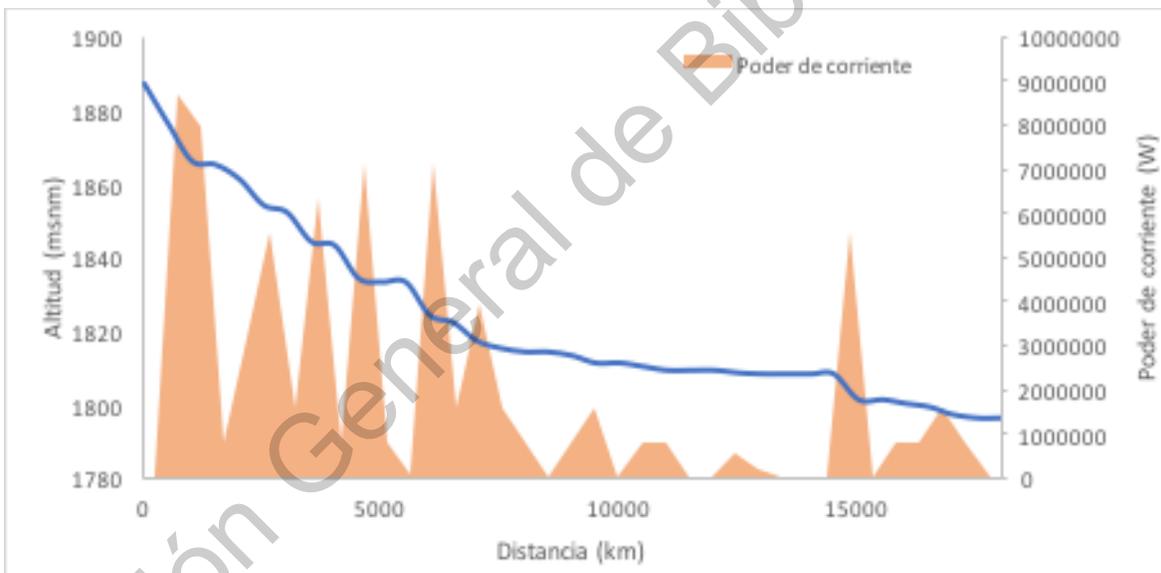
Anexo 1 Cuadro 10. Familias de macroinvertebrados encontradas en la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera. GF= Grupo funcional, HV= Hábito de vida.

Familia	Valencia	Tolerancia	GF	HV
Baetidae	5	Intolerant	Gatherer	Clinger
Libellulidae	9	Very Tolerant	Predator	Swimmer
Coenagrionidae	8	Tolerant	Predator	Climber
Gomphidae	3	Intolerant	Predator	Excavator
Dytiscidae	6	Tolerant	Predator	Swimmer
Chironomidae	6	Tolerant	Gatherer	Digger
Syrphidae	10	Very Tolerant	Gatherer	ND
Culicidae	8	Tolerant	Filter	Glider
Belostomatidae	10	Very Tolerant	Predator	Climber
Notonectidae	4	Intolerant	Predator	Swimmer
Veliidae	6	Tolerant	Predator	Skater
Hydrophilidae	5	Intolerant	Predator	Climber
Dryopidae	5	Intolerant	Fragmenter	Excavator
Muscidae	6	Tolerant	Predator	ND
Physidae	8	Tolerant	Gatherer	Climber
Ancylidae	6	Tolerant	Scraper	Clinger
Planorbidae	7	Tolerant	Scraper	Clinger
Lumbriculidae	9	Very Tolerant	Gatherer / Predator	Digger
Stratiomyidae	7	Tolerant	Gatherer	Digger
Cladocera	ND	ND	ND	ND
Copepoda	ND	ND	ND	ND
Hirudinea	ND	ND	ND	ND
Lestidae	9	Very Tolerant	Predator	Climber
Turbellaria	ND	ND	ND	ND
Pseudostigmatidae	ND	ND	Predator	ND
Sphaeriidae	ND	ND	ND	ND
Gerridae	5	Intolerant	Predator	Skater
Haliplidae	7	Tolerant	Fragmenter	Climber
Aeshnidae	3	Intolerant	Predator	Clinger
Nepidae	ND	ND	Predator	ND
Ceratopogonidae	6	Tolerant	Predator	Digger

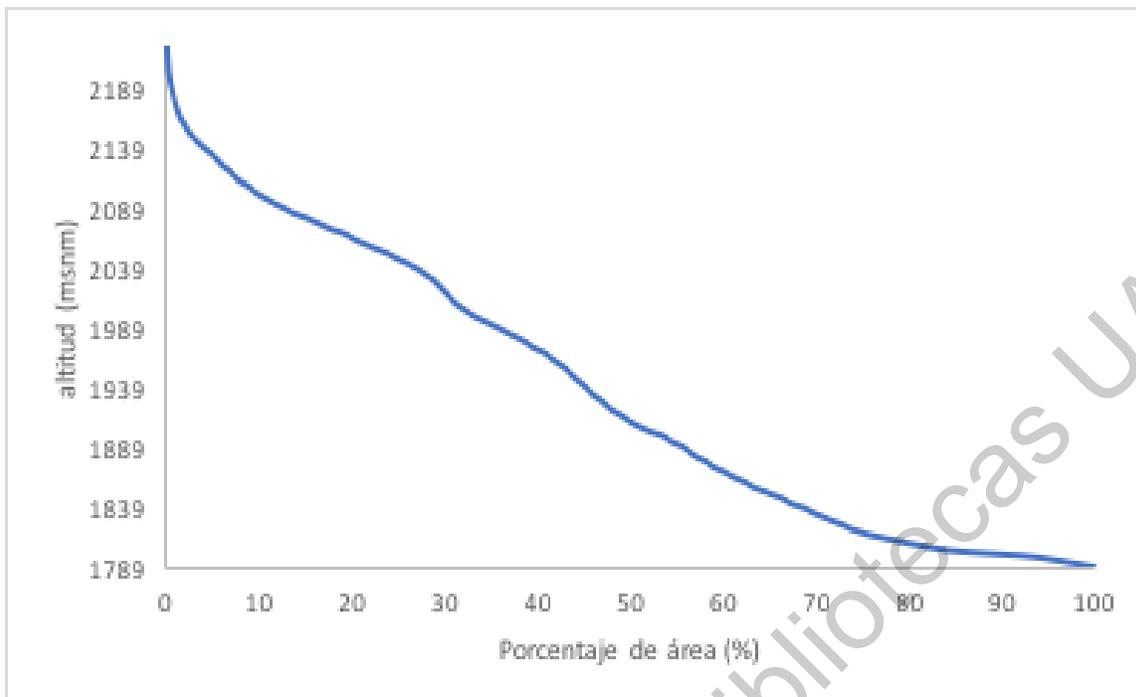
Anexo 1 Cuadro 11. Longitud patrón y peso de los peces colectados para cada tramo. NI= Número de individuos, LP-R= Rango de longitud patrón, LP= Longitud patrón promedio, P-R= Rango de pesos, P= Peso promedio.

Tramo	Especie	Origen	NI	LP-R	LP	P-R	P	Temporada
1	<i>Lepomis macrochirus</i>	Exótico	28	80-115	91.7±9.5	9.7-30.6	15.08±5.37	Lluvias
	<i>Pseudoxiphophorus bimaculatus</i>	Exótico	17	27-55	37.6±8.8	0.3-4.2	1.29±1.16	
2	<i>Lepomis macrochirus</i>	Exótico	13	80-90	86±4	10.6-17.9	12.59±2	Estiaje
1	<i>Micropterus salmoides</i>	Exótico	1		7.1		4.8	
	<i>Pseudoxiphophorus bimaculatus</i>	Exótico	6	20-70	3.9±1.7	0.3-4.8	1.3±1.8	
	<i>Micropterus salmoides</i>	Exótico	2	150-340	24.5±13.4	67-1143	605.2±760	
2	<i>Lepomis cyanellus</i>	Exótico	1		90.4		30.6	
	<i>Lepomis macrochirus</i>	Exótico	1		80.1		10.2	
	<i>Pseudoxiphophorus bimaculatus</i>	Exótico	1		20.3		0.2	

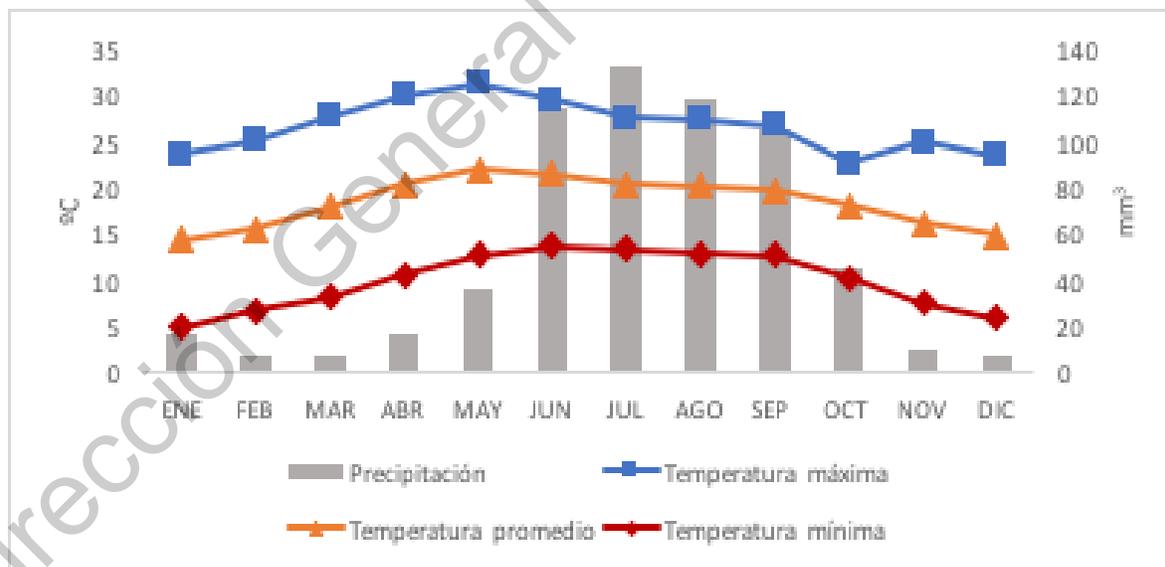
Figuras



Anexo 1 Figura 1. Perfil longitudinal del Río Pueblito.



Anexo 1 Figura 2. Curva hipsométrica de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.



Anexo 1 Figura 3. Climograma de la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.