

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL



**PROPUESTA METODOLÓGICA CON BASE PR-SIG-MDCM PARA EL MAPEO, EVALUACIÓN Y
MONITOREO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS URBANOS, CASO DE ESTUDIO: RÍO PESQUERÍA, ZONA
URBANA**

POR

AYLET VEGA AGUILAR

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN INGENIERÍA CON
ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

JULIO, 2026



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL



TESIS

**PROPUESTA METODOLÓGICA CON BASE PR-SIG-MDCM PARA EL MAPEO, EVALUACIÓN Y
MONITOREO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS URBANOS, CASO DE ESTUDIO: RÍO PESQUERÍA, ZONA
URBANA**

POR

AYLET VEGA AGUILAR

Vo. Bo.

DIRECTORES DE TESIS

Dra. Fabiola Doracely Yépez Rincón

Dr. Alfredo Ollero Ojeda

SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, NL.

JULIO, 2026



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL



TESIS

**PROPUESTA METODOLÓGICA CON BASE PR-SIG-MDCM PARA EL MAPEO, EVALUACIÓN Y
MONITOREO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS URBANOS, CASO DE ESTUDIO: RÍO PESQUERÍA, ZONA
URBANA**

POR

AYLET VEGA AGUILAR

Vo. Bo.

COMITÉ EVALUADOR

Dra. Fabiola Doracely Yépez Rincón

Directora de Tesis

Dr. Alfredo Ollero Ojeda

Director de Tesis

Dr. Sergio Alberto Salinas González

Evaluador

Dra. Askoa Ibisate González de Matauco

Evaluadora

Dr. Rodolfo Omar Arellano Aguilar
Evaluador

SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, NL.

JULIO, 2025

TÍTULO DE LA TESIS

**PROPUESTA METODOLÓGICA CON BASE PR-SIG-MDCM PARA EL MAPEO, EVALUACIÓN Y
MONITOREO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS URBANOS, CASO DE ESTUDIO: RÍO PESQUERÍA, ZONA
URBANA**

Aprobación de la tesis

Dra. Fabiola Doracely Yépez Rincón
DIRECTOR DE TESIS

Dr. Alfredo Ollero Ojeda
DIRECTOR DE TESIS

Dr. Sergio Alberto Salinas Rodríguez
Evaluador

Dra. Askoa Ibisate González de Matauco
Evaluadora

Dr. Rodolfo Omar Arellano Aguilar
Evaluador

Dr. José Manuel Mendoza Rangel
SUBDIRECTOR DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

A Nina

Agradecimientos

La culminación de este trabajo de tesis doctoral no hubiera sido posible sin el apoyo, la guía y la colaboración de numerosas personas e instituciones, a quienes deseo expresar mi más profundo agradecimiento.

En primer lugar, agradezco a la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) y a la Universidad de Zaragoza (España) por brindarme el marco académico y científico en el cual se desarrolló este proyecto. De manera especial, reconozco a la secretaría de Ciencias, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo financiero otorgado durante mis estudios de doctorado, sin el cual este trabajo no habría sido posible.

Expreso mi sincera gratitud a mis directores de tesis, la Dra. Fabiola Yépez Rincón y el Dr. Alfredo Ollero Ojeda, por su guía constante, por compartir sus conocimientos y experiencias, y por su invaluable paciencia y orientación a lo largo de este proceso. Asimismo, agradezco a los profesores e investigadores que, de manera directa o indirecta, enriquecieron este trabajo con sus observaciones y sugerencias.

De igual forma, a mis amigos y compañeros del proyecto GIRRIO, del Departamento de Geomática (UANL), del Departamento de Geografía (UNIZAR) y del Instituto de Ingeniería Civil.

Resumen

La presente tesis doctoral plantea una metodología integral de Percepción Remota – Sistema de Información Geográfica – método de criterio de decisión múltiple para el mapeo, evaluación y monitoreo del estado ecológico de ríos urbanos, aplicada a la cuenca urbana del río Pesquería en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), México. La investigación nace ante la progresiva degradación de los ecosistemas fluviales por el crecimiento urbano no planificado, la alteración de los regímenes hidrológicos, la pérdida de vegetación ribereña y la degradación de la calidad de sus aguas. Estos procesos han convertido a los ríos en un drenaje urbano, limitando su capacidad de proveer servicios ecosistémicos fundamentales para la sostenibilidad ambiental, social y económica.

El estudio se fundamenta en la necesidad de contar con herramientas que permitan evaluar la salud fluvial desde un enfoque multidimensional, integrando variables hidrológicas, fisicoquímicas, biológicas, geomorfológicas y territoriales. En este contexto, la geoinformática y los sistemas de información geográfica (SIG) se consolidan como instrumentos clave para integrar información espacial y facilitar la toma de decisiones en materia de gestión ambiental. La metodología desarrollada combina técnicas de percepción remota, análisis multicriterio, indicadores de calidad del agua, análisis de cobertura del suelo y evaluación hidrogeomorfológica, permitiendo generar un Índice del Estado Ecológico del río (IEE).

El área de estudio corresponde a la cuenca urbana del río Pesquería, ubicada al noreste de México en el estado de Nuevo León; con una superficie aproximada de 912 km² y un cauce principal urbano de 77.7 km que atraviesa municipios con alta presión demográfica e industrial. La cuenca presenta condiciones climáticas semiáridas, con precipitaciones altamente variables y eventos hidrometeorológicos extremos que influyen en la dinámica del caudal y en la calidad del agua. Asimismo, el crecimiento poblacional y la expansión urbana han provocado cambios significativos en el uso de

suelo, reduciendo la cobertura vegetal nativa e incrementando la presencia de especies invasoras, alterando el funcionamiento ecológico del sistema fluvial.

La investigación analiza la cantidad y calidad del agua mediante la determinación del caudal ecológico y la creación y aplicación de un índice de calidad del agua adaptado a ríos urbanos (ICA-RU). Paralelamente, se evalúan los cambios espacio- temporales en la vegetación y la cobertura del suelo mediante el uso del índice NDVI y la clasificación supervisada de imágenes satelitales utilizando algoritmos de Machine Learning e Inteligencia Artificial como Random Forest. Además, se estudian las alteraciones hidromorfológicas del cauce, identificando presiones antrópicas y áreas prioritarias para la restauración. La integración de estos indicadores se realiza mediante un análisis multicriterio en ambiente SIG, obteniendo una representación espacial del estado ecológico del río.

Esta investigación contribuye al desarrollo de metodologías integrales para la evaluación de ecosistemas fluviales urbanos, alineadas con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 6, 11, 13 y 15), particularmente aquellos relacionados con la gestión del agua, ciudades sostenibles, acción climática y conservación de la biodiversidad. El enfoque propuesto permite generar información espacialmente explícita que apoya la toma de decisiones en políticas públicas orientadas a la protección, restauración y manejo sostenible de los recursos hídricos urbanos.

Una contribución importante de esta investigación es la aplicación del Índice Hidrogeomorfológico (IHG) a un sistema fluvial urbano latinoamericano como el río Pesquería, en México. El IHG originalmente fue desarrollado en el contexto europeo, por la Universidad de Zaragoza. Para este estudio, se realizó la comparación entre el río Pesquería, en México, con el río Huerva, en España, dos ríos sometidos a condiciones relativamente comparables: entornos urbanizados, clima semiárido y altos niveles de presión antrópica sobre el cauce, las riberas y la dinámica hidrológica. En este sentido, la aplicación del IHG demuestra su utilidad como herramienta adaptable y replicable para el diagnóstico hidrogeomorfológico de ríos urbanos impactados fuera de su ámbito original de creación.

Índice de contenido

Capítulo 1- Introducción	1
1.1. Planteamiento del problema y justificación	2
1.2. Antecedentes e hipótesis	4
1.3. Objetivos General y Específicos	5
Capítulo 2 – Marco Teórico	7
2.1. Ecosistemas de agua dulce y su papel en los ODS.....	7
2.2. Área de estudio “Cuenca urbana del río Pesquería, México”.....	10
2.2.1. Clima e hidrología	11
2.2.2. Relieve y Geología.....	13
2.2.3 Uso de suelo y vegetación	17
2.2.4. Crecimiento poblacional.....	19
2.3. Calidad del agua	21
2.3.1. Índices de calidad del agua	23
2.3.2. Recopilación y preparación de datos	24
2.4. Caudal ecológico o caudal ambiental.....	25
2.5. Geomorfología y restauración ambiental	28
2.6. Sistema de Información Geográfico y método MDCM	30
2.7. Conclusiones parciales del Capítulo 2	31
Capítulo 3 – Metodologías.....	32
3.1. Enfoque metodológico (PR-SIG-MDCM)	32
3.2. Justificación de la selección de indicadores ambientales	33
3.3. Análisis espacial mediante percepción remota	35
3.4. Índice de calidad de la vegetación.	36
3.5. Clasificación de cobertura del suelo.....	36

3.6. Determinación del caudal ecológico.....	38
3.7. Evaluación de la calidad del agua.....	39
3.7.1. Selección de parámetros.....	41
3.7.2. Procedimiento del diseño de las curvas estándares o de calidad	42
3.8. Índice Hidrogeomorfológico	47
3.9. Integración multicriterio mediante análisis de superposición en SIG	49
3.10. Limitaciones metodológicas	52
3.11. Conclusiones parciales del Capítulo 3	53
Capítulo 4 – Resultados y Discusión.....	54
4.1. Dinámica de la cobertura del suelo en la subcuenca urbana del río Pesquería.....	54
4.2. Influencia de los factores climáticos en las tendencias del NDVI para la cuenca.	58
4.3. Hidrología y caudal ecológico del río Pesquería	63
4.3.1. Propuesta final de caudal ecológico	65
4.4. Análisis de la calidad del agua del río Pesquería mediante un índice de calidad adaptado a condiciones urbanas	69
4.4.1. Variación espacio - temporal de la calidad del agua.....	69
4.4.2. Índice de Calidad del Agua (ICA-RU) aplicado al río Pesquería	73
4.5. Relación caudal – calidad del agua.....	74
4.6. Análisis hidrogeomorfológico del río Pesquería	76
4.6.1. Tramo 1 “García U”	78
4.6.2. Tramo 2 “García PU”	79
4.6.3. Tramo 3 “Mty-Esc”	80
4.6.4. Tramo 4 “Apodaca U”	82
4.6.5. Tramo 5 “Apodaca PU”	83

4.6.6. Tramo 6 “Pesquería PU”	83
4.6.7. Evaluación del IHG en el río Pesquería.	84
4.7. Integración espacial de la calidad ecológica	86
4.8. Propuesta de acciones para la mejora ambiental	89
4.8.1. Criterios de priorización de las acciones	90
4.8.2. Líneas de acción propuestas	91
Capítulo 5 – Estudio complementario en el río Huerva, Zaragoza.	106
5.1. Área de estudio: el río Huerva.....	106
5.1.1. Contexto hidrológico y climático.....	107
5.1.2. Contexto geomorfológico	108
5.1.3. Urbanización y presiones antrópicas	109
5.2. Análisis hidrogeomorfológico del río Huerva	109
5.2.1. Análisis hidrológico del río Huerva.....	110
5.2.2. Tramo 1 “ZPU de Zaragoza”	114
5.2.3. Tramo 2 “ZU de Zaragoza”	116
5.2.4. Calidad hidrogeomorfológica (IHG).....	118
5.3. Proyecto de restauración paisajística e hidromorfológica	120
5.3.1. Actividades realizadas y seguimiento en campo	120
5.3.2. Formación de estructuras sedimentarias tras las inyecciones	124
5.4. Discusión comparativa entre el río Huerva y el río Pesquería	125
5.4.1. Alteración del régimen hidrológico	126
5.4.2. Relación entre caudal y calidad del agua	126
5.4.3. Cambios de uso del suelo y dinámica territorial.....	127
5.4.4. Estado hidrogeomorfológico y funcionalidad del sistema fluvial	127
5.4.5. Implicaciones para la restauración fluvial	128

Capítulo 6 - Conclusiones Generales.....	129
Referencias y bibliografía consultada.....	133

Apéndice A. Desarrollo del cálculo del caudal ecológico mediante dos metodologías de la NMX-AA-159-SCFI-2012.....	i
---	---

Anexo 1. Importancia ecológica (DOF, 2012).....	viii
Anexo 2. Indicadores ecológicos y de gestión del agua a partir de la asignación de objetivos ambientales (DOF, 2012).....	x
Anexo 3. Estaciones hidrométricas en la cuenca del Río San Juan.....	xii
Anexo 4. Caudales de las estaciones de la REMANECA en L/s.....	xiii
Anexo 5. Población en millones de habitantes.....	xv
Anexo 6. Diversos Índices de Calidad del Agua implementados.....	xvi
Anexo 7. Parámetros físico-químicos y biológicos utilizados en diversos índices de calidad del agua.....	xviii
Anexo 8. Pesos relativos asignados a los parámetros que conforman el ICA del anexo anterior.....	xx
Anexo 9. Representación espacial del comportamiento del ICA-RU para la subcuenca urbana del río Pesquería durante el periodo de 2012-2019.....	xxi
Anexo 10. Plantas de tratamiento de aguas residuales en el río Pesquería.....	xxiii
Anexo 11. Imágenes utilizadas para la determinación del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) en la subcuenca de interés.....	xxiv
Anexo 12. Niveles de impacto de cada parámetro sobre los sub-indicadores a evaluar en el índice Hidrogeomorfológico IHG.....	xxv
Anexo 13. Geología estado de Nuevo León.....	xxvii
Anexo 14. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 1.....	xxviii
Anexo 15. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 2.....	xxix
Anexo 16. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 3.....	xxx
Anexo 17. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 4.....	xxxi
Anexo 18. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 5.....	xxxii

Anexo 19. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 6.....	xxxiii
Anexo 20. Fichas de campo del IHG para el Río Huerva. Tramo 1.....	xxxiv
Anexo 21. Fichas de campo del IHG para el Río Huerva. Tramo 2.....	xxxv

Índice de figuras

Figura 2. 1. Esquema representativo de los servicios ambientales proporcionados por un río y su cuenca hidrográfica. Ejemplo subcuenca urbana del río Pesquería, Nuevo León, México.	7
Figura 2. 2. Ubicación de la subcuenca urbana del río Pesquería (cuenca del río Bravo) con su zona urbana.	11
Figura 2. 3. Información cartográfica que integra datos de los climas existentes en el estado de Nuevo León.	12
Figura 2. 4. Mapa del relieve (provincias fisiológicas) y ubicación de la subcuenca urbana del río Pesquería dentro de la fisiografía según la clasificación de INEGI.	16
Figura 2. 5. Crecimiento poblacional.	20
Figura 2. 6. Sistema de distribución de agua en el noreste de México.	22
Figura 3. 1. Diagrama metodológico	33
Figura 3. 2. Cronología de las misiones Landsat.	35
Figura 3. 3. Categorías para la clasificación del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI).	36
Figura 3. 4. Código de la clasificación supervisada por Random Forest.	37
Figura 3. 5. Localización de los sitios de monitoreo de calidad del agua superficial dentro del área de estudio.	40
Figura 3. 6. Curvas de calidad ajustadas para ríos urbanos.	44
Figura 3. 7. Ecuación del ICA-RU y los respectivos pesos relativos asociados a cada parámetro.	45
Figura 3. 8. Escala colorimétrica e intervalo de puntuación para la valoración del índice Hidrogeomorfológico.	48
Figura 4. 1. Variación de la dinámica de los cambios de la cobertura del suelo para la subcuenca urbana del río Pesquería para las épocas húmedas y secas desde 1993.	56
Figura 4. 2. Distribución del uso del suelo para la cuenca en años seleccionados.	57

Figura 4. 3. NDVI medio estacional para los periodos húmedos y secos en la subcuenca urbana del río Pesquería, Nuevo León, México.	59
Figura 4. 4. Correlación entre el NDVI y los factores climáticos analizados para la zona de estudio entre 1993 y 2023.	62
Figura 4. 5. Comprobación de la naturalidad o alteración del régimen hidrológico establecido como años de referencia 1974-1993 y periodo de evaluación 1995-2008 para la estación El Canadá.	64
Figura 4. 6. Régimen de caudales ecológicos determinados por la normativa mexicana Apéndice Normativo C y D. Para el caso del Apéndice Normativo D se adiciona el régimen de avenidas ya que se considera como natural.	66
Figura 4. 7. Concentraciones de los parámetros de mayor relevancia en los puntos de muertos dentro de la cuenca del río Pesquería durante el período de 2012-2018.....	70
Figura 4. 8. Análisis de la significancia estadística de los parámetros de calidad del agua entre estaciones húmedas y secas (2012-2018).	72
Figura 4. 9. Variación estacional – espacial del índice de calidad del agua para ríos urbanos, cuenca del río Pesquería.....	74
Figura 4. 10. Resultados de la aplicación del IHG en la subcuenca urbana del río Pesquería en los 6 tramos funcionales de evaluación.	85
Figura 4. 11. Distribución espacial del Índice de Estado Ecológico (IEE) obtenido mediante PR-SIG-MDCM para la subcuenca urbana del río Pesquería.	87
Figura 4. 12. Confluencia del Canal de Aztlán con el río Pesquería en mal estado, pilares de antiguos puentes viales y restos de obras de fabrica sin utilidad ni valor patrimonial.....	91
Figura 4. 13. Modificación del cauce natural por muros de defensa próximos al puente de la Carretera Monterrey – Nuevo Laredo.....	92
Figura 4. 14. Presencia de varias acequias en mal estado en el tramo 6.	92
Figura 4. 15. Ubicación de 19 puntos con elementos que intervienen en la funcionalidad del sistema fluvial. Detalle del punto 11 con acequia en mal estado.....	93
Figura 4. 16. Avances del proyecto Río Vive entre Monterrey y General Escobedo. ...	94
Figura 4. 17. Montículos en la cuenca baja a la altura del tramo 6 en el municipio Pesquería; entre puente de la calle Mariano Matamoros y puente de la C45.	95

Figura 4. 18. Sección identificada con asentamientos de mayor exposición al riesgo ante inundaciones en los municipios de Monterrey y General Escobedo.	96
Figura 4. 19. Presencia de especies invasoras en el Tramo 2.	98
Figura 4. 20. Conectividad entre arroyos y escurrimientos con el cauce.	99
Figura 4. 21. Resultados de la encuesta realizada a los vecinos del municipio General Escobedo.	102
Figura 5. 1. Localización de la cuenca del Río Huerva (Cuenca del Río Ebro), España.	107
Figura 5. 2. Estaciones de aforo ubicadas en el río Huerva y los caudales máximos (m ³ /s) registrados para cada una.	111
Figura 5. 3. Caudal medio mensual histórico para cada estación de aforo en el río Huerva.....	112
Figura 5. 4. Evidencia de alteraciones de la calidad hidrogeomorfológica en el Tramo 1 “ZPU de Zaragoza”, en el río Huerva.	115
Figura 5. 5. Evidencia de alteraciones de la calidad hidrogeomorfológica en el Tramo 2 “ZU de Zaragoza”, en el río Huerva.....	118
Figura 5. 6. Resultados de la aplicación del IHG en el área de estudio de la cuenca del río Huerva.....	119
Figura 5. 7. Fases durante la inyección de sedimentos en el río Huerva.	121
Figura 5. 8. Avances del proceso de inyección en los puntos establecidos. 16 de enero de 2025.	122
Figura 5. 9. Colocación de trazadores para el estudio de movimiento de los sedimentos.	123
Figura 5. 10. Identificación de barras formadas producto de la inyecciones y crecidas inducidas (inicios de febrero de 2025).....	123
Figura 5. 11. Campaña de búsqueda de trazadores en los diferentes puntos colocados (finales de febrero de 2025).	124
Figura 5. 12. Comportamiento del caudal durante el periodo de inyecciones.	125

Índice de tablas

Tabla 2. 1. Superficie estatal por tipo de geología (%).....	15
Tabla 2. 2. Principales especies de flora clasificadas por tipo de vegetación en el estado de Nuevo León.	17
Tabla 2. 3. Aplicaciones de los índices de calidad del agua (ICA)	23
Tabla 2. 4. Comparación conceptual de los principales métodos para la determinación del caudal ecológico.....	26
Tabla 3. 1. Categorías para la clasificación del índice de calidad del agua.	46
Tabla 3. 2. Indicadores y parámetros de evaluación (Ollero et al., 2009).	48
Tabla 3. 3. Reclasificación de indicadores para la integración multicriterio de la calidad ecológica.	51
Tabla 4. 1. Coeficientes de precisión general e índice Kappa para las clasificaciones	55
Tabla 4. 2. Presiones antrópicas identificadas en el área de estudio del río Pesquería	77
Tabla 4. 3. Puntuación final del IHG.....	78
Tabla 5. 1. Presiones antrópicas identificadas en el área de estudio para el río Huerva	110

Acrónimos

- SIG: Sistema de Información Geográfico
- AMM: Área Metropolitana de Monterrey
- CONABIO: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
- QBR: Por sus siglas en inglés, *Quality of Bosc de Ribera*, Índice de Calidad del Bosque de Rivera
- MDCM: Por sus siglas en inglés, *Multiple-Criteria Decision-Making*, Toma de decisiones multicriterio
- PR: Percepción Remota
- WWF: Por sus siglas en inglés, *World Wide Fund for Nature*, Fondo Mundial para la Naturaleza
- ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible
- PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
- INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía
- LAN: Ley de Aguas Nacionales
- CONAGUA: Comisión Nacional del Agua
- NDVI: Por sus siglas en inglés, *Normalized Difference Vegetation Index*, Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada
- PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
- ICA: Índice de Calidad del Agua
- IMTA: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
- NOM: Normas Oficiales Mexicanas
- SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- DOF: Diario Oficial de la federación
- IHG: Índice Hidrogeomorfológico
- DBO: Demanda Biológica de Oxígeno
- DQO: Demanda Química de Oxígeno
- SST: Sólidos Suspendidos Totales
- CF: Coliformes Fecales
- E_COLI: Escherichia coli

- ENTEROC: Enterococcus
- OD: Oxígeno Disuelto
- TOX: Toxicidad
- SINA: Sistema Nacional de Información del Agua
- REMANECA: Red Nacional de Medición de Calidad del Agua
- pH: Potencial de Hidrógeno
- OLI: Por sus siglas en inglés, *Operational Land Imager*,
- TIRS: Por sus siglas en inglés, *Thermal Infrared Sensor*, Térmico Infraerjojo.
- TM: Por sus siglas en inglés, *Thematic Mapper*
- GEE: Google Earth Engine
- NIR: Por sus siglas en inglés, *Near-Infrared*, Infrarrojo cercano
- RF: Random Forest
- SVM: Support Vector Machine
- SADM: Servicio de Agua y Drenaje Monterrey
- EMA: Escurrimiento Medio Anual
- SbN: Soluciones basadas en la Naturaleza
- LIDAR: Por sus siglas en inglés, *Light Detection and Ranging*, Detección de luz y rango
- ANP: Área Natural Protegida
- UANL: Universidad Autónoma de Nuevo León
- UZ: Universidad de Zaragoza
- CHEbro: Confederación Hidrográfica del Ebro
- EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales
- CC: Calidad del Cauce
- CF: Calidad Funcional del sistema Fluvial
- CR: Calidad de las Ribera
- INAGA: Instituto Aragonés de Gestión Ambiental
- BANDAS: Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales
- ZU: Zona urbana
- ZPU: Zona periurbana

Capítulo 1

Capítulo 1- Introducción

Durante los últimos dos siglos, los ríos han experimentado transformaciones profundas tanto en sus cuencas como en sus cauces. Las variaciones en el flujo y la entrega de sedimentos han generado ajustes continuos en el lecho fluvial debido a procesos de erosión y sedimentación. Hasta mediados del siglo XX, la deforestación, la agricultura y el pastoreo extensivo fueron las principales causas de erosión y degradación de los sistemas hídricos (García-Ruiz et al., 2015; Ollero et al., 2021). Posteriormente, el crecimiento urbano se convirtió en el factor dominante, gestionando a los ríos bajo un paradigma sanitarista que los incorporó como parte del sistema de drenaje urbano: se entubaron cauces y se buscó evacuar rápidamente el agua para prevenir desbordamientos, epidemias y problemas de salud pública (Zamora et al., 2017). A ello se sumaron otras actividades humanas como la construcción de presas, la extracción de gravas y procesos de reforestación inadecuada, que han modificado de manera profunda la dinámica ecológica y geomorfológica de los ríos.

En las últimas décadas, este paradigma se ha visto cuestionado por el agotamiento de fuentes locales de agua potable y la creciente necesidad de trasvases desde otras cuencas, con altos costos económicos y ambientales. A la par, se ha consolidado un marco de referencia orientado a la sostenibilidad urbana, que busca un manejo integral de los recursos hídricos (López & Bocardo, 2022). Desde esta visión, los ríos urbanos —aquellos cuyos regímenes hidrológicos y sedimentológicos han sido fuertemente alterados por superficies impermeables y sistemas de drenaje pluvial y residual— son hoy reconocidos como elementos estratégicos que, mediante su recuperación, pueden aportar beneficios ambientales, sociales, económicos y culturales (Mireles et al., 2021), (Zamora et al., 2017).

El concepto de salud fluvial surge como un enfoque integrador para diagnosticar estos sistemas, considerando datos hidrológicos, químicos, físicos, biológicos y climatológicos, frecuentemente complejos y multidimensionales (Bellino et al., 2020). Convertir estos datos en información útil para la toma de decisiones demanda metodologías sólidas que permitan identificar tendencias, cuantificar parámetros y

mapear la calidad de los ríos, reconociendo la influencia de los factores antropogénicos en su estado ecológico.

En este contexto, la geoinformática se posiciona como una disciplina clave para el análisis, gestión e integración de información espacial. Basada en datos geográficos, geológicos, biológicos y geofísicos, permite generar modelos, integrar variables y apoyar procesos de toma de decisiones mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Cuervo et al., 2019). Actualmente, el avance en la gestión fluvial se centra en la integración de los SIG con métodos multicriterio, transformándolos de simples herramientas de visualización a potentes plataformas analíticas capaces de modelar la dinámica ecológica de los ríos urbanos (Mireles et al., 2021).

1.1. Planteamiento del problema y justificación

El uso del agua en México genera no solo problemas ambientales, sino también sociales y económicos, a pesar de contar con instrumentos normativos que regulan este recurso. La Ley de Aguas Nacionales considera a los ríos únicamente como corrientes naturales de agua y no como ecosistemas complejos que sostienen múltiples formas de vida. En consecuencia, su regulación se centra en la administración, control y planificación del aprovechamiento del recurso hídrico según distintos usos, omitiendo aspectos relacionados con la protección, conservación y manejo integral de estos ecosistemas. Esta visión ha dejado la integridad ecológica de los ríos expuesta a fuertes presiones antrópicas (Enriquez et al., 2019).

El crecimiento urbano no planificado ha intensificado esta problemática, generando la pérdida del potencial ecológico de los ríos urbanos (Beißler & Hack, 2019). Frecuentemente, los márgenes fluviales se ubican en zonas de transición urbano-rural, donde proliferan asentamientos informales. Estos espacios, utilizados para el acceso básico al agua, la disposición de desechos o la agricultura de subsistencia, se ven afectados por inundaciones y contaminación, lo que los excluye de los procesos

formales de desarrollo urbano y los convierte en áreas de alta vulnerabilidad (Beißler & Hack, 2019).

Desde un enfoque social, económico y ambiental, los ecosistemas relacionados con el agua son fundamentales para garantizar la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, sin una gobernanza efectiva ni mecanismos claros de protección, estos sistemas tienden a degradarse o desaparecer. La Agenda 2030 subraya que el desarrollo sostenible requiere proteger y restaurar los ecosistemas de agua dulce, dado que su deterioro compromete tanto a las comunidades humanas como a la biodiversidad (Naciones Unidas, 2020).

En este contexto, se reconoce la necesidad de contar con metodologías que permitan mapear, cuantificar y evaluar de manera integral los servicios ecosistémicos espaciales de los ríos urbanos. La presente investigación propone un enfoque novedoso que combina sensores remotos de alta resolución con datos de campo, integrados mediante un análisis multicriterio (MDCM) en ambiente SIG. Este procedimiento busca evaluar de forma explícita componentes bióticos y abióticos de los ríos, así como la cobertura terrestre de sus corredores ribereños, generando información espacialmente explícita para la clasificación del estado ecológico.

La metodología se aplica como caso de estudio al río Pesquería, en su cruce con el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), Nuevo León, México. Este sistema fluvial y sus riberas enfrentan severas presiones derivadas de descargas urbanas, cambios de uso de suelo y pérdida de vegetación. Además, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) ha clasificado a la subcuenca del río Pesquería como una región hidrológica prioritaria y amenazada, dada su biodiversidad y el alto grado de degradación ambiental ocasionado por la actividad humana (CONABIO, 2023).

En este sentido, el presente trabajo busca generar una herramienta científica y práctica para apoyar la toma de decisiones municipales y estatales en torno a la protección, restauración y gestión futura del río Pesquería, contribuyendo al mismo tiempo a la consolidación de metodologías replicables en otros contextos urbanos.

1.2. Antecedentes e hipótesis

Entre los ecosistemas más dañados y perturbados del Área Metropolitana de Monterrey (AMM) se encuentra el río Pesquería, uno de los tres cursos fluviales que atraviesan la ciudad. A pesar de haber sido declarado un recurso prioritario para su evaluación y restauración (Castro-López et al., 2019 Vega et al., 2024), los estudios científico-técnicos recientes son escasos y fragmentados. La falta de índices integradores para el monitoreo de cauces urbanos limita severamente la posibilidad de aprender de experiencias previas, tanto de los éxitos como de los fracasos en proyectos de recuperación (Zamora et al., 2017).

La mayoría de los trabajos existentes se han enfocado en la calidad del agua, destacando la presencia de agentes contaminantes y su impacto sobre la sociedad debido al alto nivel de degradación (Castillo-Nava et al., 2020; Mahlkecht et al., 2021; Prat & Castro-López, 2023). En el ámbito del uso de suelo, Torres Barajas et al., 2018 analizaron la dinámica de la cobertura de la cuenca, evidenciando la presión de la urbanización sobre las áreas ribereñas. Por su parte, Castro-López, et al., 2019 resaltaron la relevancia de la vegetación en la evaluación de la salud ecológica, al demostrar que el bosque ripario ha sido severamente afectado por la urbanización, la agricultura y la proliferación de especies invasoras. Este estudio representó la primera adaptación del índice QBR (Índice de Calidad del Bosque de Ribera) al noreste de México, constituyendo un primer esfuerzo para evaluar la vegetación ribereña del río Pesquería.

Asimismo, otros trabajos han explorado la relación entre el uso de suelo del corredor ribereño y los macroinvertebrados (Castro-López et al., 2019), mientras que Mireles et al. (2021) desarrollaron un acercamiento multidisciplinario que incluyó parámetros biológicos, fisicoquímicos y métricas sociales. Sin embargo, estas aproximaciones han sido puntuales y carecen de un marco metodológico integral que permita caracterizar de manera conjunta los diferentes componentes ecológicos del río.

En función de lo anterior, se establece la siguiente hipótesis de trabajo:

- Si se desarrolla una metodología integral para la determinación del estado ecológico de la subcuenca urbana del río Pesquería, basada en sistemas de información geográfica, trabajo de campo y técnicas geomáticas, se dispondrá de una herramienta actualizable y útil para los tomadores de decisiones, que permitirá mejorar la gestión ambiental y facilitar la planificación sostenible de las cuencas hidrográficas urbanas.

1.3. Objetivos General y Específicos

Evaluar el estado ecológico de la subcuenca urbana del río Pesquería mediante un método de decisión multicriterio (MDCM), integrando indicadores hidrológicos (caudal ecológico), de calidad del agua, vegetación y cambios hidrogeomorfológicos ocurridos en los últimos 30 años, a partir de información satelital, sistemas de información geográfica, trabajos de campo y registros históricos.

Para lo que se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar las variaciones temporales y espaciales de la cobertura del suelo y la calidad de la vegetación en la subcuenca urbana del río Pesquería mediante teledetección multitemporal e inteligencia artificial.
2. Identificar los principales cambios hidrogeomorfológicos del cauce urbano en la aplicación y evaluación del Índice Hidrogeomorfológico.
3. Analizar la cantidad y calidad del agua en el río Pesquería, con énfasis en la determinación del caudal ecológico y en la creación, aplicación y evaluación de un índice adaptado a ríos urbanos (ICA-RU).
4. Integrar los indicadores obtenidos en una escala ambiental mediante el uso del MDCM, con el fin de establecer salud ecológica del río Pesquería mediante la creación, aplicación y evaluación del Índice del Estado Ecológico (IEE).
5. Proponer un proyecto de restauración fluvial que sienta las bases para la acción en el río Pesquería.

De acuerdo con estos objetivos, la tesis se estructura en varios capítulos. En el Capítulo 2 se presenta el marco teórico, abordando los conceptos fundamentales sobre ecosistemas fluviales urbanos, servicios ecosistémicos, calidad del agua, caudal ecológico, vegetación y geomorfología, así como la integración de herramientas geoespaciales y métodos multicriterio. El Capítulo 3 describe la metodología propuesta (PR-SIG-MDCM), detallando los procedimientos aplicados en el río Pesquería. Posteriormente, en el Capítulo 4, se presentan y discuten los resultados relativos a los indicadores hidrológicos, de calidad del agua, cobertura vegetal, cambios hidrogeomorfológicos, la integración en la escala del estado ecológico y una propuesta de 'Mejora ambiental para el río Pesquería'. El Capítulo 5 expone el estudio complementario en el río Huerva como validación internacional. Finalmente, se plantean las conclusiones y aportaciones principales de la investigación, así como recomendaciones para la gestión y restauración de ríos urbanos.

Capítulo 2

Capítulo 2 – Marco Teórico

2.1. Ecosistemas de agua dulce y su papel en los ODS.

Los ecosistemas de agua dulce cubren apenas el 2% de la superficie terrestre, pero albergan cerca del 10% de todos los animales descritos y un tercio de las especies de vertebrados conocidas (Salinas-Rodríguez et al., 2021). Estos sistemas socioecológicos, de gran complejidad, son altamente valorados por los bienes y servicios ecosistémicos que proveen, incluyendo el abastecimiento de agua para consumo humano, la regulación de microclimas, el control de inundaciones y múltiples usos sociales como el transporte, la recreación y el turismo (Bríñez-Facundo, 2020).

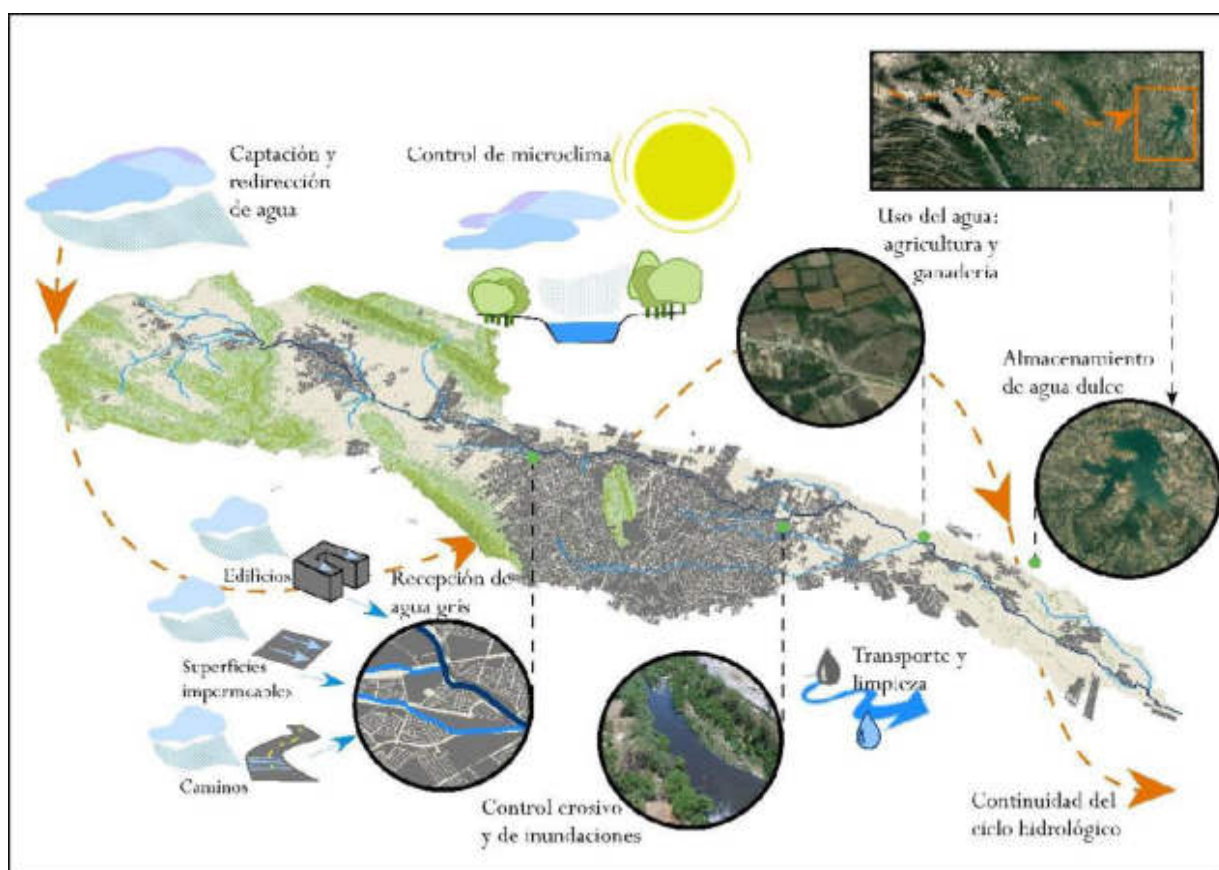


Figura 2. 1. Esquema representativo de los servicios ambientales proporcionados por un río y su cuenca hidrográfica. Ejemplo subcuenca urbana del río Pesquería, Nuevo León, México.

Fuente: Mireles et al., 2021.

Sin embargo, los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más amenazados a nivel global. Han sufrido alteraciones hidrológicas, geomorfológicas y ecológicas derivadas de actividades como la agricultura, la industria, la urbanización de las cuencas y la construcción de grandes obras hidráulicas (Salinas-Rodríguez & Martínez, 2024). Esta situación es especialmente crítica en países en desarrollo como México, donde el crecimiento poblacional y los cambios de uso de suelo incrementan la presión sobre los ríos. La urbanización, al sustituir el suelo natural y la cubierta vegetal por superficies impermeables, interrumpe los procesos de transición tierra-agua, fundamentales para la salud de los ecosistemas fluviales. A nivel mundial, entre 1970 y 2016 las poblaciones de vertebrados de agua dulce disminuyeron en un 83% (WWF, 2020). En América Latina, más del 30% de los cuerpos de agua presentan contaminación significativa por nutrientes y descargas urbanas (UNEP, 2022), lo que resalta la urgencia de medidas de conservación y restauración.

La importancia de proteger estos ecosistemas ha sido reconocida por la Agenda 2030, que plantea 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) como el mayor esfuerzo global para reorientar el desarrollo hacia la sostenibilidad (Naciones Unidas, 2020) (Albert et al., 2021). En este marco, la conservación y restauración de los ecosistemas acuáticos es crucial para alcanzar un equilibrio entre naturaleza, sociedad y desarrollo.

El ODS 6 (Agua y Saneamiento), bajo la custodia del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), promueve metas directamente vinculadas con los ríos urbanos. La meta 6.3 está orientada en mejorar la calidad del agua del agua y reducir la contaminación, aspecto crítico para ríos que han sido utilizados como canales de desagüe. La meta 6.4 busca un uso eficiente e integral de los recursos hídricos, mientras que la meta 6.6 subraya la necesidad de proteger y restaurar los ecosistemas acuáticos.

El ODS 11 (Ciudades y Comunidades Sostenibles) reconoce la relación directa entre planificación urbana y salud de los ecosistemas acuáticos. Decisiones sobre el manejo de aguas residuales, expansión de infraestructura o conservación de áreas verdes

impactan de manera significativa en ríos urbanos y sus servicios ecosistémicos. Una gestión territorial inadecuada puede derivar en contaminación, pérdida de hábitats y disminución de la biodiversidad (Hernández, 2010).

El ODS 13 (Acción por el Clima) también está estrechamente relacionado, ya que el cambio climático modifica patrones de precipitación y temperatura que afectan la disponibilidad y calidad del agua. Estos cambios alteran los caudales de los ríos, reducen niveles de agua y afectan tanto a especies acuáticas como a comunidades humanas dependientes de estos recursos. Mitigar estos impactos exige fortalecer la resiliencia de los ecosistemas fluviales mediante restauración y manejo sostenible.

Finalmente, el ODS 15 (Vida de Ecosistemas Terrestres) destaca la interdependencia entre ecosistemas terrestres y acuáticos. Las cuencas hidrográficas integran ambos ambientes, por lo que la degradación de la cobertura terrestre repercute directamente en la salud de los ríos. La conservación y restauración de riberas así como su cuenca alta resultan clave para mantener la biodiversidad y funcionalidad ecológica.

El cumplimiento de estos objetivos requiere indicadores claros, espacialmente explícitos y actualizables. En este sentido, el uso de sensores remotos, SIG y análisis multicriterio constituye una herramienta estratégica para evaluar la salud de los ríos urbanos y orientar acciones de restauración.

En síntesis, los ecosistemas de agua dulce son pilares para el cumplimiento de múltiples ODS, en particular los vinculados con agua, ciudades sostenibles, acción climática y biodiversidad. Los ríos urbanos, como es el caso de río Pesquería en Monterrey, representan un punto crítico donde convergen estas agendas, reforzando la necesidad de generar metodologías robustas para evaluar y restaurar su estado ecológico.

2.2. Área de estudio “Cuenca urbana del río Pesquería, México”

En México, los ríos han sido objeto de intensas alteraciones hidrológicas. Un ejemplo drástico es el río Bravo, cuyo caudal ha llegado a ser nulo en su desembocadura debido a la retención de agua en presas para usos urbanos y agrícolas (Marino, 2019). En este contexto, uno de los ecosistemas urbanos más amenazados en el noreste del país es la cuenca del río Pesquería.

La cuenca del río Pesquería se localiza en el estado de Nuevo León, dentro de la región hidrológica Bravo-Conchos, en la parte central de América del Norte. Esta región se caracteriza por una marcada escasez de agua, agravada por la alta concentración poblacional y económica en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), donde los usos consuntivos predominantes son el público-urbano, industrial, agrícola, pecuario y el enfriamiento de termoeléctricas. La presión sobre los recursos hídricos se refleja en el deterioro de la calidad del agua, el desequilibrio hidrológico y la sobreexplotación, configurando un panorama complejo para la gestión ambiental.

La subcuenca urbana del río Pesquería tiene una superficie aproximada de 912 km², con un cauce principal de 77.7 km de longitud que atraviesa el AMM de poniente a oriente. Su curso cruza cinco municipios: García, Monterrey, San Nicolás de los Garza, General Escobedo, Apodaca y Pesquería. El gradiente altitudinal desciende desde 716 msnm en García hasta 338 msnm en el municipio de Pesquería, lo que genera condiciones hidrológicas diferenciadas a lo largo de su recorrido.

En la cuenca existen registros hidrológicos históricos provenientes de dos estaciones hidrométricas operadas desde la década de 1960. La estación El Canadá (clave 24399) se ubica a 250 m aguas abajo del puente de la carretera federal No. 85, en el tramo Monterrey–Sabinas Hidalgo. La estación La Arena (clave 24326) se localiza en el municipio de Pesquería, cerca del límite sur de la cuenca. Actualmente, ambas estaciones se encuentran fuera de operación (Figura 2. 2), lo que evidencia un rezago en el monitoreo hidrológico, limitando la disponibilidad de datos actualizados para la gestión del río.

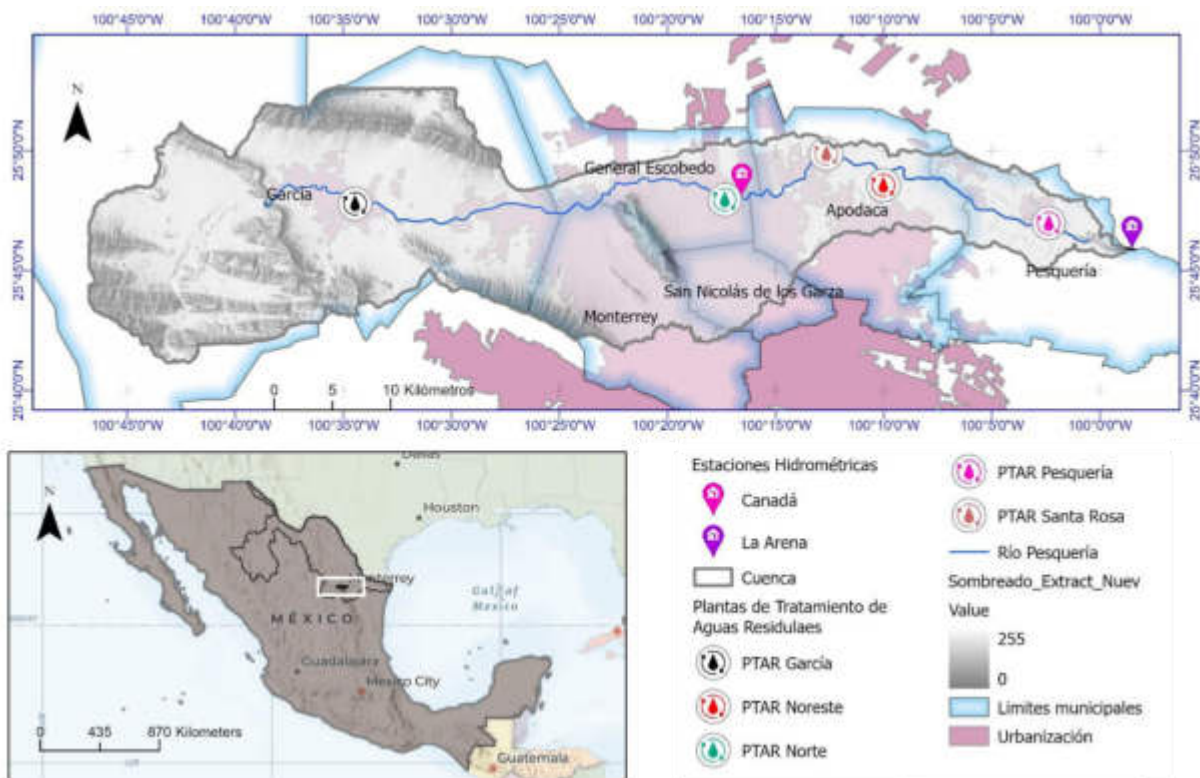


Figura 2. 2. Ubicación de la subcuenca urbana del río Pesquería (cuenca del río Bravo) con su zona urbana.

Elaboración propia.

En síntesis, la subcuenca urbana del río Pesquería combina condiciones climáticas semiáridas, alta variabilidad hidrológica y una creciente presión antrópica derivada del desarrollo urbano del AMM. La falta de monitoreo hidrológico actualizado, sumada a los problemas de calidad del agua, pérdida de vegetación y riesgo de inundaciones, convierten a este río en un caso crítico para la evaluación ecológica integral. Estos aspectos justifican la aplicación de una metodología que integre indicadores hidrológicos, ecológicos y geomorfológicos, como la desarrollada en esta investigación.

2.2.1. Clima e hidrología

Los ríos ubicados en regiones semiáridas, como el Pesquería, dependen en gran medida de la precipitación para mantener su flujo, ya que se asientan sobre lechos de

roca sólida o acuíferos poco profundos. En estas condiciones, suelen experimentar períodos recurrentes de escasez de agua (Mora et al., 2017). La calidad de sus aguas está fuertemente influenciada por la composición de la lluvia y los procesos en suelos someros (Montgomery & Buffington, 1997; Rinaldi et al., 2016). En ríos urbanos, como el Pesquería, la presencia de múltiples aportaciones de drenaje artificial produce flujos irregulares que limitan la capacidad de recuperación frente a la contaminación.

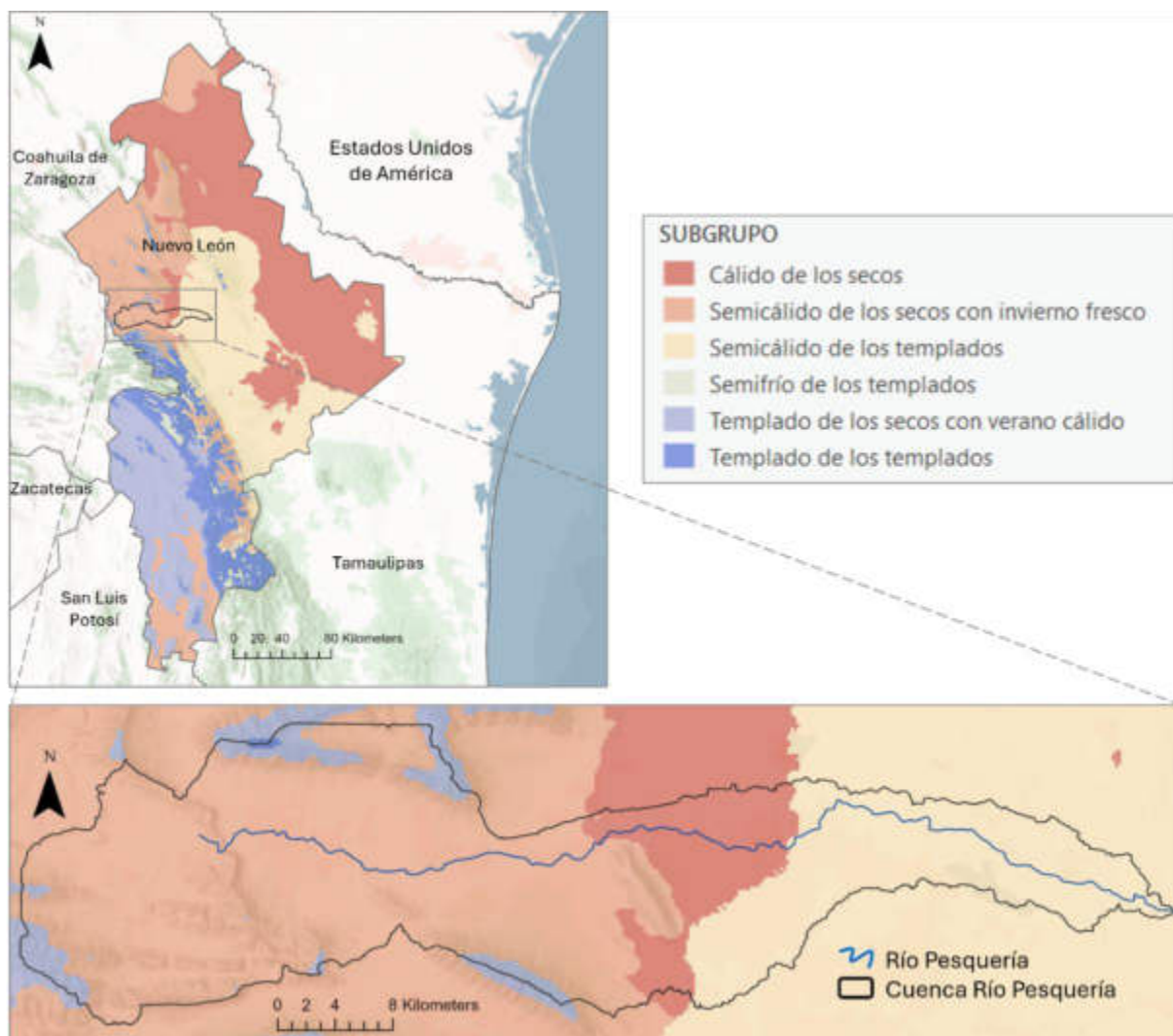


Figura 2. 3. Información cartográfica que integra datos de los climas existentes en el estado de Nuevo León.

Fuente: Elaboración propia con información obtenida del Continuo Nacional del Conjunto de Datos Geográficos de la Carta de Climas. Escala 1:1 000 000.

El clima de la cuenca es predominantemente semiárido cálido, con una temperatura media anual entre 18 y 22 °C. La cuenca presenta una altitud media de 542 m s.n.m. y una pendiente promedio de 0.4% (Castro-López, et al., 2019a; Castro-López, et al., 2019b). Forma parte de la Región Hidrológica 24 Bravo-Conchos, dentro de la cuenca del río San Juan, que abarca territorios de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas y drena un área total de 30,562 km² hasta la presa El Azúcar en Camargo, Tamaulipas (Ferriño & Burgos 2015).

La precipitación anual promedio en el área es de aproximadamente 600 mm, concentrada entre los meses de mayo y octubre, lo que refleja un régimen altamente estacional. Sin embargo, las lluvias extremas generan eventos hidrometeorológicos de gran impacto. Se han registrado máximos de 253 mm en 24 horas en 1988 y 280 mm en 2010 en estaciones cercanas a General Escobedo. El huracán Gilberto (1988) provocó desbordamientos severos en el río Pesquería y otros cauces del Área Metropolitana de Monterrey.

Estos patrones de precipitación no solo condicionan el riesgo de inundaciones, sino que también influyen en la calidad del agua. Un aumento súbito en la escorrentía puede diluir contaminantes, pero al mismo tiempo arrastra sólidos y descargas urbanas hacia el cauce, modificando de forma significativa la dinámica ecológica (Yang et al., 2021). Esta dualidad, escasez prolongada de agua frente a episodios extremos de lluvia; define el carácter hidroclimático de la cuenca y subraya la necesidad de evaluaciones integrales para su gestión.

2.2.2. Relieve y Geología

La Figura 2. 4 muestra las provincias fisiográficas definidas a nivel nacional por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), con base en cartografía a escala 1:1 000 000. Esta clasificación ofrece una visión general de las principales formas del relieve del país, las cuales han sido identificadas mediante un análisis integral de información topográfica, geológica, hidrológica y edafológica. A partir de este análisis, se definieron unidades fisiográficas relativamente

homogéneas, representadas como provincias y subprovincias, diferenciadas por sus características geológicas y morfológicas.

Sierra Madre Oriental

Esta provincia fisiográfica ocupa la mayor parte del occidente del estado de Nuevo León. Contiene las rocas más antiguas del estado, incluyendo esquistos del Precámbrico y afloramientos del Triásico compuestos por areniscas y asociaciones intercaladas de lutitas y areniscas. Del Jurásico Superior se presentan afloramientos masivos de calizas, yesos y asociaciones de yeso con caliza. Asimismo, son frecuentes las lutitas y diversas combinaciones de lutitas-areniscas y calizas-lutitas. El Cretácico está ampliamente representado por calizas, lutitas y asociaciones mixtas de estos materiales. Durante el Terciario, se introdujeron cuerpos de rocas ígneas intrusivas (de composición ácida e intermedia), que afectaron a las formaciones sedimentarias mesozoicas. También son de esta edad los conglomerados depositados en los márgenes de la sierra, así como los depósitos aluviales del Cuaternario.

Estructuralmente, la Sierra Madre Oriental se caracteriza por un sistema complejo de pliegues anticlinales y sinclinales, atravesados por grandes fallas normales y numerosas fallas inversas o cabalgaduras, que han alterado las secuencias estratigráficas originales. Además, se identifican cuerpos intrusivos que modificaron localmente las formaciones mesozoicas.

Llanura Costera del Golfo Norte

Se extiende a lo largo del borde oriental del estado de Nuevo León, formando una franja relativamente plana. Esta provincia fisiográfica se caracteriza por su baja altitud, topografía suavemente ondulada y presencia de extensos depósitos sedimentarios recientes. El sustrato está conformado principalmente por sedimentos clásticos del Terciario y del Cuaternario, como lutitas, areniscas, limos y gravas, que fueron depositados por antiguos sistemas fluviales y procesos marinos. Estos materiales se encuentran poco consolidados, y en muchas zonas están cubiertos por suelos modernos altamente erosionables. Durante el Cuaternario se formaron extensas

llanuras aluviales, terrazas y abanicos fluviales, en los que es frecuente la acumulación de suelos fértiles. Estas características hacen de esta provincia una zona relevante para actividades agropecuarias e industriales, así como para el desarrollo urbano e infraestructura.

La estructura tectónica es relativamente estable, con escasa deformación comparada con las regiones montañosas del occidente. Sin embargo, se reconocen algunos sistemas de fallas de bajo relieve y subsidencias locales asociadas a la compactación de sedimentos finos, a la extracción de agua subterránea y al fracking. Esta provincia cumple una función clave en el drenaje regional al recibir los escurrimientos provenientes de la Sierra Madre Oriental, conformando una transición de montaña a planicie donde se localiza la cuenca del río Pesquería.

Tabla 2. 1. Superficie estatal por tipo de geología (%).

Fuente: INEGI. Continuo nacional del Conjunto de datos geográficos de la carta geológica.

Era		Periodo		Roca o suelo		Total superficie (%)
Clave	Nombre	Clave	Nombre	Clave	Nombre	
C	Cenozoico	Q	Cuaternario	S	Sedimentaria	2.52
				Su	Suelo	31.63
		T	Terciario	li	Ígnea intrusiva	0.22
				S	Sedimentaria	22.95
M	Mesozoico	K	Cretácico	S	Sedimentaria	39.96
		J	Jurásico	S	Sedimentaria	1.87
Otro						0.85

La Tabla 2. 1 resume la distribución porcentual de los principales tipos de geología presentes en el estado de Nuevo León (INEGI, Conjunto Nacional de Datos Geográficos). Como se observa, la mayor parte de la superficie corresponde a materiales sedimentarios mesozoicos (62.91%), con predominio del Cretácico (39.96%). El segundo grupo más importante corresponde a suelos modernos y depósitos superficiales (31.63%), reflejo de procesos aluviales y erosivos recientes. En

contraste, las rocas ígneas intrusivas representan apenas 0.22% de la superficie, lo que indica su presencia marginal en la región.

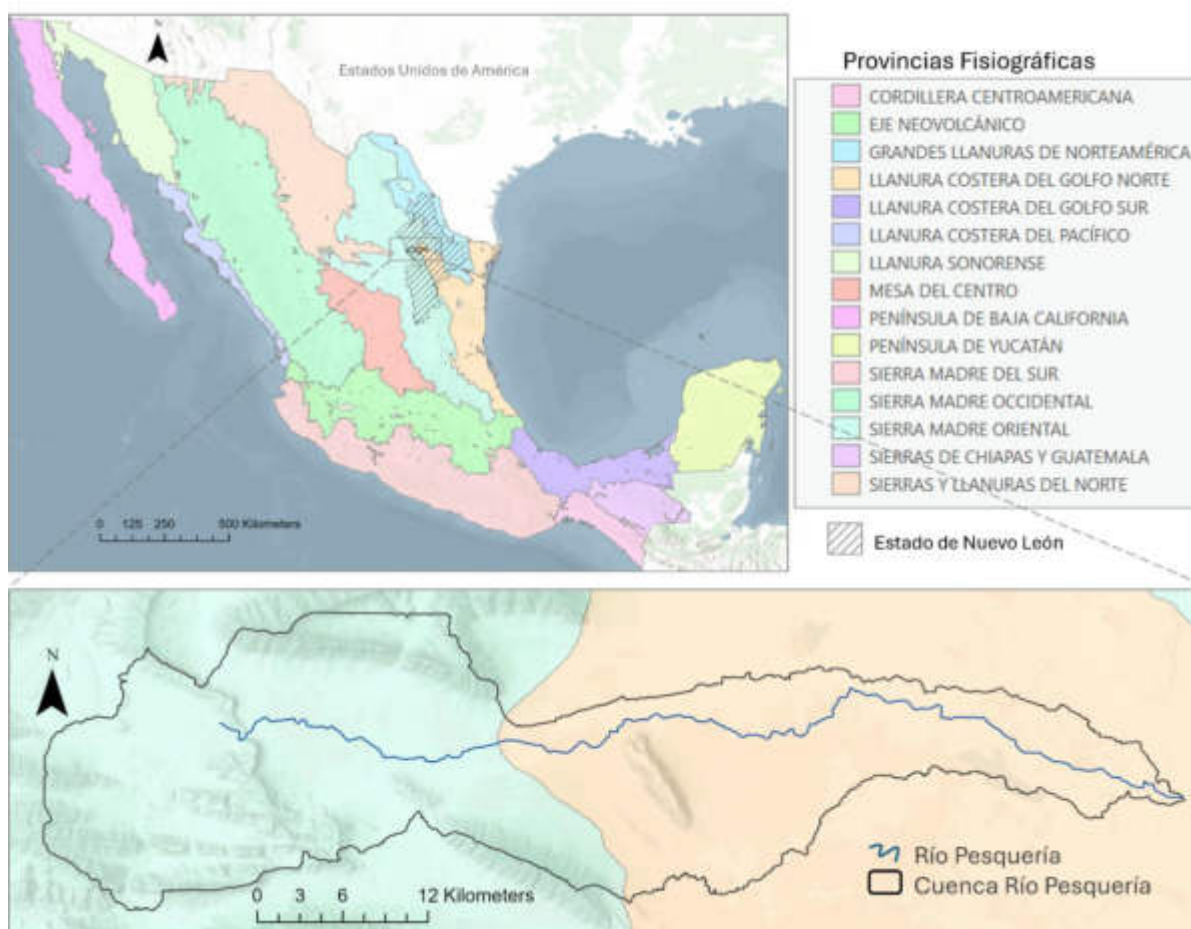


Figura 2. 4. Mapa del relieve (provincias fisiológicas) y ubicación de la subcuenca urbana del río Pesquería dentro de la fisiografía según la clasificación de INEGI.

Elaboración propia con información obtenida de INEGI.

Esta predominancia de materiales sedimentarios y suelos poco consolidados condiciona la dinámica hidrológica de la cuenca del río Pesquería, aumentando su susceptibilidad a la erosión y facilitando el transporte de sedimentos hacia la Llanura Costera del Golfo Norte. Asimismo, la transición fisiográfica mostrada en la Figura 2. 4 genera un contraste entre zonas montañosas de alta pendiente y llanuras aluviales, lo que explica tanto los procesos de escurrimiento rápido durante tormentas como la acumulación de depósitos en los tramos bajos del río. Estas condiciones geológicas y geomorfológicas influyen directamente en la calidad ecológica del sistema fluvial,

reforzando la necesidad de un manejo integral de la cuenca en el contexto urbano del Área Metropolitana de Monterrey.

2.2.3 Uso de suelo y vegetación

Dentro del estado de Nuevo León predominan las comunidades de matorral submontano y vegetación halófila en zonas semiáridas, junto con bosques de encino y pino en áreas de mayor altitud (Tabla 2. 2).

Tabla 2. 2. Principales especies de flora clasificadas por tipo de vegetación en el estado de Nuevo León.

Fuente: INEGI, Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación Serie VI.

Concepto	Nombre científico	Nombre local	Utilidad
Bosque	<i>Pinus teocote</i>	Pino chino	Madera
	<i>Pinus pseudostrobus</i>	Pino lacio	Madera
	<i>Quercus laeta</i>	Encino prieto	Madera
	<i>Quercus grisea</i>	Encino blanco	Madera
Selva	<i>Prosopis glandulosa</i>	Mezquite	Madera
	<i>Diospyros texana</i>	Chapote negro	Madera
	<i>Pithecellobium flexicaule</i>	Ebano	Madera
	<i>Celtis pallida</i>	Granjeno	Madera
	<i>Cordia boissieri</i>	Anacahuíta	Madera-medicinal
Matorral	<i>Fraxinus greggii</i>	Fresno	Madera
	<i>Cordia boissieri</i>	Anacahuíta	Madera
	<i>Leucophyllum frutescens</i>	Cenizo	Medicinal
	<i>Acacia farnesiana</i>	Huizache	Madera
	<i>Agave lechuguilla</i>	Lechuguilla	Fibras
Pastizal	<i>Cenchrus ciliaris</i>	Buffel	Forraje
	<i>Bouteloua breviseta</i>	ND	Forraje
	<i>Bouteloua chasei</i>	Navajita de yeso	Forraje
Agricultura	<i>Zea mays</i>	Maíz	Comestible

<i>Phaseolus vulgaris</i>	Frijol	Comestible
<i>Sorghum bicolor</i>	Sorgo	Forraje
<i>Triticum aestivum</i>	Trigo	Comestible
<i>Hordeum vulgare</i>	Cebada	Industrial-forraje

Nota: Solo se mencionan algunas especies útiles

De forma general, la distribución de la vegetación a lo largo del cauce del río Pesquería presenta grandes variaciones, sobre todo en su paso por el AMM. En las últimas décadas, la transformación del paisaje ha implicado una reducción de la vegetación nativa ribereña y su reemplazo por especies no nativas, lo que ha reducido la heterogeneidad estructural de los ecosistemas (Mireles et al., 2021).

De acuerdo con Castro-López, et al., (2019), el inventario de vegetación en la cuenca del río Pesquería registró 14 especies de árboles y arbustos riparios, de las cuales aproximadamente la mitad corresponden a especies invasoras. Entre las nativas destacan *Salix nigra* (sauce negro) y especies de mezquite (*Prosopis glandulosa*), aunque no son las más abundantes. Las especies invasoras más representativas son *Arundo donax* (carrizo o caña gigante), *Ricinus communis* (ricino) y *Tamarix aphylla* (cedro salado). Estas especies desplazan a la vegetación nativa, alteran la estructura ecológica y aumentan la presión hídrica. El carrizo, considerada una de las especies más invasoras de México, consume grandes volúmenes de agua y aumenta el riesgo de incendios forestales (IMTA, 2007; Contreras-Arquieta, 2012). El ricino prolifera en zonas perturbadas, como márgenes de carreteras y asentamientos humanos, mientras que el cedro salado contribuye a la salinización de suelos, fenómeno ya presente en la cuenca del Pesquería (Whaley et al., 2010).

El uso de suelo en la cuenca del río Pesquería constituye uno de los principales factores de vulnerabilidad ambiental, sobre todo en la subcuenca urbana en su paso por el AMM. La expansión urbana e industrial a lo largo de la ribera ha incrementado la presencia de asentamientos irregulares y negocios informales que generan acumulación no controlada de residuos sólidos en la planicie de inundación de la subcuenca urbana. Esta presión antrópica convierte al uso del suelo en un aspecto

clave para la gestión y restauración de la cuenca, y uno de los objetivos específicos de la presente investigación.

En la zona del municipio de García predominan actividades habitacionales e industriales, según el Plan de Ordenamiento Territorial de García. En Monterrey y Escobedo, la ribera se asocia al cerro del Topo Chico, donde predominan usos industriales y residenciales, así como asentamientos irregulares en las laderas. En Apodaca, de topografía plana, el río cruza áreas agrícolas tradicionales (Santa Rosa y Agua Fría), aunque la industria sigue siendo la principal actividad económica. En todos los casos, la vegetación riparia cumple un papel crucial en la retención de contaminantes, pero su continuidad se ve amenazada por la expansión urbana.

Según lo estipulado en la fracción XLVII del artículo tercero de la “Ley Nacional de Aguas de México de 1992” (L.A.N., 1992), se define "Ribera o Zona Federal" como: “Las fajas de diez metros de anchura contiguas al cauce de las corrientes o al vaso de los depósitos de propiedad nacional, medidas horizontalmente a partir del nivel de aguas máximas ordinarias”. El nivel de aguas máximas ordinarias se calculará a partir de la creciente máxima ordinaria que será determinada por La Comisión Nacional del Aguas (CONAGUA) o por el Organismo de Cuenca que corresponda. Sin embargo, en el río Pesquería esta franja presenta una ocupación irregular, lo que compromete la integridad de la vegetación y limita la aplicación efectiva de esta normativa.

En síntesis, el uso de suelo y la vegetación en la cuenca del río Pesquería reflejan una fuerte presión antrópica, pérdida de cobertura nativa y proliferación de especies invasoras. Estas condiciones justifican la necesidad de emplear técnicas de teledetección (NDVI y clasificación multitemporal) para evaluar con mayor precisión la dinámica de la cobertura vegetal y su papel en la salud ecológica del sistema fluvial.

2.2.4. Crecimiento poblacional

Como se observa en la Figura 2. 5, México ha experimentado un crecimiento poblacional sostenido desde 1930, acompañado de un acelerado proceso de

urbanización. La mayor parte de la población se ha concentrado en áreas metropolitanas, integradas por grandes ciudades y sus municipios periféricos. Entre ellas, el Área Metropolitana de Monterrey (AMM) destaca como una de las de mayor tamaño y dinamismo del país, solo por debajo del Valle de México.

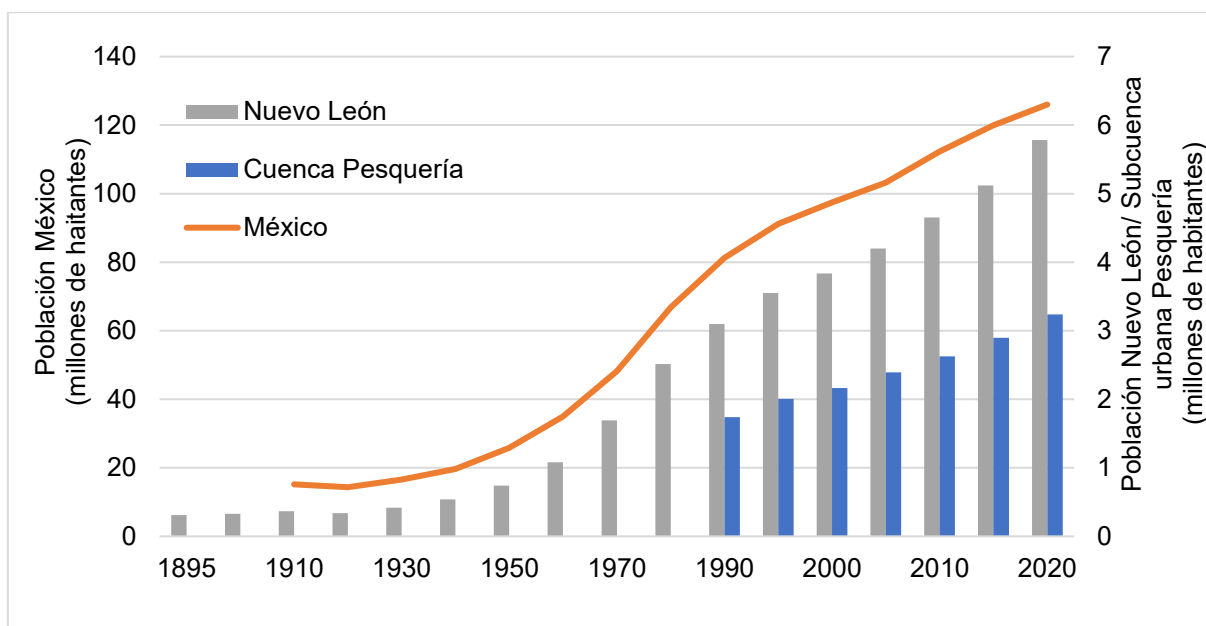


Figura 2. 5. Crecimiento poblacional.

Fuente: Elaboración propia con información de INEGI

<https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv>.

En el estado de Nuevo León, la urbanización ha sido particularmente marcada. En 1930, el 41% de la población residía en zonas urbanas; para 1960 esta cifra ascendió al 70%, y según el Censo de 2020 alcanzó el 79%, equivalente a más de 4.5 millones de habitantes. Este crecimiento ha estado acompañado de una expansión urbana desordenada, desigualdad socioeconómica y deficiencias en la infraestructura de transporte, además de una creciente presión sobre el ambiente.

Dentro de la AMM, la subcuenca urbana del río Pesquería es uno de los territorios más impactados por la dinámica demográfica. La cuenca abarca seis municipios (García, Monterrey, San Nicolás de los Garza, General Escobedo, Apodaca y Pesquería) que en conjunto han concentrado durante los últimos 30 años más del 50% (56–57%) de la población estatal. Este fenómeno ha intensificado la presión sobre los

ecosistemas fluviales, al incrementar la demanda de agua, favorecer la contaminación de los cauces y reducir la cobertura vegetal ribereña.

En este contexto, el río Pesquería constituye un ejemplo crítico de cómo la urbanización no planificada incrementa la vulnerabilidad socioambiental en zonas semiáridas. El análisis de su dinámica poblacional es, por tanto, esencial para comprender los factores de presión que justifican la aplicación de una metodología integral de evaluación ecológica, como la desarrollada en esta investigación.

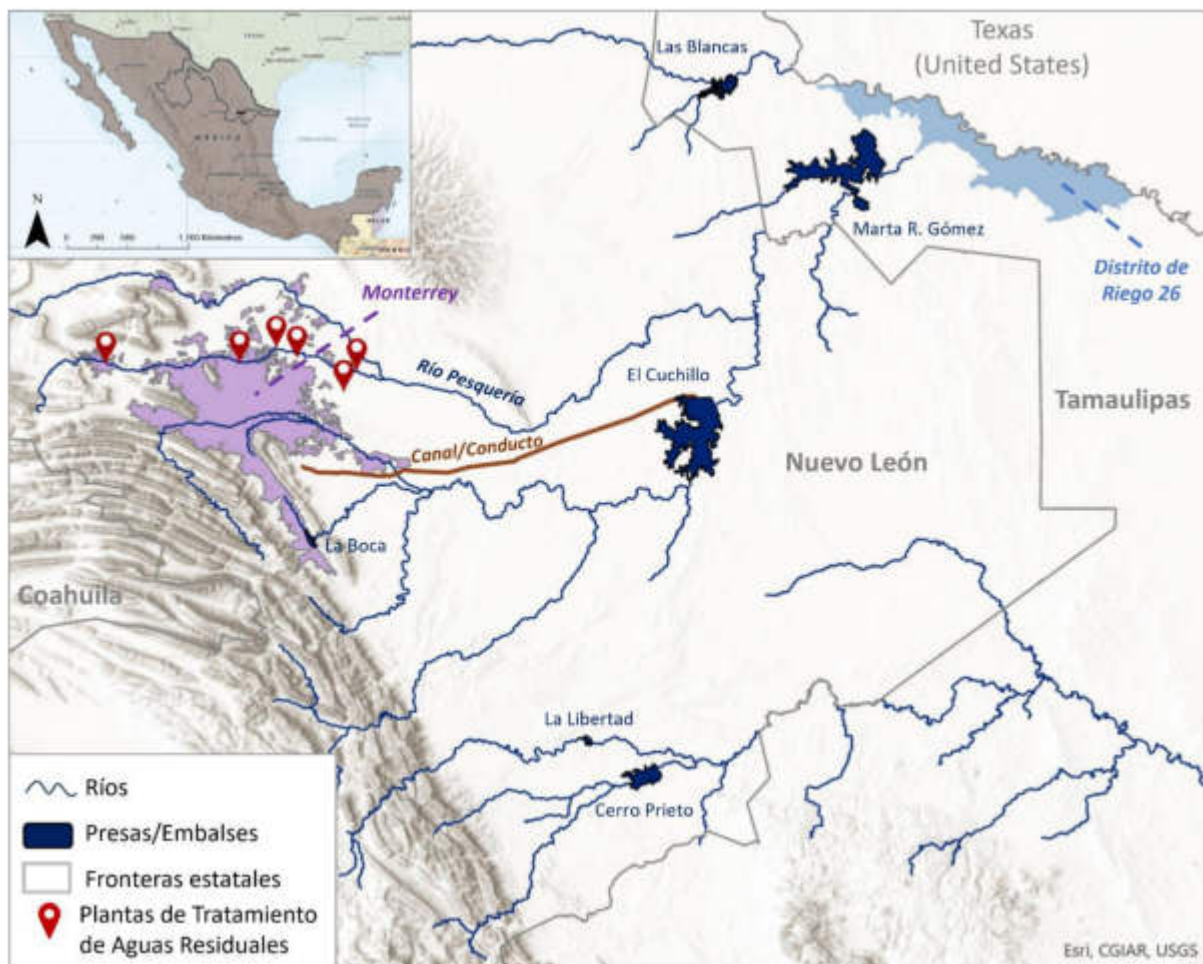
2.3. Calidad del agua

La creciente demanda de agua en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), impulsada por su acelerado crecimiento poblacional e industrial, llevó a la construcción de la presa 'El Cuchillo', inaugurada en 1994. Su objetivo principal fue garantizar el abastecimiento a la ciudad mediante la derivación de agua del río San Juan (Figura 2. 6). Sin embargo, esta decisión desencadenó conflictos con los agricultores aguas abajo, quienes dependían del recurso para sus cultivos.

El proceso de negociación se materializó en diversos acuerdos: en 1989 se establecieron las bases para la construcción de la presa, en 1990 se regularon los usos del agua en la cuenca del río San Juan, y en 1996 se firmó un convenio clave que incluyó mecanismos de compensación a los agricultores, principalmente mediante el suministro de agua tratada. En este esquema, el río Pesquería fue designado como canal para transportar agua tratada desde Monterrey hasta la presa Marte R. Gómez, en Tamaulipas.

No obstante, el carácter no permanente del río Pesquería y su bajo caudal en estiaje han convertido a las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en su principal fuente de flujo. Esto ha derivado en problemáticas ambientales y sanitarias como: a) la contaminación urbana, propiciando asentamientos informales que descargan aguas residuales sin tratamiento al cauce; b) el aporte industrial, con descargas no reguladas que pueden contener sustancias químicas y metales pesados;

y c) el impacto en la calidad del agua, dado por la falta de caudal diluyente, lo que intensifica la concentración de contaminantes y limita la capacidad de recuperación natural del río.



*Figura 2. 6. Sistema de distribución de agua en el noreste de México.
Elaboración propia , modificado de Aguilar-Barajas & Garrick, 2019.*

Este panorama evidencia la necesidad de mejorar la planificación urbana y/o establecer estrategias de restauración urbana para ampliar la cobertura de saneamiento y establecer un monitoreo riguroso de las descargas industriales para mitigar los impactos negativos en el río Pesquería.

2.3.1. Índices de calidad del agua

La evaluación de la calidad del agua se ha basado tradicionalmente en la comparación de parámetros medidos con los valores establecidos en normativas vigentes. Si bien esta metodología permite identificar fuentes de contaminación y verificar el cumplimiento legal, su interpretación resulta compleja para tomadores de decisiones y público en general (Debels et al., 2005).

Tabla 2. 3. Aplicaciones de los índices de calidad del agua (ICA)

Aplicación	Objetivo
Gestión del recurso	Orientar prioridades en políticas públicas.
Comparación territorial	Clasificar áreas con diferente calidad de agua
Cumplimiento normativo	Verificar si se exceden límites legales
Análisis temporal	Identificar tendencias de mejora o deterioro.
Divulgación pública	Sensibilizar a la sociedad sobre el estado de los cuerpos de agua.
Investigación científica	Simplificar datos complejos para análisis multivariados

Para simplificar y comunicar esta información, se han desarrollado índices de calidad del agua (ICA), adaptados a diferentes contextos territoriales (Anexo 6). Todos tienen un mismo objetivo en común partiendo de los datos obtenidos de programas de monitoreo (Fernández & Guardado, 2021). Los indicadores seleccionados deben representar los problemas derivados de la actividad económica y social que, de manera directa o indirecta, generan un impacto negativo en la calidad de los recursos y pueden afectar los usos para los cuales están destinados (Anexo 7) (Domínguez et al., 2021). Debe también estar estructurado tomando en consideración los instrumentos regulatorios vigentes y su estructura debe ser de fácil cálculo y aplicación práctica. Su función es transformar un conjunto de parámetros físico - químicos y biológicos en una escala única y comprensible, ya sea en forma de número, rango, color o categoría verbal (Samboni et al., 2007).

El cálculo de un índice de calidad de agua por lo general suele seguir tres etapas. Primero la selección de los parámetros, paso fundamental, ya que depende de los objetivos, disponibilidad de información y condiciones locales. Posteriormente, se pasa a la determinación de los subíndices; que no es más que la normalización de cada parámetro a escalas comparables (0–100 ó 0–1), mediante curvas normativas, modelos matemáticos o consenso de expertos. Finalmente, la integración de los subíndices en un índice único, usualmente a través de funciones promedio ponderadas.

Estos índices constituyen una herramienta clave para evaluar y comunicar el estado ecológico de un río. En el caso del río Pesquería, la alta presión urbana e industrial hace necesario contar con un índice adaptado a condiciones urbanas, que integre los parámetros más relevantes para este tipo de sistemas fluviales y sirva de insumo para la gestión y la restauración ambiental. Para ello se propuso en este trabajo de investigación la creación del Índice de Calidad de Agua para Ríos Urbanos ICA-RU, usando como base y área de estudio la subcuenca urbana del río Pesquería, dentro del AMM.

2.3.2. Recopilación y preparación de datos

La construcción de un índice de calidad del agua requiere contar con información confiable, sistemática y representativa del sistema fluvial analizado. En el caso del río Pesquería, la recopilación de datos se basó en tres fuentes principales: registros históricos de calidad del agua e información normativa nacional e internacional. Se recopilaron registros de calidad del agua provenientes de informes técnicos, bases de datos de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y publicaciones científicas previas (Castillo-Nava et al., 2020; Mahlkecht et al., 2021; Prat & Castro-López, 2023). Esta información permite identificar tendencias generales, parámetros críticos y vacíos de información a lo largo del tiempo.

Los datos obtenidos fueron sometidos a un proceso de depuración y control de calidad, que incluyó:

- Eliminación de valores atípicos no justificables.
- Normalización de unidades de medida para asegurar la comparabilidad entre parámetros.
- Transformación de los valores a escalas de calidad, utilizando curvas normativas derivadas de la legislación mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-127-SSA1-1994) y referencias internacionales (WHO, USEPA).
- Integración de parámetros en bases de datos digitales georreferenciadas para facilitar su análisis espacial mediante SIG.

La combinación de datos históricos y actuales permitió generar una línea base confiable para la evaluación de la calidad del agua en el río Pesquería. Esta información constituye el insumo fundamental para el cálculo del ICA-RU, diseñado en este estudio. Dicho índice se fundamenta en la selección de parámetros representativos de la problemática de los ríos urbanos en regiones semiáridas y se integra con los demás indicadores dentro del marco metodológico de evaluación ecológica propuesto en esta tesis.

2.4. Caudal ecológico o caudal ambiental

El caudal ecológico constituye un instrumento de gestión fundamental para promover el uso integrado y sostenible de los recursos hídricos. Se concibe como el régimen de caudales necesario para mantener la estructura y funcionalidad de los ecosistemas fluviales, garantizando al mismo tiempo la disponibilidad del recurso para el bienestar humano presente y futuro (Salinas-Rodríguez et al., 2021; Hernández-Guzmán et al., 2019). Su importancia radica en que permite equilibrar los usos consuntivos del agua (urbano, agrícola, industrial) con la conservación de los servicios ecosistémicos. Diversas metodologías han sido desarrolladas a nivel internacional para estimar el caudal ecológico (Tabla 2. 4) asociados a 3 grandes grupos; los hidrológicos, de hábitat y holísticos. En esta investigación se utilizan dos métodos hidrológicos.

Tabla 2. 4. Comparación conceptual de los principales métodos para la determinación del caudal ecológico.

Fuente: Adaptado de Salinas-Rodríguez et al., 2021, Meza-Rodríguez et al., 2017 y NMX-AA-159-SCFI-2012.

Método	Descripción	Ventajas	Limitaciones	Ejemplos de aplicación
Hidrológicos	Basados en análisis de series históricas de caudales y régimen natural. Se establecen caudales mínimos teóricos.	Simples, requieren pocos datos, de fácil aplicación en cuencas con registros históricos.	No consideran requerimientos biológicos ni sociales; simplifican la dinámica ecológica.	NMX-AA-159-SCFI-2012 (Apéndice D), Tennant (1976).
De hábitat / hidráulicos	Relacionan el caudal con parámetros físicos del hábitat (profundidad, velocidad, área inundada) y requerimientos de especies objetivo.	Conectan caudales con biología; útiles para especies sensibles.	Requieren mayor esfuerzo de campo y datos detallados.	PHABSIM (Instream Flow Incremental Methodology, IFIM).
Holísticos	Consideran el río como un ecosistema integral (hidrología, biología, geomorfología, aspectos sociales y culturales).	Enfoque más completo; visión integral del sistema fluvial.	Mayor complejidad, necesidad de información multidisciplinaria, altos costos.	Metodología BBM (Building Block Methodology), DRIFT (Downstream Response to Imposed Flow Transformations).

La modificación de los regímenes hidrológicos por la construcción de presas, trasvases y la sobreexplotación del agua ha alcanzado dimensiones críticas en varias regiones del mundo. Esta situación ha impulsado el interés por la determinación de

caudales ecológicos tanto en la investigación científica como en el ámbito normativo (Meza-Rodríguez et al., 2017; Salinas-Rodríguez et al., 2018; Salinas-Rodríguez, et al., 2021)

En México, se han realizado avances en la difusión técnica, aplicación metodológica y desarrollo normativo en relación a los caudales ecológicos. La NMX-AA-159-SCFI-2012 establece lineamientos para el cálculo de caudales ecológicos con base en métodos hidrológicos, particularmente el Apéndice Normativo D, que define criterios de cálculo a partir de series históricas de escurrimientos (DOF, 2012). No obstante, la aplicación de esta normativa enfrenta limitaciones debido a la falta de registros hidrológicos continuos en muchas cuencas, lo que ha derivado en una gestión deficiente y en el deterioro de ecosistemas fluviales (Hernández-Guzmán et al., 2019).

A pesar de no ser de carácter obligatorio, la NMX ha incentivado diversos estudios. Destacan los trabajos de Santacruz & Aguilar (2009), de la Lanza et al., 2014 y Gómez-Balandra et al., 2014, quienes aplicaron métodos hidrológicos en distintos ríos del país, así como la evaluación regional de Hernández-Guzmán (2019) y el estudio de de la Lanza (2018), que calculó caudales ecológicos en 27 ríos que desembocan en el Golfo de México y el Pacífico. Estos esfuerzos constituyen los primeros pasos hacia la incorporación del caudal ambiental en la gestión hídrica nacional.

De acuerdo con la NMX-AA-159-SCFI-2012, el caudal ecológico se define como “el volumen, calidad y régimen de caudales necesarios para mantener los procesos ecológicos, la estructura y funciones de los ecosistemas acuáticos y terrestres asociados”. Esta visión está en consonancia con la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (2000) y con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 6 y 15), que subrayan la importancia de garantizar la disponibilidad de agua y la conservación de ecosistemas.

En contextos urbanos y semiáridos como el río Pesquería, el establecimiento de un régimen de caudales ambientales resulta doblemente crítico: por un lado, constituye la base para preservar la dinámica geomorfológica y la conectividad ecológica del sistema; por otro, influye directamente en la calidad del agua, al regular procesos de

dilución y autodepuración. De esta manera, la determinación del caudal ecológico no puede considerarse de forma aislada, sino como un componente articulador dentro de la evaluación integral del estado ecológico fluvial, junto con la calidad del agua, la vegetación y la hidromorfología.

2.5. Geomorfología y restauración ambiental

Los ríos constituyen uno de los sistemas naturales más dinámicos del planeta, ya que regulan el transporte de agua, sedimentos y nutrientes desde las cuencas continentales hacia el mar. Su papel resulta particularmente crítico durante los períodos de crecida, cuando desempeñan funciones clave en la evacuación de caudales y la redistribución de materiales (Ollero, 2017) además de su función hidrológica, los ríos aportan servicios ecosistémicos esenciales, mantienen la biodiversidad y contribuyen a la geodiversidad, siendo piezas fundamentales en el equilibrio de los ciclos hidrológicos, geomorfológicos y biogeoquímicos (Segura & Ollero, 2022).

La dinámica fluvial es la expresión en el espacio y el tiempo de estos procesos complejos (Rhoads, 2020), y la geomorfología fluvial se ha consolidado como la disciplina que estudia, cuantifica e interpreta tales cambios. Al analizar las formas y procesos del cauce, permite diagnosticar la salud de los ríos y proponer medidas de gestión basadas en evidencia científica (García-Martínez, 2021). En este sentido, indicadores como el Índice Hidrogeomorfológico (IHG) se han convertido en herramientas útiles para evaluar de manera integrada la calidad morfológica y funcional de los sistemas fluviales, especialmente en contextos urbanos donde las alteraciones son significativas.

Quizás la mejor estrategia para mantener nuestros ríos en condiciones óptimas sea minimizar al máximo las intervenciones directas en los cauces y permitir que se restauren naturalmente aprovechando su capacidad de resiliencia (Segura & Ollero, 2022). Dejar que los ríos operen según sus propios mecanismos puede ser una táctica efectiva, aunque esto contradiga los principios de restauración activa que promueven

algunos gestores (Ollero et al., 2020; García-Martínez, 2021). Por lo tanto, es crucial adquirir un mejor entendimiento del comportamiento histórico de los ríos para prever sus tendencias futuras. Esto subraya la importancia de llevar a cabo estudios con diversas escalas temporales y espaciales, así como de aplicar nuevas técnicas para profundizar en nuestro conocimiento sobre los ríos.

En términos de restauración, la literatura especializada plantea diferentes enfoques. La restauración pasiva sugiere minimizar las intervenciones directas en el cauce, confiando en la capacidad de resiliencia natural de los ríos (Ollero et al., 2021). Por su parte, la restauración activa promueve acciones concretas de rehabilitación, como la reconfiguración del cauce, la revegetación ribereña o la eliminación de infraestructuras obsoletas (Ollero 2020). En ambos casos, es indispensable contar con un conocimiento profundo del comportamiento histórico de los ríos y de los factores que inciden en sus tendencias futuras.

Los sistemas fluviales en áreas urbanas enfrentan presiones adicionales derivadas del cambio climático, la expansión desordenada de la mancha urbana y la alteración de la dinámica hidrológica (Ollero et al., 2021). Ante este panorama, la geomorfología fluvial, en conjunto con herramientas como los SIG y la teledetección, ofrece bases sólidas para el diagnóstico y la planificación de medidas de conservación y restauración.

Finalmente, los proyectos de restauración fluvial requieren un enfoque multidisciplinario que integre especialistas de diferentes campos y, sobre todo, la participación de la población local. La inclusión de programas de sensibilización, educación ambiental y beneficios sociales y económicos resulta clave para asegurar la sostenibilidad de estas iniciativas. Solo a través de la integración de ciencia, gestión y comunidad es posible avanzar hacia la recuperación funcional de los ríos en contextos urbanos y metropolitanos.

2.6. Sistema de Información Geográfico y método MDCM

El análisis de cuencas hidrográficas representa un desafío complejo, ya que involucra datos multidimensionales, espaciales y no espaciales. El reto principal consiste en transformar esta gran cantidad de información, a menudo heterogénea y desorganizada, en conocimiento útil para la toma de decisiones y para la identificación de tendencias y patrones concluyentes (Bellino et al., 2020). Dado que los ríos no pueden evaluarse de manera aislada de sus suelos, vegetación y actividades antrópicas, resulta necesario adoptar un enfoque holístico para comprender su funcionamiento y grado de deterioro.

En este contexto, la geoinformática y las técnicas de teledetección han revolucionado la manera de supervisar y manejar los recursos naturales. Las plataformas de procesamiento espacial y los SIG permiten integrar diferentes fuentes de información y generar diagnósticos multiescales sobre la calidad de los ecosistemas (Yang et al., 2020; Matarira et al., 2022). Estas herramientas son ampliamente utilizadas para evaluar cambios temporales y espaciales en entornos urbanos, respaldando el diseño de estrategias de restauración fluvial.

La toma de decisiones con criterios múltiples (MDCM) constituye un marco metodológico que, al combinar procedimientos y algoritmos, facilita la estructuración de problemas ambientales complejos y la evaluación de alternativas de gestión. Su aplicación puede orientarse en dos direcciones: (i) empírica, para explicar y predecir el comportamiento de los agentes decisores, y (ii) normativa, que define la racionalidad de las decisiones y deduce el comportamiento óptimo de un sistema. Para su implementación, es necesario definir atributos, objetivos y criterios de evaluación, así como asignar niveles de ponderación que reflejen la importancia relativa de cada factor (Esse et al., 2019; Abdollahi et al., 2020).

Diversas investigaciones han demostrado que los modelos multicriterio integrados en entornos SIG constituyen herramientas eficaces para identificar y zonificar la degradación de los sistemas fluviales, tomando en cuenta las características de la planicie de inundación y la conectividad longitudinal y lateral del cauce (de Oliveira et

al., 2020; Mireles et al., 2021). En estos enfoques, cada capa de información es ponderada en función de su impacto relativo sobre la calidad del ecosistema, y se integran mediante ecuaciones de suma ponderada para identificar las áreas de mayor degradación o vulnerabilidad. Este procedimiento constituye una herramienta sistemática y cuantitativa para apoyar la planificación y gestión ambiental de ríos urbanos.

2.7. Conclusiones parciales del Capítulo 2

El marco teórico expuesto permitió establecer que los ríos urbanos, como el caso del río Pesquería, son sistemas altamente vulnerables debido a la convergencia de factores hidrológicos, ecológicos, geomorfológicos y sociales. La revisión mostró que la presión poblacional y el crecimiento urbano desordenado han incrementado la demanda y degradación de los recursos hídricos, afectando la cantidad y calidad del agua, reduciendo la cobertura vegetal nativa e intensificando las alteraciones hidromorfológicas.

Asimismo, se identificó que la evaluación de la salud de los ríos requiere integrar múltiples dimensiones: caudales ecológicos, indicadores de calidad del agua, calidad de la vegetación ribereña y condiciones geomorfológicas. Aunque existen metodologías consolidadas para cada componente de forma independiente, en México son todavía limitados los esfuerzos que combinan estos indicadores dentro de un marco único de análisis aplicado a ríos urbanos.

En este contexto, los SIG y los MDCM ofrecen un marco idóneo para articular información espacial y no espacial, permitiendo generar diagnósticos ambientales integrales y apoyar la toma de decisiones en escenarios de fuerte presión antrópica.

De esta manera, el marco conceptual y normativo desarrollado en este capítulo sustenta la propuesta metodológica que se presenta en el Capítulo 3, donde se describen en detalle los procedimientos adoptados para la evaluación integral del estado ecológico de la subcuenca urbana del río Pesquería.

Capítulo 3

Capítulo 3 – Metodologías

3.1. Enfoque metodológico (PR-SIG-MDCM)

La propuesta metodológica para el mapeo, evaluación y monitoreo del estado ecológico del río Pesquería en su zona urbana se fundamenta en el marco PR-SIG-MDCM (Percepción Remota – Sistemas de Información Geográfica – Métodos de Decisión Multicriterio). Este enfoque combina datos espaciales y no espaciales mediante técnicas de teledetección y análisis multicriterio, con el objetivo de integrar distintos indicadores ambientales en una evaluación única y sistemática del ecosistema fluvial.

La metodología se estructuró en cinco etapas principales: planificación del estudio, recopilación de datos ambientales y territoriales, procesamiento y análisis espacial en SIG, integración de indicadores mediante métodos multicriterio y establecimiento de un esquema de monitoreo ambiental. Esta propuesta ofrece un marco robusto y replicable para diagnosticar y monitorear ríos urbanos en condiciones de alta presión antrópica. Al generar información espacialmente explícita, el enfoque PR-SIG-MDCM no solo contribuye a la toma de decisiones ambientales, sino que también orienta la implementación de medidas de restauración y conservación en la subcuenca del río Pesquería.

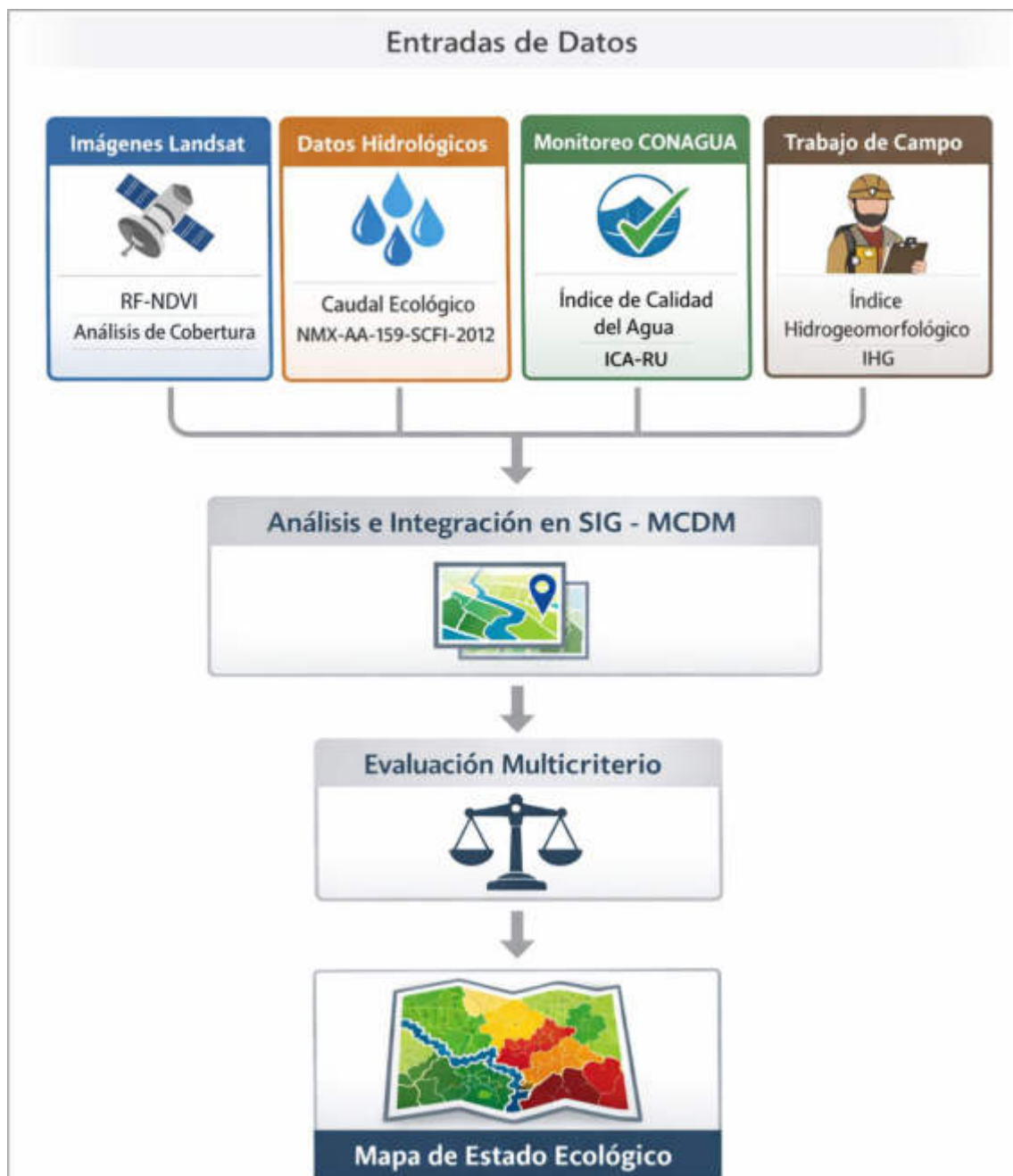


Figura 3. 1. Diagrama metodológico

3.2. Justificación de la selección de indicadores ambientales

La evaluación del estado ecológico de ecosistemas fluviales requiere la integración de múltiples indicadores capaces de representar las distintas dimensiones biofísicas del sistema. En el caso de los ríos urbanos, esta necesidad es aún mayor debido a la

presencia simultánea de presiones hidrológicas, geomorfológicas, ecológicas y antrópicas que influyen sobre el funcionamiento del sistema fluvial. Con el propósito de abordar esta complejidad, la presente investigación seleccionó un conjunto de indicadores ampliamente utilizados en la literatura científica para la evaluación ambiental de sistemas fluviales y cuencas hidrográficas. Estos indicadores permiten analizar de manera complementaria distintos componentes del ecosistema, integrando información hidrológica, fisicoquímica, ecológica y territorial.

En primer lugar, el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) constituye uno de los indicadores más utilizados en estudios de teledetección para evaluar la vigorosidad de la vegetación y la dinámica de la cobertura vegetal. Su aplicación en sistemas ribereños permite identificar cambios en la vegetación asociada a procesos de urbanización, degradación ambiental o recuperación ecológica.

De manera complementaria, la clasificación de cobertura y uso del suelo mediante algoritmos de aprendizaje automático, como Random Forest, permite caracterizar los procesos de transformación territorial dentro de la cuenca. La distribución de las coberturas del suelo constituye un factor clave en la dinámica hidrológica y ecológica de los sistemas fluviales, ya que influye directamente en procesos como la escorrentía, la infiltración y el transporte de sedimentos.

Por otra parte, el Índice de Calidad del Agua permite evaluar el estado fisicoquímico y microbiológico del agua mediante la integración de múltiples parámetros de calidad. Este tipo de índices sintéticos ha sido ampliamente empleado en estudios de gestión de recursos hídricos, ya que facilita la interpretación de grandes volúmenes de información ambiental y permite comparar espacial y temporalmente la calidad del agua en diferentes sitios de monitoreo.

Finalmente, el IHG permite evaluar el grado de naturalidad del sistema fluvial a partir de la calidad funcional del cauce, la estructura de las riberas y la dinámica geomorfológica del río. Este índice ha sido aplicado en estudios de geomorfología fluvial y restauración de ríos, proporcionando un diagnóstico integral del estado físico del sistema fluvial.

3.3. Análisis espacial mediante percepción remota

Para el análisis de la dinámica espacial y temporal de la cobertura del suelo y de la vegetación en la subcuenca urbana del río Pesquería se utilizaron imágenes satelitales Landsat 5 (1993–2012) y Landsat 8 (2013–2023), ambas con una resolución espacial de 30 m. Las imágenes fueron procesadas mediante la plataforma Google Earth Engine (GEE), que permite el análisis eficiente de grandes series temporales de datos satelitales (Amani et al., 2020; Solórzano & Perilla, 2023). Se realizan selecciones específicas de imágenes para abarcar las estaciones de avenidas (mayo - octubre) y estiaje (noviembre - abril) en el área de estudio bajo condiciones de cielo claro (con ausencia de nubosidad, para valores < 10%). Los datos fueron sometidos a un proceso de preprocesamiento con el fin de eliminar posibles perturbaciones e interferencias, mediante la aplicación de correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas, sin considerar los efectos derivados de cambios en la órbita del satélite (Waleed & Sajjad, 2022; Avci et al., 2023).

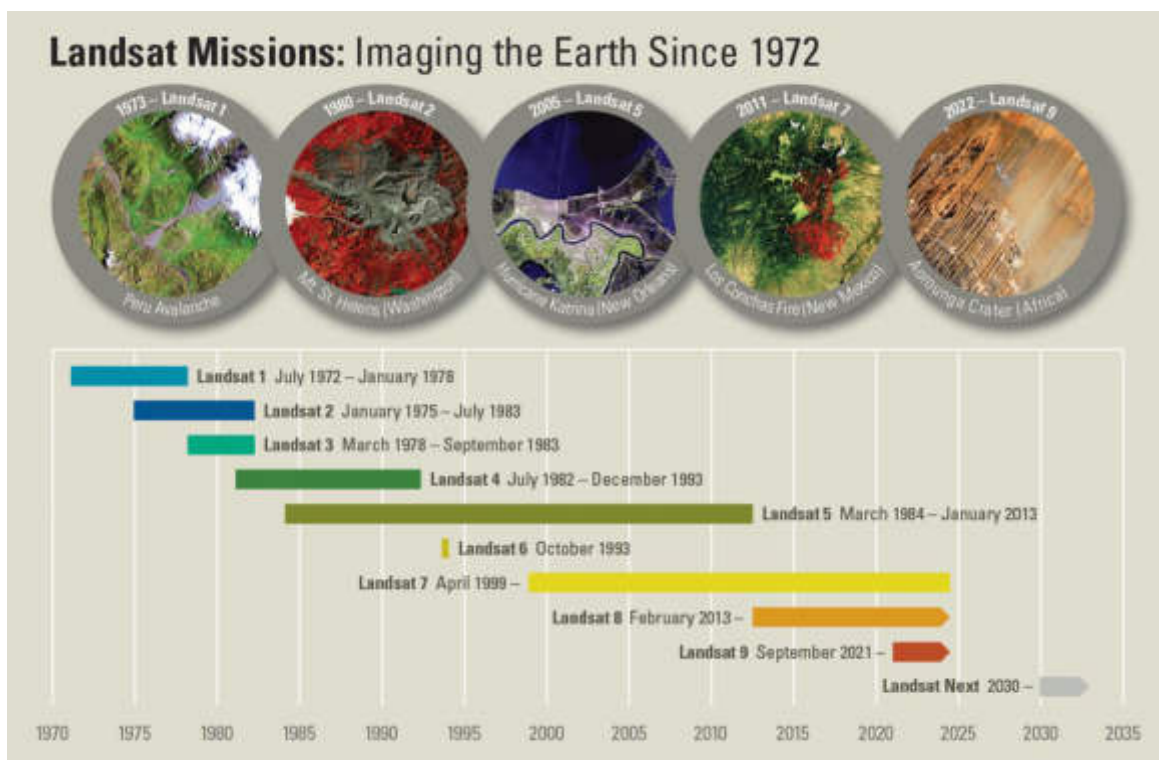


Figura 3. 2. Cronología de las misiones Landsat.

Fuente: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-satellite-missions>

3.4. Índice de calidad de la vegetación.

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) es uno de los indicadores más utilizados en estudios de teledetección para evaluar la vigorosidad de la vegetación (Mireles et al., 2021; Díaz et al., 2024). Este índice se calcula a partir de las bandas espectrales del infrarrojo cercano (NIR) y del rojo (RED) mediante la siguiente expresión:

$$NDVI = \frac{\phi_{NIR} - \phi_{RED}}{\phi_{NIR} + \phi_{RED}} \dots\dots\dots \text{Ec. 3. 1}$$

Los valores del NDVI oscilan entre -1 y 1, donde valores más altos indican mayor densidad y vigor de la vegetación.

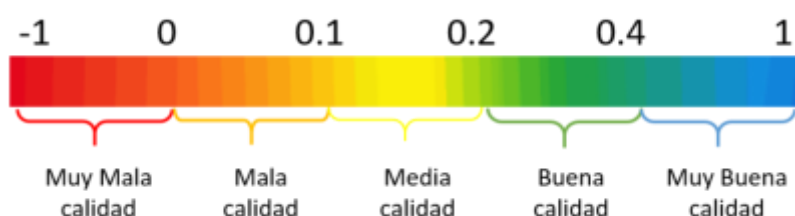


Figura 3. 3. Categorías para la clasificación del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI).

Para el caso que corresponde a esta investigación, el índice es clasificado en cinco categorías (Excelente Calidad, Buena Calidad, Calidad Media, Deficiente Calidad y Mala Calidad) siendo analizadas las variaciones de los últimos 30 años (1993 a 2023). Para ello se utilizarán las herramientas de GEE y ArcGIS que permiten un procesamiento relativamente rápido de un gran número de imágenes satelitales.

3.5. Clasificación de cobertura del suelo

La clasificación de cobertura del suelo se realizó mediante el algoritmo Random Forest, ampliamente utilizado en estudios de teledetección debido a su alta precisión en la clasificación de imágenes satelitales (Spadoni et al., 2020; Zhao et al., 2024). La Figura 3. 4 muestra parte del código utilizado para la clasificación supervisada y un

mayor detalle del algoritmo puede consultarse en la literatura (Probst et al., 2019). La calidad del modelo fue evaluada mediante la precisión global (OA, por sus siglas en inglés Overall Accuracy) y el coeficiente Kappa (Bendini et al., 2023; Ouma et al., 2024).

$$OA = Sk/S \times 100 \dots\dots\dots Ec. 3.2$$

donde:

- K: representa las diferentes áreas de interés en la diagonal de la matriz de error,
- Sk: es el número de muestras clasificadas correctamente y;
- S: es el número de muestra.

$$k = (p \text{ (clasificación correcta)} - p \text{ (clasificación de probabilidad)}) / (1 - p \text{ (clasificación de probabilidad)}) \dots\dots\dots Ec. 3.3$$

donde:

- P: es la proporción.

Los valores de k varían entre 0 a 1 y valores cercanos a 1 muestran una buena clasificación.

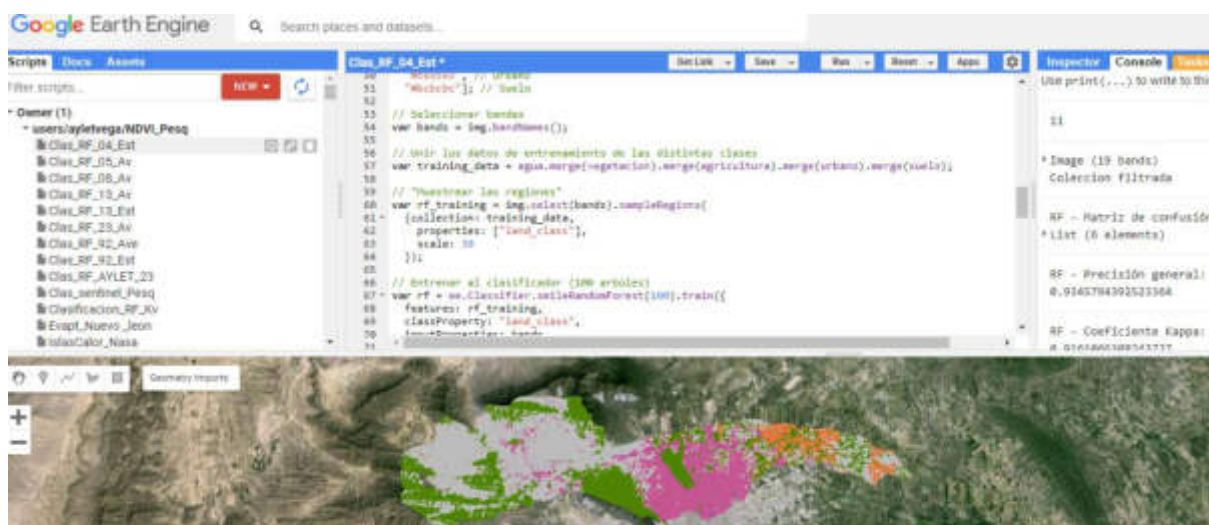


Figura 3. 4. Código de la clasificación supervisada por Random Forest.

3.6. Determinación del caudal ecológico

Para la determinación del caudal ecológico de la subcuenca urbana del río Pesquería se emplearon los dos métodos hidrológicos establecidos en la Norma Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012, contenidos en los Apéndices normativos C y D. Ambos buscan reproducir los elementos más significativos de la hidrodinámica de la cuenca (episodios de estiaje, avenidas y caudales máximos), bajo la premisa de que estos factores permiten conservar los atributos biológicos en niveles de calidad aceptables (DOF, 2012).

En el caso de la estación El Canadá, se utilizaron las series de tiempo consecutivas de 1974 a 1993 (19 años), mientras que para la estación La Arena se consideraron los registros entre 1962 y 1992 (30 años), ambos obtenidos de la base de datos histórica de CONAGUA (2010). Estos periodos se seleccionaron por corresponder a las fases menos influenciadas por actividades antrópicas, reflejando condiciones más cercanas al régimen natural del río.

a) Apéndice Normativo C (Método hidrológico tipo Tennant modificado).

Este método, basado en la propuesta de García et al. (1999), determina el régimen de caudales medios mensuales (Q_{mi}) para diferentes tipos de años (secos, medios y húmedos). A partir del análisis de hidrogramas se identifica el caudal base ($Q_{mín}$), que representa la contribución del acuífero a la corriente. Se definen los periodos de estiaje y avenida comparando los valores de Q_{mi} con el escurrimiento medio anual (EMA).

Enero seco = Valor $_{mín.}$ (enero año₁, enero año₂, ..., enero año _n) Ec. 3.4

Enero húmedo = Valor $_{máx.}$ (enero año₁, enero año₂, ..., enero año _n).... Ec. 3.5

Enero medio = Promedio (enero año₁, enero año₂, ..., enero año _n) Ec. 3.6

b) Apéndice Normativo D (Método WWF–Fundación Gonzalo Río Arronte, 2011)

Este enfoque caracteriza el régimen de caudales ordinarios estacionales en años húmedos, medios, secos y muy secos, a partir del registro histórico. Se enfatiza la importancia de identificar las avenidas que sostienen procesos clave:

Tipo I: intra-anales, categoría ecológica (retorno $\approx$ 1 año).

Tipo II: interanuales de baja magnitud, categoría hidrológica (retorno $\approx$ 1.5 años).

Tipo III: interanuales de media magnitud, categoría geomorfológica (retorno $\approx$ 5 años).

Cada avenida se describe por atributos de magnitud, duración, frecuencia, momento de ocurrencia y tasa de cambio, lo que permite evaluar su relevancia en la dinámica ecosistémica y geomorfológica del río:

$$V_t C_{oe} = \sum (f_{C_{oe}i} \times V_{C_{oe}i}) \dots \dots \dots \text{Ec. 3.7}$$

donde:

$V_t C_{oe}$: volumen total del caudal ordinario estacional;

$f_{C_{oe}}$: frecuencia de ocurrencia de un régimen “ i ”;

$V_{C_{oe}}$: volumen del régimen de caudales ordinarios estacionales “ i ”;

siendo “ i ” son las condiciones húmedas (H), medias (M), secas (S) y muy secas (MS)

$$V_t R_a = \sum (f_{ai} \times d_{ai} \times V_{ai}) \dots \dots \dots \text{Ec. 3.8}$$

donde:

$V_t R_a$: volumen total del régimen de avenidas;

f_a : frecuencia de ocurrencia de una avenida “ i ”;

d_a : duración de una avenida “ i ”;

V_a : volumen de una avenida “ i ”,

siendo “ i ” las avenidas tipo I, II y III.

3.7. Evaluación de la calidad del agua

El análisis de calidad del agua se basa en los registros disponibles en la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (REMANECA), operada por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Esta red, implementada formalmente en 2012, consolidó la estrategia de monitoreo de cuerpos de agua superficiales en México.

En la cuenca del río Pesquería se identifican 11 puntos de monitoreo, de los cuales 8 están ubicados en el cauce principal y 3 en el arroyo Topo Chico (Figura 3. 5). Para el análisis posterior de la calidad del agua se seleccionan cuatro puntos clave distribuidos en el cauce principal. Cada sitio cuenta con aproximadamente 40 muestreos registrados entre 2012 y 2020, con una cobertura aproximada de 42 parámetros por campaña.

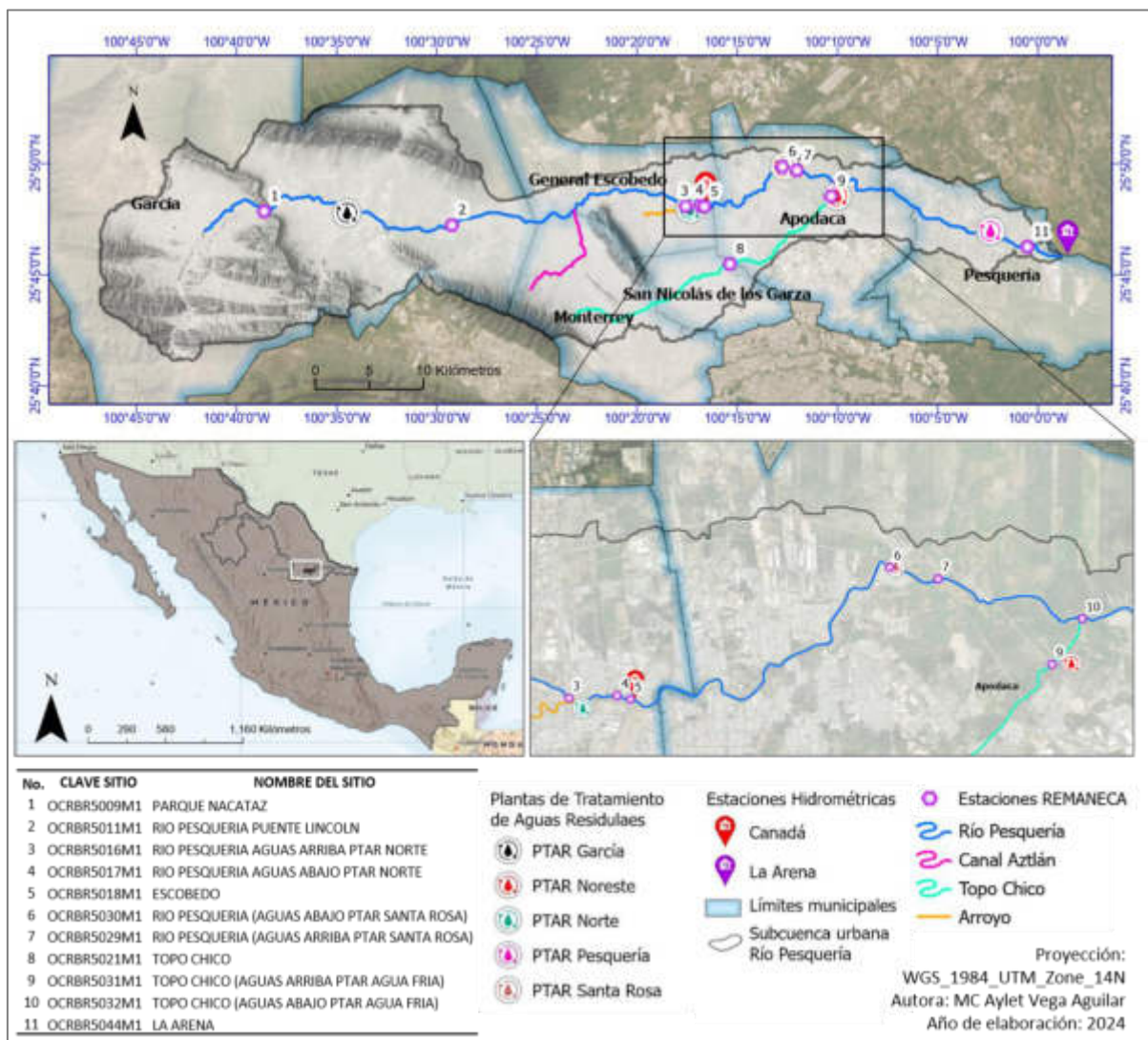


Figura 3. 5. Localización de los sitios de monitoreo de calidad del agua superficial dentro del área de estudio.

Elaboración propia.

Los índices de calidad del agua existentes en México (entre ellos el ICA de CONAGUA y los desarrollados por el INEGI) fueron concebidos para cuerpos de agua

en condiciones de menor alteración y no contemplan las características particulares de los ríos urbanos no perennes: caudal base compuesto mayoritariamente por efluentes de plantas de tratamiento, alta variabilidad estacional de contaminantes y ausencia de valores de referencia ecológica propios de sistemas no modificados (Giri, 2021;Rodrigues et al., 2022).

Ante estas limitaciones se propone el Índice de Calidad del Agua para Ríos Urbanos de México (ICA-RU), diseñado específicamente para sistemas fluviales no perennes bajo alta presión antrópica. Su estructura metodológica —basada en funciones de calidad estandarizadas, pesos relativos por categoría de presión y umbrales normativos nacionales e internacionales— permite su replicación en cualquier cuenca con datos de monitoreo fisicoquímico y microbiológico disponibles, independientemente del caso de estudio de origen.

3.7.1. Selección de parámetros

Para el ICA-RU fueron seleccionados nueve parámetros fisicoquímicos y microbiológicos con base en tres criterios: su capacidad diagnóstica frente a presiones urbanas, su disponibilidad en la red de monitoreo nacional (REMANECA) y su uso frecuente en índices de calidad del agua aplicados a ríos urbanos en contextos semiáridos y latinoamericanos (ver Anexos 6, 7 y 8).

- Los coliformes fecales (CF) y *Escherichia coli* (E. coli) son indicadores directos de contaminación microbiológica asociada a descargas de aguas residuales domésticas e industriales, ampliamente utilizados en sistemas urbanos con tratamiento deficiente (Lebreton et al., 2017; Shukla et al., 2018).
- La demanda química de oxígeno (DQO) y el carbón orgánico total (COT) reflejan la carga orgánica total del sistema, sensibles a los efluentes de plantas de tratamiento y al escurrimiento superficial urbano (Waseem et al., 2020; Zeng et al., 2023).

- El nitrógeno total y el fósforo total son indicadores de eutrofización y presión agroindustrial, especialmente relevantes en tramos de transición urbano-rural (Cheng y Li, 2023).
- La turbidez y los sólidos suspendidos totales (SST) capturan el efecto del arrastre de sedimentos durante eventos de avenida en cuencas impermeabilizadas que han perdido cobertura vegetal por cambios de usos de suelo o por incendios (Vázquez-Ochoa et al., 2021).
- Finalmente, el pH fue incluido como indicador de estabilidad fisicoquímica general del sistema.

Parámetros como el oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) fueron evaluados pero excluidos por razones metodológicas. Los valores de OD registrados en la REMANECA mostraron fluctuaciones inconsistentes difíciles de corroborar bajo las condiciones de muestreo del sistema de monitoreo, mientras que la DBO₅ requiere un tiempo de incubación de cinco días que limita su aplicabilidad operativa en redes de monitoreo de cuencas con flujo no perennes. La decisión descrita está en línea con otros estudios que han priorizado parámetros de análisis inmediato en contextos de monitoreo institucional con recursos limitados (Waseem et al., 2020; Zeng et al., 2023).

Los nueve parámetros seleccionados permiten caracterizar los cuatro procesos de degradación dominantes en ríos urbanos. Esta agrupación es consistente con la literatura sobre calidad del agua en ríos urbanos (Shukla et al., 2018; Giri, 2021) y con los parámetros contemplados en índices de referencia internacional como el NSF-WQI y nacional como el ICA de CONAGUA (véanse Anexos 6–8).

3.7.2. Procedimiento del diseño de las curvas estándares o de calidad

El ICA-RU se basa en una transformación matemática de cada parámetro a una escala común de calidad entre 0 y 100, mediante funciones de calidad estandarizadas construidas a partir de umbrales de referencia de dos naturalezas complementarias. Por un lado, los límites normativos establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021,

NOM-002-SEMARNAT-1996, NOM-003-SEMARNAT-1997 y NOM-014-CONAGUA-2003, así como criterios de la EPA y la OMS, definen los valores mínimos aceptables para los distintos usos del agua.

Se construye una gráfica estandarizada para cada uno de los nueve parámetros que componen el índice y por regresión se determinó la función matemática de mejor ajuste a los datos (Figura 3. 6), utilizando como métrica el coeficiente de determinación ($R^2 > 0.97$), el cual mide el porcentaje de la variación muestral que explica la función continua. Lo anterior permitió automatizar el cálculo del índice a partir de bases de datos, transformando directamente los valores medidos de cada parámetro (X_i) en su correspondiente coeficiente de calidad Q_i en una escala continua, mediante la Ec. 3.9:

$$Q_i = f_i X_i \dots\dots\dots \text{Ec. 3.9}$$

Donde:

f_i : valor de la función estandarizada para cada parámetro X_i

La obtención de las ecuaciones matemáticas con el mejor ajuste para las curvas permite el cálculo del índice mediante herramientas informáticas, facilitando la obtención automatizada de los coeficientes de calidad (Q_i) directamente a partir de la base de datos. El cálculo de Q_i se realiza sustituyendo el valor del parámetro en la ecuación de ajuste correspondiente a la curva establecida para cada indicador, obteniendo un valor que oscila entre 0 y 100.

Posteriormente, se asignaron pesos relativos (W_i) a cada parámetro con base en su importancia ecológica relativa y su sensibilidad frente a las presiones antrópicas dominantes en cuencas urbanas no perennes (Giri, 2021; Rodrigues et al., 2022) (Figura 3. 7). La jerarquía de pesos refleja la magnitud del riesgo ecosistémico asociado a cada grupo de presión en sistemas donde el caudal base está compuesto mayoritariamente por efluentes de plantas de tratamiento: los indicadores microbiológicos recibieron el mayor peso conjunto dado que la contaminación fecal representa la presión más directa e inmediata sobre la integridad ecológica y sanitaria del sistema, siendo además el factor que con mayor frecuencia excede los umbrales permisibles en ríos urbanos latinoamericanos (Shukla et al., 2018 ; Giri, 2021)

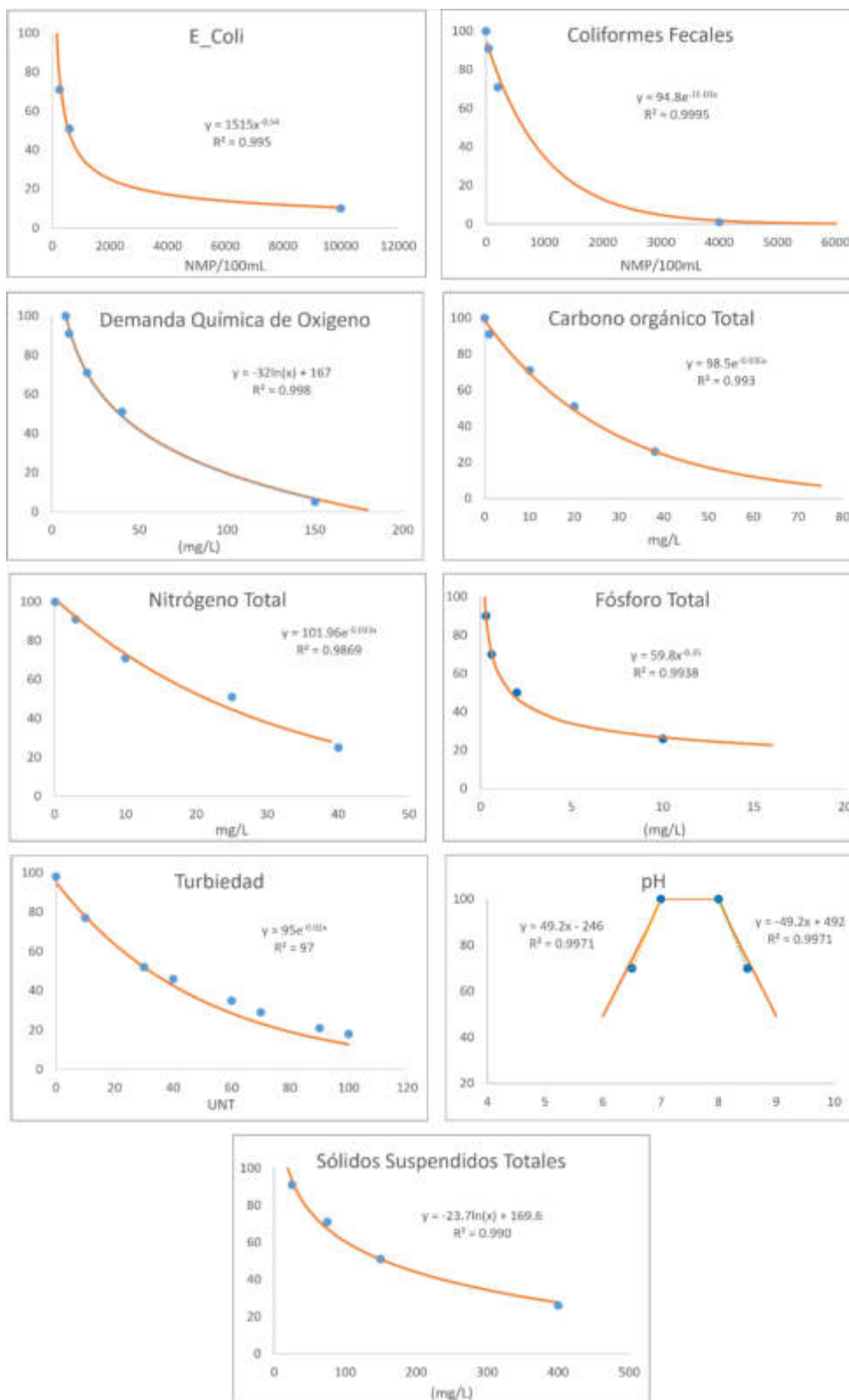


Figura 3. 6. Curvas de calidad ajustadas para ríos urbanos.
 Elaboración propia.

La carga orgánica (COT y DQO) ocupa el segundo nivel de importancia, dado su efecto sobre la demanda de oxígeno y la capacidad de autodepuración del cauce (Zeng et al., 2023). Los nutrientes (N total y P total) condicionan los procesos de eutrofización y la estabilidad de la cadena trófica (EPA, 2000). La turbidez y los SST reflejan la dinámica de sólidos asociada al escurrimiento urbano, con mayor peso para la turbidez por su efecto directo sobre la penetración lumínica y el hábitat bentónico. Finalmente, el pH actúa como indicador integrador de la estabilidad fisicoquímica general del sistema.

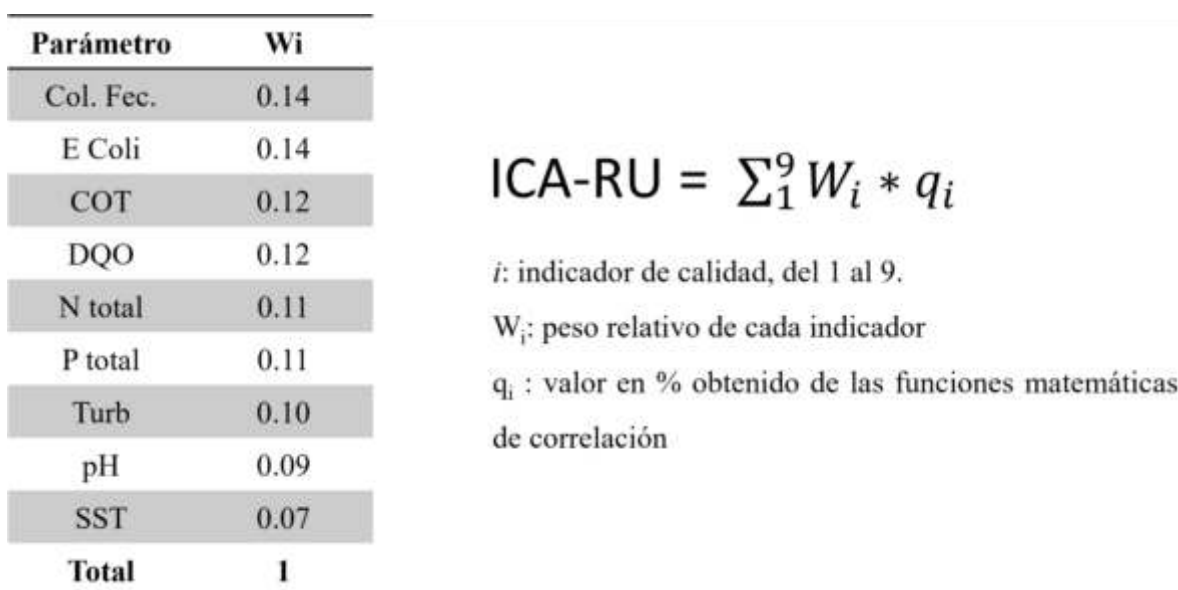


Figura 3. 7. Ecuación del ICA-RU y los respectivos pesos relativos asociados a cada parámetro.

Los valores del ICA-RU se clasifican en cinco categorías que describen el estado del agua superficial en términos funcionales y ecológicos. Estas categorías fueron definidas tomando como referencia los umbrales utilizados en índices internacionales (NSF-WQI, INEGI, CONAGUA) y adaptadas al contexto de ríos urbanos mexicanos (Tabla 3. 1).

Cabe señalar que el ICA-RU es un índice de base fisicoquímica y microbiológica; su correspondencia con el estado ecológico funcional del sistema se sustenta en la literatura sobre ríos urbanos (Wan et al., 2018; Zhang et al., 2025), aunque su validación plena mediante métricas biológicas —como índices de integridad biótica

basados en macroinvertebrados— constituye una extensión necesaria y prioritaria de este trabajo, reconocida en las limitaciones del estudio.

Tabla 3. 1. Categorías para la clasificación del índice de calidad del agua.

Clasificación	Valor ICA-RU	Descripción
Excelente	100-91	Condición muy cercana a los niveles naturales o deseables, con ausencia de deterioro o amenaza. Posee una alta diversidad de vida acuática y es apto para todo tipo de deporte (con o sin inmersión). No requiere de tratamiento y está apto para el riego de todo tipo de cultivo.
Buena	90-71	Posee diversidad de vida acuática y su estado es muy similar a los niveles naturales. Precaución para deportes con inmersión por si se ingiere y por lo general requieren tratamiento mínimo (desinfección) para los cultivos que se consumen de forma directa.
Media	70-51	Ocasionalmente es amenazada o está deteriorada la calidad del aguas. Se identifica por presentarse menor variedad de organismos acuáticos, aunque si se presenten peces de alta resistencia. Por lo general, se benefician los procesos de crecimiento de algas y la eutrofización. No están aptas para deportes con contacto directo. Es pertinente contar con información adicional del tipo de cultivo para su uso en el riego y la tolerancia de estos.
Mala	50-26	La calidad del agua se encuentra frecuentemente amenazada o deteriorada, y sus condiciones suelen alejarse de los niveles naturales. Posee baja capacidad para sustentar la vida acuática y no es aceptable para el uso pesquero. Están restringidas para deportes con embarcaciones (lanchas, botes, etc.). Solo es apta para algunos cultivos específicos que sean muy tolerantes al contenido de sales, cloruro, boro, etc.
Muy Mala	25-0	La calidad del agua está casi siempre amenazada o deteriorada. No es apta para la vida acuática ni para el uso pesquero. No están aptas para ningún tipo de deporte ni para para el riego.

3.8. Índice Hidrogeomorfológico

Los objetivos prioritarios de los índices de valoración hidrogeomorfológica son solucionar o reducir los problemas ambientales de los sistemas fluviales para mejorar y conservar su funcionalidad y naturalidad, y reivindicar sus valores hidrogeomorfológicos (Ollero et al., 2011). El Índice Hidrogeomorfológico (IHG) desarrollado por Ollero et al., 2007, 2009 es ampliamente utilizado en estudios de geomorfología fluvial para evaluar la calidad hidrogeomorfológica de un río o de un tramo específico (Ollero et al., 2021, Conesa et al., 2022; Pirchi et al., 2023). Este índice permite cuantificar e integrar distintos componentes del sistema fluvial con el fin de obtener un diagnóstico integral de su estado. En este sentido, evalúa la condición del río considerando tres dimensiones principales de calidad: la hidrológica, la geomorfológica y la ecológica.

El índice IHG se basa en el principio de que todas las presiones e impactos humanos sobre el sistema fluvial, generan una respuesta en el funcionamiento hidrológico y geomorfológico del sistema, así como en las morfologías de cauce y ribera. Estas presiones, ya sean directas sobre el cauce, indirectos sobre cuencas y vertientes, o diferidos en el tiempo. En la evaluación fluvial, el principio fundamental es el de naturalidad: un río sin impactos antrópicos no requiere intervención alguna para mantener una dinámica natural activa, pues ya se encuentra presente.

El índice permite evaluar si el sistema fluvial conserva naturalidad hidrogeomorfológica o si la ha perdido como consecuencia de distintas causas antrópicas (García, 2021). El procedimiento contempla la valoración de tres bloques específicos: (I) calidad funcional del sistema fluvial, (II) calidad del cauce y (III) calidad de las riberas. Cada bloque está integrado por tres parámetros, lo que da un total de nueve elementos evaluativos.

Tabla 3. 2. Indicadores y parámetros de evaluación (Ollero et al., 2009).

Indicadores de calidad		Parámetros	
I	Calidad funcional del sistema - CFS	A	Naturalidad del régimen de caudal
		B	Disponibilidad y movilidad de sedimentos
		C	Funcionalidad de la llanura de inundación
		D	Naturalidad del trazado y de la morfología en planta
II	Calidad del cauce CC	E	Continuidad y naturalidad del lecho, de los procesos longitudinales y verticales
		F	Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral
		G	Continuidad longitudinal
III	Calidad de las riberas CR	H	Anchura del corredor ribereño
		I	Estructura, naturalidad y conectividad transversal

La asignación de puntuaciones para cada parámetro se realiza en una escala de 0 a 10, donde 0 refleja una condición de alteración total y 10 representa un estado natural sin alteraciones. La valoración final puede obtenerse de manera parcial para cada bloque evaluado o de forma integrada, considerando conjuntamente todos los parámetros analizados, como se detalla en la Figura 3. 8.

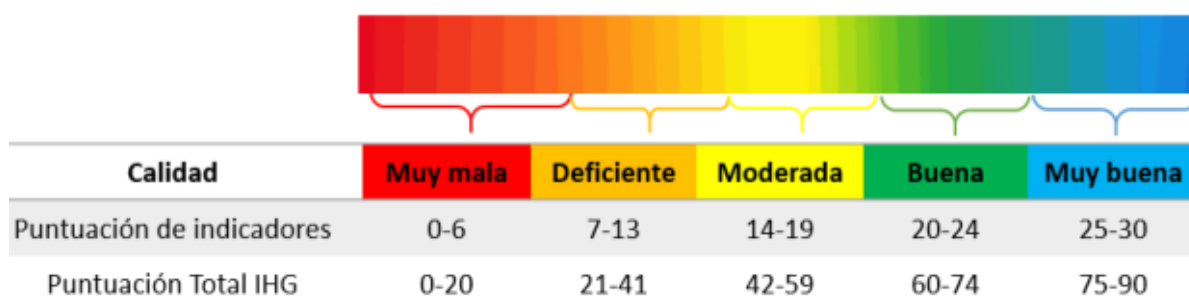


Figura 3. 8. Escala colorimétrica e intervalo de puntuación para la valoración del índice Hidrogeomorfológico.

En el Anexo 12 se pueden encontrar algunas de las presiones consideradas en la aplicación del índice y se especifica sobre qué parámetros de evaluación inciden, diferenciando en función de la intensidad de impacto.

Para mejorar la caracterización del sistema fluvial, es recomendable dividir el área de estudio en sectores funcionales que sean internamente homogéneos pero distintos entre sí (Ollero et al., 2011; Barboza et al., 2018). Uno de los criterios clave para la delimitación de estos sectores es el concepto de continuidad funcional del río. La continuidad funcional se refiere a la capacidad del sistema fluvial para conservar un flujo constante de agua sin interrupciones, lo que facilita la conexión con diversos entornos a lo largo del curso del río (Ollero et al., 2009). Para ello es recomendable primeramente recopilar toda la información disponible sobre la cuenca, el curso del río y cada uno de sus tramos. Esta información incluye datos hidrológicos, mapas topográficos y seguimiento de cambios a través de imágenes aéreas sobre infraestructuras, vegetación, etc. (Talavera & Sánchez, 2019). Cuanto más pequeños sean los tramos o sectores, es decir, cuanto más detallada sea la escala de trabajo, más precisa será la evaluación.

3.9. Integración multicriterio mediante análisis de superposición en SIG

Con el objetivo de obtener una evaluación integrada del estado ecológico del sistema fluvial, los diferentes indicadores ambientales analizados en esta investigación fueron integrados mediante un enfoque de evaluación multicriterio espacial basado en técnicas de análisis de superposición en SIG. Este enfoque permite combinar múltiples variables ambientales representadas en formato ráster o vectorial, generando una representación espacial sintética del estado ecológico del territorio.

En el presente estudio se integraron los siguientes indicadores: el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), la cobertura y uso del suelo derivado de la clasificación supervisada, el Índice de Calidad del Agua para ríos urbanos (ICA-RU) y el Índice Hidrogeomorfológico (IHG). Cada uno de estos indicadores representa

una dimensión específica del funcionamiento del sistema fluvial, incluyendo aspectos ecológicos, territoriales, fisicoquímicos y geomorfológicos.

La integración de múltiples indicadores ambientales mediante SIG ha demostrado ser una herramienta eficaz para analizar sistemas ecológicos complejos, permitiendo representar de forma espacial la interacción entre factores biofísicos y antrópicos (Gichoya et al., 2026). Diversos estudios destacan que los enfoques multicriterio facilitan la evaluación conjunta de variables heterogéneas, mejorando la interpretación del estado ambiental y apoyando la toma de decisiones en planificación territorial (Baghkhanipour et al., 2026)

Para permitir su integración en un modelo multicriterio común, los indicadores fueron normalizados mediante un proceso de reclasificación a una escala ordinal homogénea de 1 a 5, donde el valor 1 representa la condición ecológica menos favorable y el valor 5 la más favorable. Este proceso de normalización es ampliamente utilizado en evaluaciones multicriterio, ya que permite comparar variables originalmente expresadas en diferentes unidades y escalas (Badapalli et al., 2026).

La asignación de valores se realizó con base en la interpretación ecológica de cada indicador, priorizando aquellos estados que favorecen la funcionalidad del sistema fluvial, como la presencia de cobertura vegetal, buena calidad del agua y condiciones hidrogeomorfológicas cercanas al estado natural. Por el contrario, las categorías asociadas a urbanización, baja cobertura vegetal o degradación del sistema fueron clasificadas con valores más bajos.

En el caso del uso de suelo, la reclasificación representa la aptitud ecológica de la cobertura terrestre como soporte del funcionamiento ambiental de la cuenca. Asimismo, la categoría de agua superficial fue considerada con un valor intermedio-alto, dado que su presencia no implica necesariamente una condición ecológica favorable, ya que puede corresponder a cuerpos de agua alterados, no permanentes o con altos niveles de contaminación.

Cabe señalar que, aunque la hidrología constituye un componente fundamental en la dinámica del sistema fluvial, no fue incorporada como una capa espacial directa dentro del análisis multicriterio, debido a la ausencia de una representación espacial continua y comparable con el resto de los indicadores. No obstante, su influencia es considerada de forma interpretativa en el análisis integrado de los resultados.

La integración de los indicadores se realizó mediante un análisis de superposición espacial simple, considerando igual importancia relativa entre las variables analizadas. La combinación de los criterios se expresa mediante la siguiente formulación:

$$IEE = (C_1 + C_2 + C_3 + C_4) / n \dots\dots\dots Ec.3.10$$

donde:

IEE = Índice integrado de estado ecológico

C_i = valor normalizado del indicador ambiental i

n = número total de indicadores considerados

El resultado de este proceso es un mapa sintético de estado ecológico, que permite identificar espacialmente los diferentes niveles de conservación o deterioro ambiental dentro de la subcuenca urbana del río Pesquería.

Tabla 3. 3. Reclasificación de indicadores para la integración multicriterio de la calidad ecológica.

Valor	NDVI	Uso de suelo	ICA-RU	IHG	IEE
5	Muy buena (0.4 < x ≤ 1)	Vegetación	Excelente (91-100)	Muy buena	Muy Buena
4	Buena (0.2 < x ≤ 0.4)	Agua	Buena (71-90)	Buena	Buena
3	Media (0.1 < x ≤ 0.2)	Agricultura	Media (51-70)	Moderada	Media
2	Deficiente (0 < x ≤ 0.1)	Suelo desnudo	Mala (26-50)	Deficiente	Mala
1	Muy mala (-1 < x ≤ 0)	Urbano	Muy mala (0-25)	Muy mala	Muy mala

Estudios previos han demostrado que la integración de indicadores ecológicos mediante SIG permite identificar áreas prioritarias para restauración ambiental, facilitando la definición de estrategias de gestión sostenible en cuencas urbanizadas (Das, 2023). El análisis espacial multicriterio constituye una herramienta útil para comprender la distribución de los procesos de degradación ecológica y su relación con cambios en la cobertura del suelo y presiones antrópicas (Choukri et al., 2026)

3.10. Limitaciones metodológicas

A pesar de la robustez del enfoque metodológico adoptado en esta investigación, es importante reconocer algunas limitaciones inherentes a los datos utilizados y a las técnicas aplicadas.

En primer lugar, el análisis espacial se basa en imágenes satelitales Landsat con una resolución espacial de 30 m, lo que puede limitar la detección de cambios a gran escala en la cobertura del suelo y en la vegetación ribereña, especialmente en zonas urbanas donde los patrones espaciales suelen ser altamente heterogéneos. En segundo lugar, el análisis de calidad del agua se fundamenta en los registros disponibles en la REMANECA operada por CONAGUA. Si bien esta base de datos constituye una de las fuentes más completas de información hidrológica en México, la frecuencia de muestreo y la disponibilidad temporal de algunos parámetros pueden presentar discontinuidades que influyen en la resolución temporal del análisis.

La aplicación del IHG implica un componente de evaluación basado en observaciones de campo y criterios expertos, lo cual puede introducir cierto grado de subjetividad, aunque este aspecto es mitigado mediante el uso de protocolos estandarizados establecidos en la literatura científica. Finalmente, el enfoque de integración multicriterio mediante análisis de superposición en SIG depende de la normalización de los distintos indicadores ambientales. Aunque este procedimiento permite sintetizar información compleja en una representación espacial integrada, los resultados pueden variar en función de los pesos asignados a cada indicador.

No obstante, estas limitaciones no invalidan los resultados obtenidos, sino que constituyen aspectos inherentes al análisis ambiental de sistemas fluviales complejos. En conjunto, la metodología aplicada proporciona una base sólida para el diagnóstico ecológico del río Pesquería y para el desarrollo de herramientas de apoyo a la gestión y monitoreo de ecosistemas fluviales urbanos.

3.11. Conclusiones parciales del Capítulo 3

El presente capítulo definió el marco metodológico para la evaluación ecológica de la subcuenca urbana del río Pesquería a partir de un enfoque integral sustentado en la combinación de PR, SIG y MDCM. Esta articulación metodológica permite abordar el sistema fluvial desde una perspectiva multivariable y multiescalar, incorporando tanto información histórica e instrumental como indicadores espaciales y ambientales derivados del análisis geoespacial.

La metodología propuesta integra procedimientos específicos para la estimación del caudal ecológico, la evaluación de la calidad del agua, el análisis de la vigorosidad de la vegetación, la clasificación de la cobertura del suelo y la valoración hidrogeomorfológica del cauce y sus riberas. En conjunto, estos componentes permiten construir una base analítica sólida para identificar patrones de deterioro, conservación y transformación del ecosistema fluvial urbano.

El uso de criterios normativos nacionales, series históricas, imágenes satelitales y herramientas de procesamiento como Google Earth Engine y ArcGIS (o QGIS) fortalece la confiabilidad, reproducibilidad y aplicabilidad del diseño metodológico. Esta estructura no solo responde al objetivo general de la investigación, sino que también establece las bases para la integración posterior de resultados en un esquema sintético de evaluación ecológica.

Capítulo 4

Capítulo 4 – Resultados y Discusión

4.1. Dinámica de la cobertura del suelo en la subcuenca urbana del río Pesquería

Para comprender la dinámica de la cobertura del suelo en la subcuenca urbana del río Pesquería, se tomó como base un periodo de análisis de 30 años, lapso relevante para detectar cambios significativos en una zona urbanizada y utilizado previamente por otros autores (Adame et al., 2020; Gallardo & Montalvan, 2020; Carrasco-Valencia et al., 2024). Se identificaron cinco clases fundamentales: vegetación, agricultura, suelo desnudo, urbano y agua. Asimismo, fue posible diferenciar y evaluar la subcuenca durante los periodos secos, comprendidos entre noviembre y abril, y húmedos, entre mayo y octubre, característicos de la zona. Se observaron cambios significativos en la distribución y cobertura del suelo de la subcuenca entre 1993 y 2023 (Figura 4. 1). En total, se procesaron 42 imágenes para el periodo húmedo y 29 para el periodo seco, evitando en lo posible la interferencia de la nubosidad (<10%).

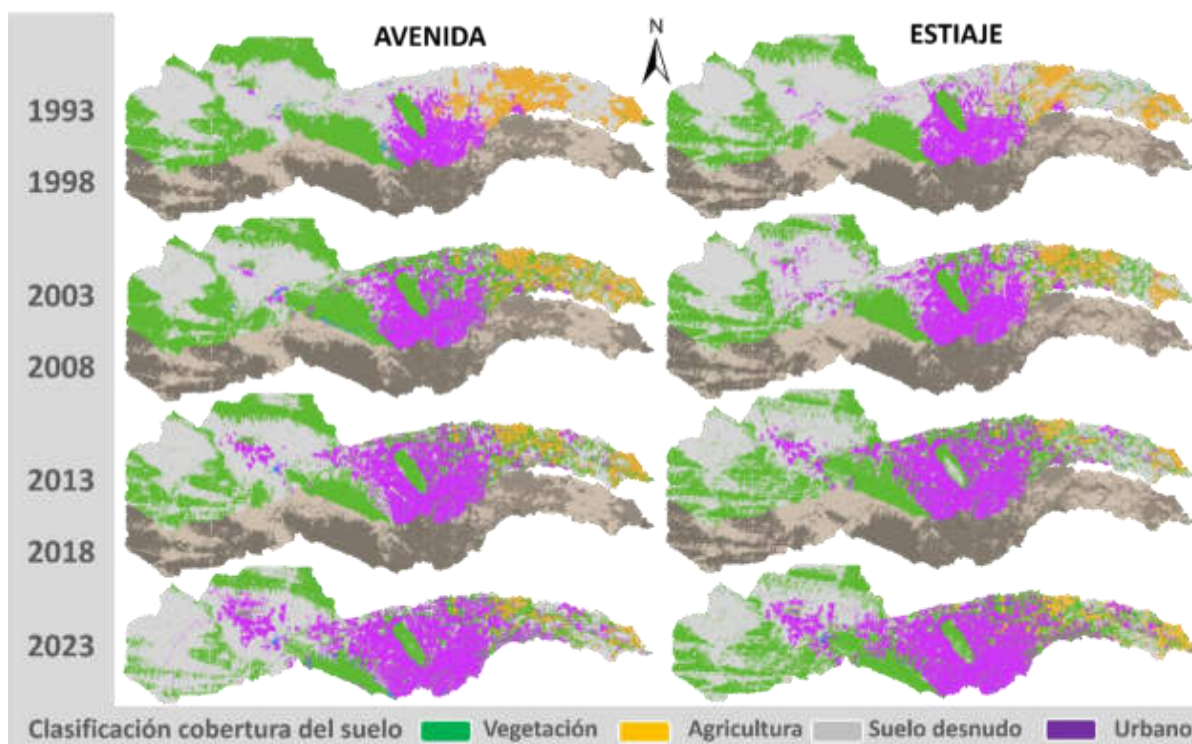
Los ríos de la región y de la cuenca se caracterizan por ser no perennes (Wineland et al., 2022); por ello, la escasez de agua superficial, la poca profundidad y la coloración característica de sus aguas provocan ciertas interferencias en la clasificación. En algunas ocasiones se observó una ligera confusión entre las clases de agua y vegetación, atribuida principalmente a la presencia de píxeles mixtos que contienen agua y vegetación en la ribera del río Pesquería. Tanto para las épocas húmedas como secas, la clasificación mediante Random Forest presentó valores de precisión de entrenamiento, precisión de prueba e índice Kappa superiores a 0,90 (Tabla 4. 1). La precisión del modelo clasificado determina el límite máximo de precisión que la clasificación puede alcanzar razonablemente. Cuanto mayor sea la precisión del modelo, mayor será la precisión de la clasificación (Bendini et al., 2023; Ouma et al., 2024; Zhao et al., 2024).

Tabla 4. 1. Coeficientes de precisión general e índice Kappa para las clasificaciones

Fecha	Época	N. de imágenes	OA(%)	Kappa
1993	Húmedo	13	0.93	0.92
	Seco	12	0.95	0.93
2003	Húmedo	16	0.92	0.90
	Seco	11	0.94	0.92
2013	Húmedo	7	0.93	0.91
	Seco	6	0.94	0.92
2023	Húmedo	6	0.93	0.91

Durante los últimos 30 años, la subcuenca ha estado cubierta predominantemente por suelo desnudo y, en segundo lugar, por vegetación. El resto del área corresponde a zonas urbanizadas, agricultura y, en menor proporción, cuerpos de agua. De acuerdo con los resultados de la detección de cambios durante el periodo húmedo, las tierras agrícolas disminuyeron un 7 %, mientras que las zonas urbanas aumentaron un 17 %. Por otro lado, después de 2005 se observa una tendencia marcada hacia la disminución de la vegetación, con una reducción del 18 %, y un aumento del suelo desnudo del 10 % del área total de la cuenca (Figura 4. 1).

Aunque no se incluyen los datos de 2023 para el periodo seco, se observa un comportamiento similar, con excepción de 2013, año en el que se registra un aumento de la vegetación y una ligera disminución del suelo desnudo. Este comportamiento ha sido reportado previamente en otros estados de México. Trabajos como los de Escandón et al., (2018) documentaron una pérdida importante de cobertura natural, asociada con procesos de deforestación y degradación ambiental, así como un incremento del área urbana entre 2000 y 2009. También es el caso de Adame et al., (2020), donde al analizar los cambios de uso del suelo en la Zona Metropolitana de Toluca entre 1980 y 2017, reportaron una disminución de la agricultura del 35,74 % y de los cuerpos de agua del 31,77 %, junto con un incremento de la superficie artificial del 235,84 %.



*Figura 4. 1. Variación de la dinámica de los cambios de la cobertura del suelo para la subcuenca urbana del río Pesquería para las épocas húmedas y secas desde 1993.
Elaboración propia.*

Estos procesos no se limitan al territorio mexicano, sino que tiene alcance global. Trabajos como el de Gallardo & Montalván (2020) evaluaron la pérdida de cobertura vegetal en el distrito de Morales, Perú, entre 1987 y 2017, y cuantificaron una pérdida del 20,75 % de la cobertura vegetal, equivalente a 1 089,51 ha.

En promedio, al comparar las épocas húmedas y secas de la subcuenca para los mismos años, se identificó una disminución de la vegetación y de la agricultura del 4 % y 3 %, respectivamente, así como un aumento del suelo desnudo del 5 % (Figura 4. 1). Estas diferencias pueden relacionarse con las épocas de cultivo durante la temporada húmeda y con la disminución de la precipitación típica entre las distintas épocas del año. Asimismo, los cambios interanuales observados en las zonas áridas o desarrolladas, así como en áreas de bosque y agricultura, podrían estar asociados con variaciones temporales y espaciales en los patrones de temperatura y precipitación. Dichas variaciones pueden afectar las actividades agrícolas y las

propiedades fenológicas de la vegetación, provocando cambios en las firmas espectrales de las coberturas terrestres.

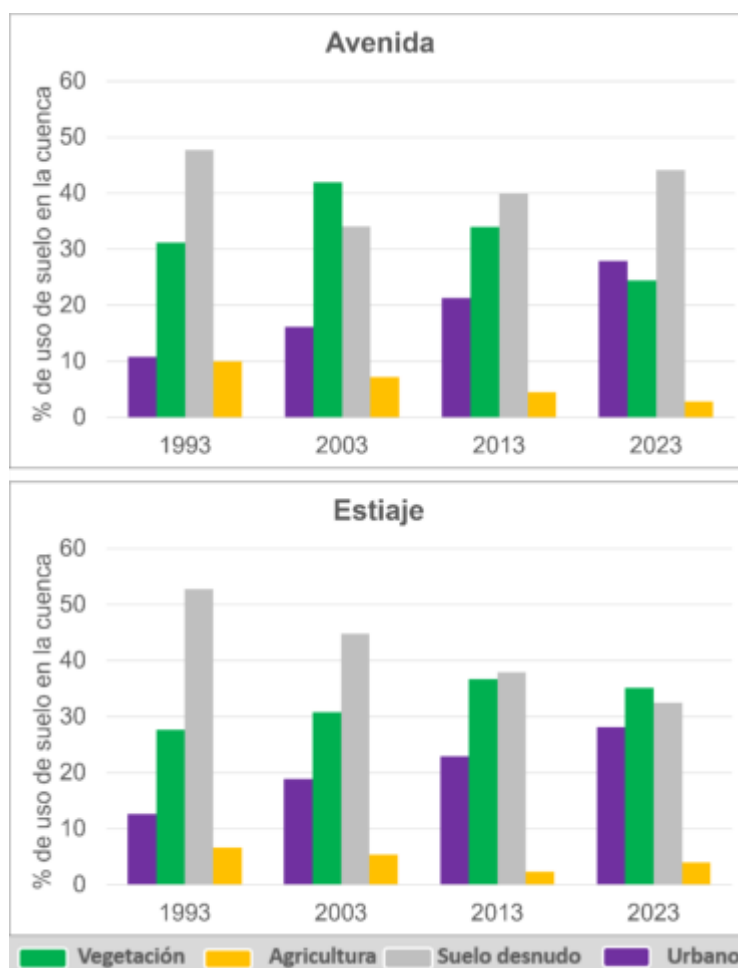


Figura 4. 2. Distribución del uso del suelo para la cuenca en años seleccionados

La necesidad de territorio urbanizable, debido al crecimiento y concentración de la población en las zonas urbanas, está siendo el principal factor de la pérdida de la cobertura vegetal natural y del desplazamiento de la agricultura o eliminación de esta (Escandón et al., 2018; Adame et al., 2020). Se observa claramente en la zona baja de la subcuenca del río Pesquería, específicamente en los municipios Apodaca y Pesquería, la eliminación y sustitución del territorio cultivado. Por otro lado, el cauce principal del río Pesquería en su paso por el AMM ha sido totalmente consumido por superficie construida, quedando expuestos los servicios básicos ecológicos del ecosistema acuático y las funciones transdisciplinarias de la cuenca hidrográfica

(Gallardo & Montalván, 2020; Carrasco -Valencia et al., 2024). Otras causas menores que influyen en los cambios en la cobertura del suelo pudiera ser los incendios forestales, el pastoreo y la accesibilidad del área por parte de los animales, por ejemplo, debido a la pendiente y la orientación (Teffer et al., 2018).

El crecimiento urbano reduce la capacidad de infiltración del suelo, incrementa el escurrimiento superficial y agrava los problemas de drenaje, alterando además la evapotranspiración y el balance hídrico de la cuenca (Pons et al., 2018; Wang et al., 2022; Valencia et al., 2023). Estos efectos han sido documentados también por Carrasco- Valencia et al., (2024), quienes señalaron que el incremento de las superficies urbanizadas modifica los rendimientos hídricos anuales y puede generar cambios significativos en la cantidad total de agua disponible en cuencas urbanizadas.

El río Pesquería a través de los años ha sido consumido por la urbanización, convirtiéndose en el depósito de los desechos de la ciudad y de la industria, tanto líquidos como sólidos. Se muestra una tendencia negativa a la falta de agua y la intermitencia en su cauce, así como la degradación de la calidad de sus aguas. Por otro lado, la sostenibilidad y eficacia de las medidas para contrarrestar el impacto de la sociedad sobre el funcionamiento del ecosistema acuático y el mantenimiento de las funciones vitales en la cuenca carecen de existencia y puesta en práctica.

4.2. Influencia de los factores climáticos en las tendencias del NDVI para la cuenca.

En la Figura 4. 3 se presenta la distribución estacional del NDVI en la subcuenca urbana del río Pesquería para el periodo 1993–2023. Para este análisis se procesaron 224 imágenes mediante la plataforma Google Earth Engine. Los resultados muestran el predominio de las clases Calidad Media y Calidad Deficiente, que en conjunto ocupan entre el 75 y el 90 % del área total de la subcuenca. Las zonas clasificadas como Buena Calidad no superan el 25 %, mientras que no se identifican áreas dentro de las categorías extremas de Excelente Calidad o Muy Mala Calidad.

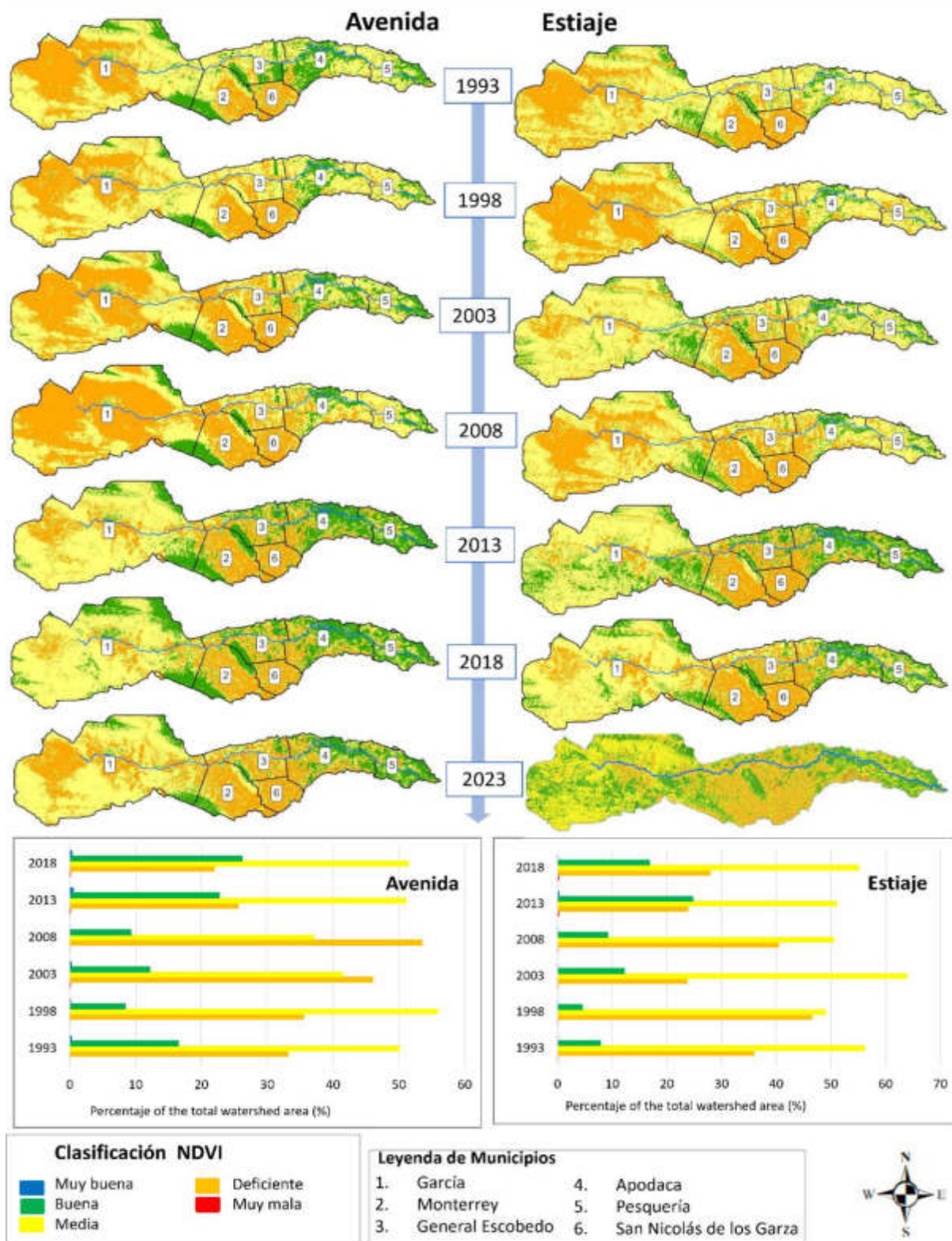


Figura 4. 3. NDVI medio estacional para los periodos húmedos y secos en la subcuenca urbana del río Pesquería, Nuevo León, México.

La media espacial del NDVI es mayor durante las épocas húmedas que durante las épocas secas, lo que refleja la respuesta estacional de la vegetación a la disponibilidad hídrica. Entre 1993 y 2013 predominan áreas con valores de NDVI inferiores a 0.1, asociadas principalmente a ausencia o escasa cobertura vegetal. Estas áreas se localizan con mayor frecuencia en la porción central y occidental de la subcuenca, y tienden a expandirse durante la temporada seca. En contraste, la zona baja de la cuenca presenta mejores valores de NDVI, relacionados con la presencia de agricultura y cobertura vegetal natural. Asimismo, los cerros circundantes muestran condiciones relativamente favorables, con mayor actividad vegetal, aunque durante la temporada seca se observa una disminución moderada de la vigorosidad, comportamiento característico de ambientes sujetos a variabilidad estacional de humedad (Maldonado-Enríquez et al., 2020).

La distribución espacial del NDVI también responde a las condiciones topográficas y al patrón de ocupación del territorio. La topografía influye en la disponibilidad de agua, la exposición al calor y el acceso de la urbanización, factores que condicionan la distribución de la vegetación (Alatorre et al., 2015). Al contrastar estos resultados con la clasificación de coberturas del suelo, se observa que las áreas vegetadas presentan los valores medios más altos de NDVI, mientras que las zonas urbanas y los suelos desnudos registran los valores más bajos. Estas dos últimas categorías muestran una tendencia negativa predominante, lo que sugiere procesos de degradación asociados a la pérdida de cobertura vegetal. Este patrón ha sido reportado en otras zonas urbanas de México, donde el crecimiento poblacional y la expansión urbana han incidido en la reducción de los valores de NDVI (Maldonado-Enríquez et al., 2020).

El uso de series temporales de NDVI permite identificar cambios persistentes en la cobertura vegetal y distinguir tendencias asociadas a factores climáticos y antrópicos. En la cuenca de la Laguna Bustillos, Chihuahua, Alatorre et al. (2015) documentaron tendencias negativas vinculadas con pérdida de vegetación por extracción de leña en zonas ejidales. De manera similar, diversos estudios han destacado la utilidad del NDVI para reconocer procesos de degradación, evaluar mecanismos impulsores del

cambio ambiental y orientar estrategias de coordinación entre desarrollo territorial y protección ambiental (Rojas et al., 2021; Feng et al., 2021; Jiang et al., 2021).

En términos generales, los resultados sugieren una pérdida gradual de vigor vegetal durante las últimas décadas, atribuible tanto a la expansión urbana y al cambio de uso del suelo como a la variabilidad climática. No obstante, la relación entre clima y NDVI no es directa ni uniforme, ya que depende de la interacción entre precipitación, temperatura, tipo de cobertura, disponibilidad de suelo permeable y capacidad de retención hídrica. Por ello, el análisis temporal y espacial del NDVI resulta relevante para interpretar procesos de degradación vegetal, erosión potencial, conservación de agua y mantenimiento de la diversidad ecológica regional.

La Figura 4. 4 muestra la relación entre el NDVI medio anual, la precipitación acumulada y la temperatura media para el estado de Nuevo León de 1993 a 2023. Entre 1994 y 2000, la media anual del NDVI es cercana a 0.12. Posteriormente, hacia 2002, se registró un incremento de aproximadamente 31 %, alcanzando valores máximos cercanos a 0.17. Este comportamiento coincide con el aumento de la precipitación posterior al periodo seco observado entre 1993 y 2001, cuando las precipitaciones acumuladas anuales se mantuvieron por debajo de la media histórica.

Los eventos hidrometeorológicos extremos también influyeron en la respuesta del NDVI. En 2005, el paso del huracán Emily coincidió con un valor medio de NDVI cercano a 0.17 y una precipitación acumulada de 919.2 mm. De forma similar, en 2010, el huracán Alex se asoció con un incremento del NDVI, con valores aproximados de 0.15 y una precipitación acumulada de 1 231.2 mm. Este tipo de respuesta ha sido documentada en otros estudios realizados en México, donde los incrementos temporales de humedad posteriores a eventos extremos favorecen aumentos en la actividad vegetal (Maldonado-Enríquez et al., 2020). Sin embargo, la magnitud y duración de esta respuesta dependen de la intensidad del evento, las condiciones previas del suelo, el grado de urbanización y la capacidad del sistema para retener y aprovechar la precipitación.

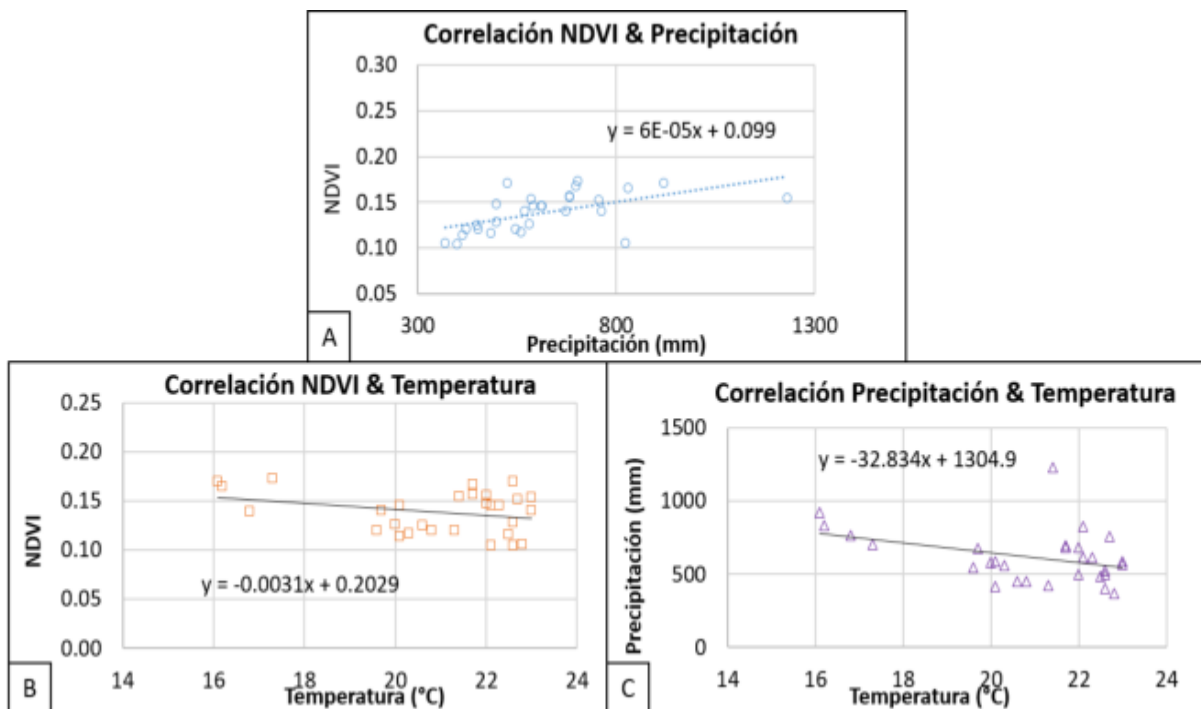


Figura 4. 4. Correlación entre el NDVI y los factores climáticos analizados para la zona de estudio entre 1993 y 2023.

Elaboración propia.

A partir de 2013 se observa una disminución más marcada de la calidad de la vegetación. La última década inicia con valores de NDVI próximos a 0.15 y culmina en 2023 con valores cercanos a 0.10. Esta tendencia se relaciona con la recurrencia de condiciones de sequía, la disminución de las precipitaciones y la limitada capacidad de retención hídrica del territorio, condicionada tanto por la urbanización como por las características físicas del terreno. A ello se suma el incremento de la temperatura media, fenómeno especialmente relevante en áreas metropolitanas, donde se ha reportado la intensificación de islas de calor urbanas (Boice et al., 2019; Palme et al., 2022). Este proceso ha incrementado el interés por la identificación, conservación y recuperación de espacios verdes urbanos (Masoudi et al., 2019; Huerta et al., 2021).

Los resultados son consistentes con estudios que señalan una correlación positiva entre el NDVI y la precipitación, así como una relación significativa con la temperatura en ecosistemas terrestres sujetos a cambio climático (Feng et al., 2021; Jiang et al., 2021; Palaquibay et al., 2023). En este caso, la precipitación acumulada explica una parte importante de la variabilidad temporal del NDVI, mientras que la temperatura

media muestra una relación negativa con la tendencia reciente del índice. Durante la última década, aun cuando algunos años presentan valores relativamente altos de NDVI, el aumento de la temperatura media y la reducción de la humedad disponible favorecen una trayectoria general descendente. Estos resultados permiten interpretar con mayor precisión los patrones temporales del NDVI y refuerzan la necesidad de considerar conjuntamente los efectos climáticos y antrópicos en la degradación de la cobertura vegetal de la subcuenca (Alatorre et al., 2015).

4.3. Hidrología y caudal ecológico del río Pesquería

El río Pesquería se considera como una corriente intermitente gran parte del año, sobre todo una vez que ingresa al AMM. Es considerado como un río de alta importancia ecológica (DOF, 2012), presentando alteraciones ecohidrológicas y del régimen natural, con presencia de al menos una especie bajo estado de protección. La presión de uso del agua en el río Pesquería es considerada como Muy Alta; agravado por el déficit de agua superficial que presenta la región hidrológica (CONAGUA, 2022). Por tanto, se considera un objetivo ambiental D (Deficiente), donde la estrategia de conservación es un llamado a la recuperación del sistema acuático. La zona presenta tramos secos, cauces invadidos con impactos en su geomorfología; y una clara evidencia de aguas residuales y uso del cauce como drenaje.

Por la presencia de varias obras e infraestructuras en el cauce del río Pesquería, se determina primeramente el grado de afectación al régimen hidrológico natural, estableciendo el intervalo de años más naturales y con menos presión antrópica como el punto de referencia para el establecimiento del caudal ecológico. Se conoce que posterior a 1995 se instalan varias PTARs dentro del AMM (Anexo 10), las cuales tienen como cuerpo receptor a el río Pesquería. Todas estas PTARs son operadas por Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey P.D. (SADM). Destaca la PTAR Norte, la cual se encuentra aguas arribas de la estación hidrométrica El Canadá, siendo posible

evidenciar y registrar los aumentos de caudales en el tiempo por las descargas de esta planta.

Para la estación de El Canadá, se establece como régimen de referencia y considerado “no alterado” de 1974 a 1993. Para los años venideros, hasta 2008, se evidencia un régimen alterado (7%), ya que menos del 50% de los valores analizados se encuentran contenidos en el régimen de caudal ordinario máximo (P90) y mínimo (P10), como así lo estipula el Apéndice Normativo B de la NMX-AA-159-SCFI-2012 (Figura 4. 5). Para el caso de la estación La Arena se toman los registros de 1962 a 1992, comprobando su categorización como régimen “no alterado” y debido a que posteriormente se presenta intermitencia y valores nulos en los registros históricos de la estación.

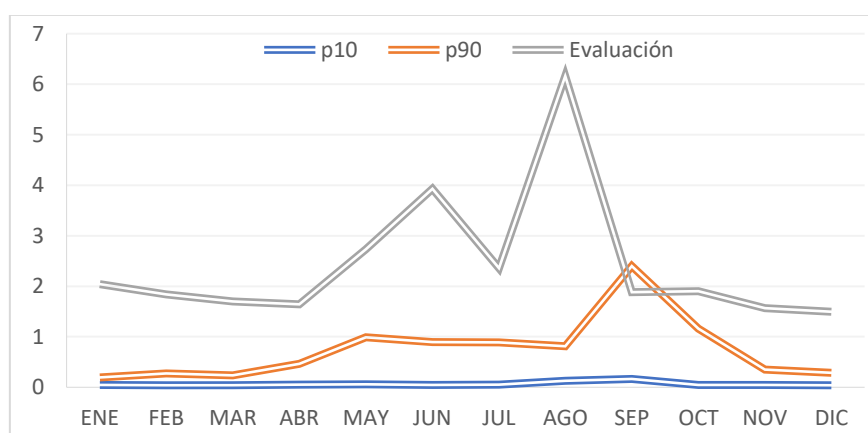


Figura 4. 5. Comprobación de la naturalidad o alteración del régimen hidrológico establecido como años de referencia 1974-1993 y periodo de evaluación 1995-2008 para la estación El Canadá.

Elaboración propia.

Con fines comparativos se aplicaron las dos metodologías establecidas en los Apéndices Normativos C y D de la NMX-AA-159-SCFI-2012. No obstante, para la propuesta final de caudal ecológico se adoptaron los resultados obtenidos mediante el Apéndice Normativo D, complementados con el régimen de avenidas, debido a que este enfoque incorpora la variabilidad natural del régimen hidrológico y resulta más adecuado para las condiciones ecohidrológicas de la cuenca del río Pesquería. El desarrollo completo de los cálculos, la clasificación de años hidrológicos, los ajustes

estadísticos de avenidas y la comparación entre metodologías, se presenta en el Apéndice A de la presente tesis.

4.3.1. Propuesta final de caudal ecológico

Para establecer el régimen final de caudales ecológicos se realizó una comparación con el percentil 50 mensual de la serie analizada, entendido como un caudal promedio “generoso” dentro de los métodos hidrológicos con enfoque estadístico, y no como la media aritmética del régimen fluvial (Ponce et al., 2023).

Como se observa en la Figura 4. 6, el régimen obtenido mediante el Apéndice Normativo C (QE-C), tiende a sobrestimar ciertos valores de caudal ecológico durante el periodo de estiaje. Aunque el método de Tennant modificado (Apéndice Normativo C) ha sido uno de los métodos pioneros aplicados en México, presenta limitaciones importantes en zonas desérticas o semidesérticas sometidas a fuerte presión por el uso del agua, como ocurre en la cuenca analizada (Meza-Rodríguez et al., 2017). Por ello, los resultados derivados de esta metodología se descartan para la propuesta final y se adopta el régimen determinado mediante el Apéndice Normativo D, complementado con el régimen de avenidas (QE-D+RA). Esta metodología se sustenta en un enfoque ecohidrológico, al considerar la frecuencia de ocurrencia de los componentes del flujo, criterio reconocido dentro de la ciencia ambiental del agua y de las prácticas actuales de gestión ecológica de caudales (Opperman et al., 2018; Salinas Rodríguez et al., 2020; Salinas-Rodríguez et al., 2021). En este caso, las avenidas se incorporan al régimen final debido a que forman parte de la dinámica natural del sistema, al no existir estructuras de control hidráulico en el área evaluada.

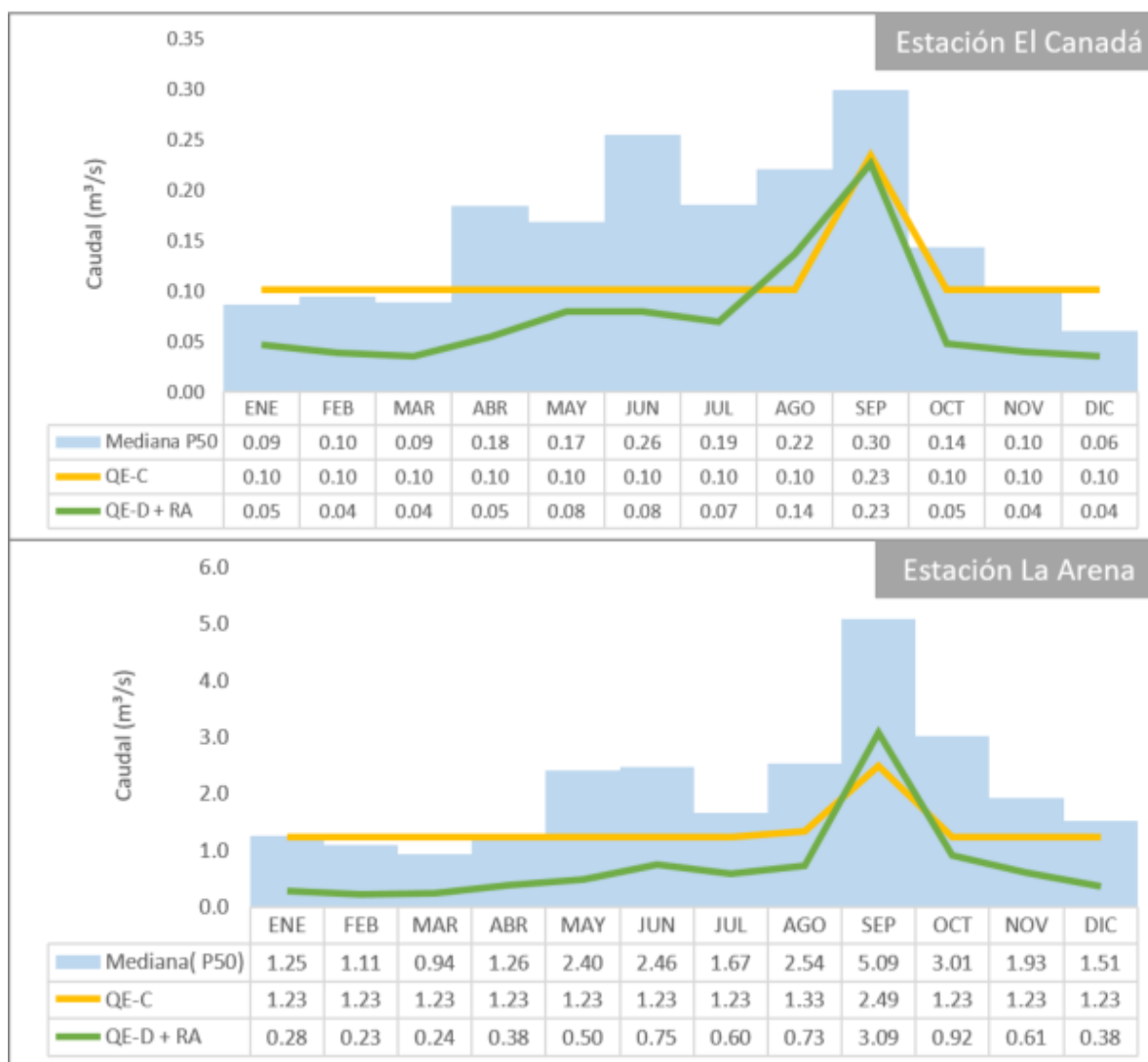


Figura 4. 6. Régimen de caudales ecológicos determinados por la normativa mexicana Apéndice Normativo C y D. Para el caso del Apéndice Normativo D se adiciona el régimen de avenidas ya que se considera como natural.

Elaboración propia.

Las diferencias observadas entre las estaciones hidrométricas, tanto en los valores de EMA como de Qecol, responden a varios factores. Entre ellos destacan la presencia de afluentes como el Arroyo Topo Chico y el río Salinas, los canales de escurrimiento, las descargas de PTARs aguas abajo de la estación El Canadá, así como la distinta magnitud y duración de los eventos meteorológicos registrados en cada estación. También influyen las diferencias del paisaje dentro de la cuenca, el cambio de uso del suelo, la urbanización de las márgenes y, en general, la presión antrópica sobre el

sistema fluvial. No obstante, los bajos valores de Qecol estimados son consistentes con cuencas clasificadas bajo una presión “Muy Alta” de uso del agua. Condiciones similares han sido documentadas en otros sistemas fluviales de México, como la cuenca del río Jamapa, donde se ha reportado un caudal ecológico equivalente al 33 % del EMA, asociado principalmente al uso agrícola del agua; el río Culiacán, donde confluyen presiones sociopolíticas, socioeconómicas y climáticas; y algunas subcuencas del río Bravo en Tamaulipas, donde se han estimado valores de hasta 4.7 % del EMA (de la Lanza et al., 2018).

La disminución del agua en los cauces, tanto en México como en otras regiones del continente, se relaciona con la competencia entre usos, la falta de regulación acorde con la disponibilidad hídrica y la alteración progresiva de los regímenes naturales (Salinas-Rodríguez & Martínez, 2024). El Apéndice Normativo D ofrece una herramienta flexible para estimar caudales ecológicos en ríos y arroyos con distintas condiciones hidrológicas, climáticas y geográficas. Desde la publicación de la NMX-AA-159-SCFI-2012, esta metodología ha sido aplicada en diversos ríos del país, mostrando utilidad para diferenciar objetivos ambientales (Muy bueno, Bueno, Moderado, Deficiente), los tipos de flujos (efímeros, intermitentes y perennes) y la ocurrencia de diferentes tipos de años (húmedos, medios, secos y muy secos) (Meza-Rodríguez et al., 2017; de la Lanza et al., 2018; Salinas-Rodríguez et al., 2018; Hernández-Guzmán et al., 2019; Salinas-Rodríguez & Martínez, 2024).

La propuesta de caudal ecológico definida para el río Pesquería no debe interpretarse únicamente como un volumen anual de agua, sino como un régimen con variabilidad mensual, capaz de responder a las necesidades de las especies dulceacuícolas y de los ecosistemas ribereños. Para que dicha reserva cumpla su función ecológica, es indispensable que los volúmenes mensuales mantengan condiciones adecuadas de calidad del agua, particularmente en un sistema afectado por descargas residuales. En este sentido, la regulación de vertidos resulta fundamental para evitar efectos adversos sobre la vida acuática y para asegurar que el agua cumpla una función tanto ecológica como social. La conservación del caudal ecológico no solo contribuye a preservar la biodiversidad, sino también a sostener procesos socioeconómicos

vinculados al uso del agua y a la resiliencia frente a cambios ambientales globales (Salinas-Rodríguez et al., 2018).

A escala internacional no existe aún una teoría única y universalmente aceptada para la determinación de caudales ecológicos. En Latinoamérica persisten enfoques diversos: por ejemplo, Chile utiliza como referencia el 10 % del caudal promedio anual, mientras que en Brasil se aplican métodos hidrológicos simples como el 7Q10 y las curvas de permanencia (Ponce et al., 2023). Sin embargo, estos procedimientos suelen generar caudales reducidos y no siempre incorporan criterios ecológicos suficientes. Esta situación evidencia la necesidad de avanzar hacia enfoques más integrales, capaces de articular la cuantificación hidrológica, la conservación de servicios ecosistémicos y el ordenamiento ambiental del territorio.

En México, una de las principales limitaciones para estimar el EMA y el Qecol es la disponibilidad de series hidrométricas con al menos veinte años de registro, como establece la NMX-AA-159-SCFI-2012. La insuficiencia de estaciones hidrométricas limita la aplicación de la norma y reduce la capacidad de diagnóstico sobre los sistemas fluviales del país (Santacruz, 2010; de la Lanza et al., 2015, Hernández –Guzmán et al., 2019). En el caso de las estaciones evaluadas en este estudio, ambas se encuentran fuera de servicio, por lo que resulta necesario promover su rehabilitación o la instalación de nuevas estaciones. Una red hidrométrica actualizada permitiría mejorar el conocimiento sobre los caudales, la calidad del agua y otros indicadores relevantes para la conservación, la prevención de la contaminación y la gestión sostenible de los ecosistemas acuáticos.

Los bajos valores de Qecol estimados para el río Pesquería reflejan las condiciones de una cuenca semiárida, con periodos prolongados de escasa escorrentía y bajos flujos en años secos. Esta situación incrementa la presión sobre el recurso hídrico y puede derivar en efectos severos sobre la estructura y funcionalidad del ecosistema fluvial. Entre las principales consecuencias se encuentran la reducción del ancho, profundidad y velocidad del flujo, la exposición de parte del lecho, la desecación de canales laterales y barras, la pérdida de hábitats para fauna silvestre y la disminución de la vegetación ribereña.

Por ello, la gestión del caudal ecológico requiere una comprensión integrada de la hidrología, la geomorfología, la hidráulica fluvial y las características biológicas de las especies. La hidrología permite interpretar la distribución, movimiento y calidad del agua en los sistemas fluviales, aspectos esenciales para la gestión de los recursos hídricos y la predicción de sequías e inundaciones (Salinas-Rodríguez et al., 2021). La geomorfología contribuye a entender la forma y evolución del paisaje fluvial, así como los procesos de erosión, sedimentación y ajuste del cauce (Trullenque et al., 2022). La hidráulica fluvial aporta elementos para analizar el comportamiento del flujo, la velocidad, la turbulencia y la morfología del lecho, lo que resulta clave para la gestión de caudales y el diseño de intervenciones hidráulicas (Carrasco-Valencia et al., 2024).

4.4. Análisis de la calidad del agua del río Pesquería mediante un índice de calidad adaptado a condiciones urbanas

4.4.1. Variación espacio - temporal de la calidad del agua

En la Figura 4. 7 se presentan las variaciones temporales de los principales parámetros físico - químicos en distintos puntos del río Pesquería durante 2012-2018. Estos parámetros permiten caracterizar el estado del sistema fluvial en un contexto urbano, donde también predominan actividades agrícolas.

En la parte alta de la cuenca, representada por el punto de muestreo en Parque Nacataz, se observaron las mejores condiciones de calidad del agua. El pH promedio fue de 7.6, con una DQO media baja de 12 mg/L, alcanzando un máximo de 30 mg/L en eventos puntuales. Con respecto a los nutrientes, se registraron concentraciones promedio de 5.9 mg/L para nitrógeno total y 0.08 mg/L para fósforo total. La turbidez presentó un valor medio de 27.9 NTU y el COT fue de 1.5 mg/L.

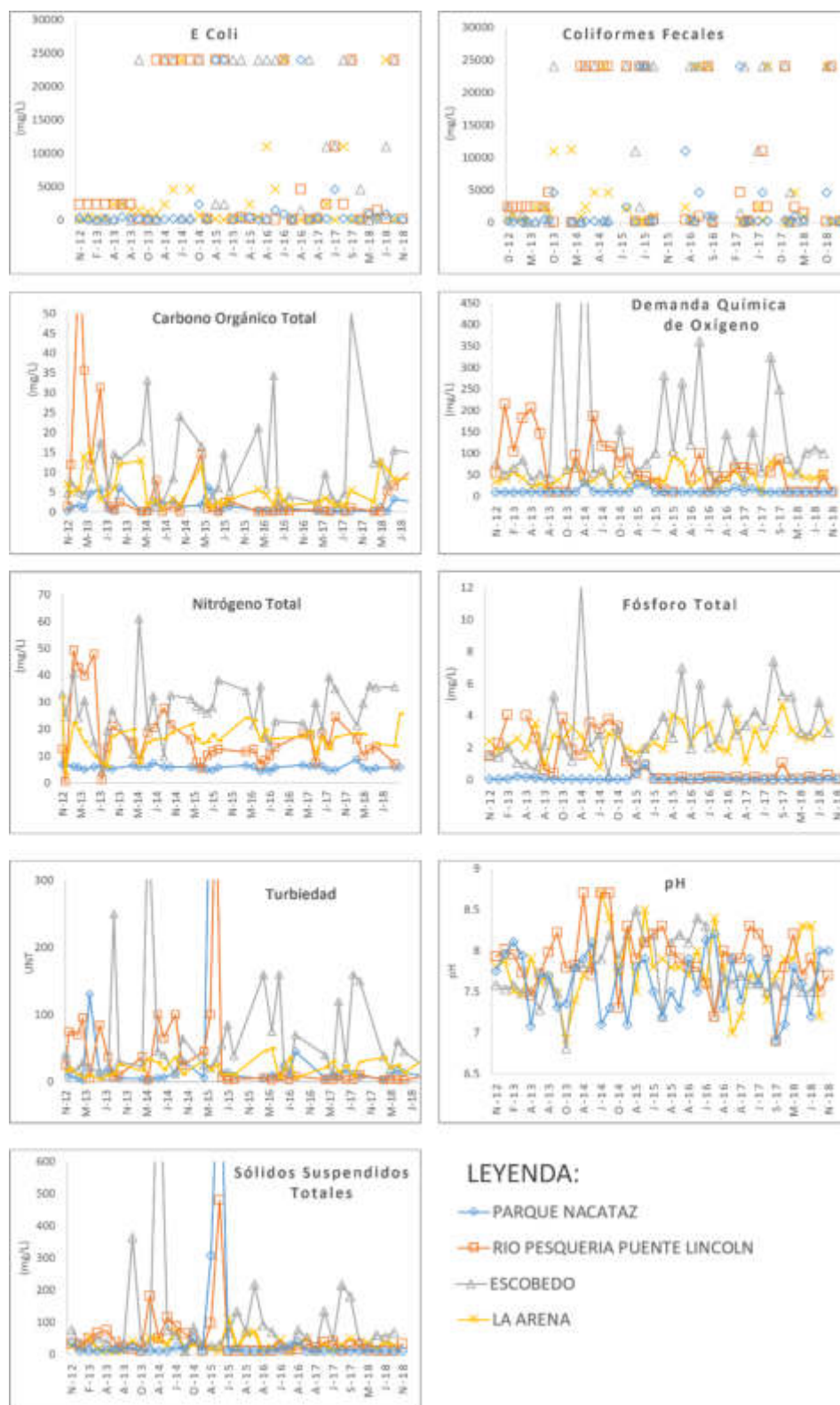


Figura 4. 7. Concentraciones de los parámetros de mayor relevancia en los puntos de muertos dentro de la cuenca del río Pesquería durante el período de 2012-2018.
Fuente: Elaboración propia con información obtenida de la REMANECA.

En la cuenca media el río atraviesa áreas de alta actividad industrial densamente urbanizadas. En el punto de Puente Lincoln, ubicado en una zona predominantemente industrial, los niveles medios de nitrógeno total alcanzaron 16 mg/L, con picos de hasta 50 mg/L. En Escobedo, aguas abajo del sitio anterior también inmerso en el Área Metropolitana de Monterrey, los valores fueron aún más elevados, con una media de 27 mg/L y máximos de 60 mg/L. La DQO en estos puntos alcanzó valores medios de 68 mg/L y 137 mg/L respectivamente, reflejando una carga orgánica considerable. La turbidez también fue elevada, con un promedio de 36.9 NTU en Lincoln y 63.9 NTU en Escobedo. El carbono orgánico total mostró un aumento sostenido en estos tramos, con valores de 5.9 mg/L y 11.11 mg/L, respectivamente.

Finalmente, en la parte baja de la cuenca, en el punto de muestreo ubicado en La Arena, se identificó una mejora relativa en la calidad del agua. Esta zona se encuentra en un entorno más natural, con mayor presencia de vegetación riparia y uso agrícola. Aunque existe la posibilidad de aporte de nutrientes por fertilizantes, el aumento del caudal en este tramo parece favorecer procesos de dilución y autodepuración. La turbidez disminuye a un promedio de 20.38 NTU y el COT se reduce a 5.41 mg/L. Este comportamiento sugiere que, a pesar de la contaminación acumulada en la cuenca media, el río posee cierta capacidad de recuperación y autodepuración en sus tramos finales, particularmente en condiciones de mayor caudal y menor presión urbana directa.

Para evaluar la influencia de la variabilidad climática en la calidad del agua se analizaron diferencias estacionales entre la estación seca (noviembre–abril) y la estación húmeda (mayo–octubre), considerando la distribución anual del caudal (Figura 4. 8). Los resultados estadísticos muestran que seis de los nueve parámetros analizados presentan diferencias estacionales altamente significativas ($p < 0.01$), particularmente en los tramos alto y medio del río respecto al bajo.

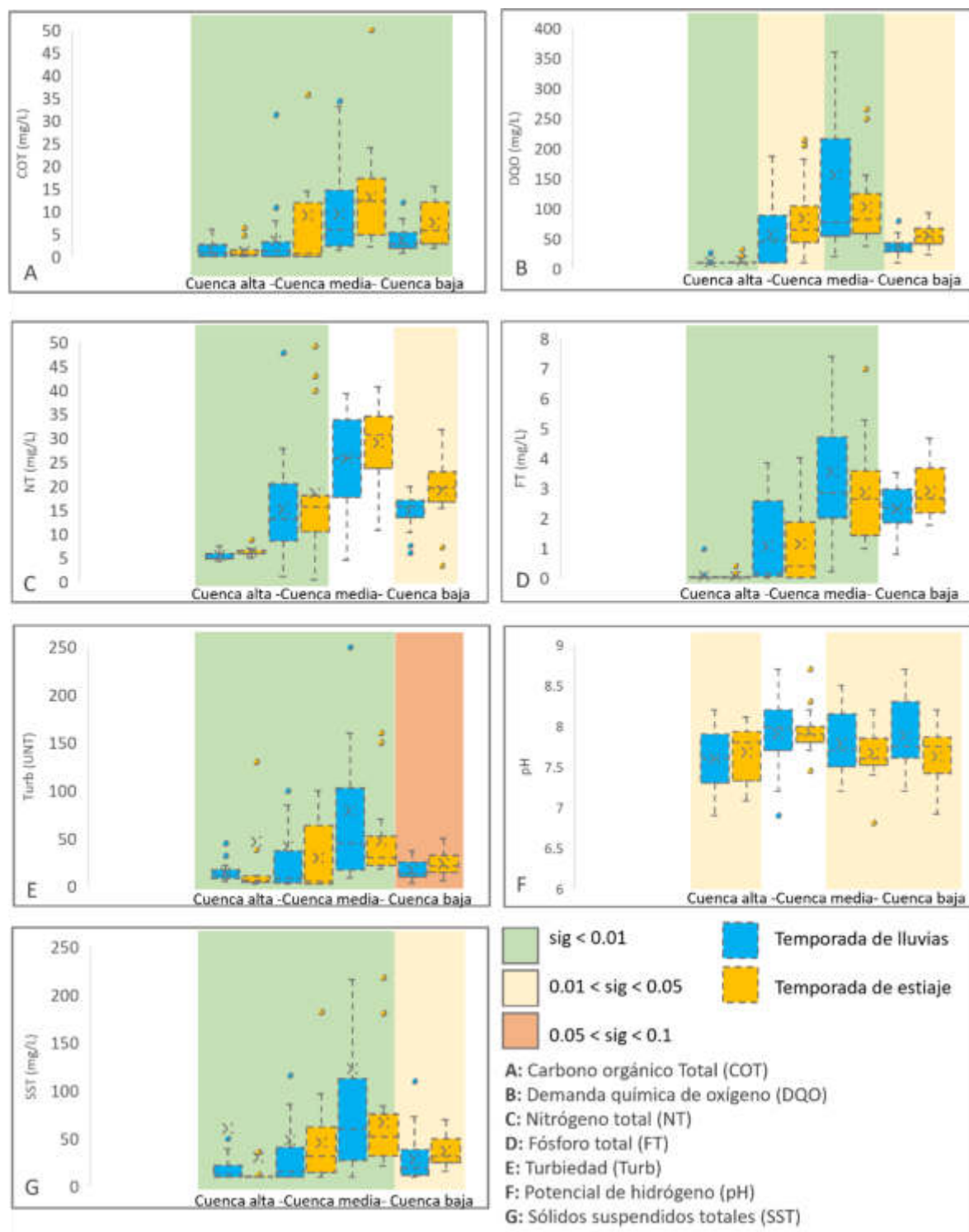


Figura 4. 8. Análisis de la significancia estadística de los parámetros de calidad del agua entre estaciones húmedas y secas (2012-2018).

Fuente: Elaboración propia con información obtenida de la REMANECA.

El pH no mostró diferencias estacionales significativas, lo que indica una relativa estabilidad frente a los cambios hidrometeorológicos. Por el contrario, parámetros como el COT y la DQO mostraron alta sensibilidad estacional en todos los puntos de la cuenca, especialmente en la cuenca alta (Parque Nacataz), donde las condiciones naturales permiten captar más claramente las variaciones de origen climático.

En los puntos de la cuenca media las diferencias también fueron significativas (p entre 0.01 y 0.05), a excepción del nitrógeno total en el sitio Escobedo, lo cual puede relacionarse con una mayor variabilidad en los aportes urbanos e industriales. En el punto bajo (La Arena) se observó una pérdida de significancia para varios parámetros, en especial los nutrientes. Solo el carbono orgánico total mantuvo una diferencia estacional estadísticamente significativa en este tramo ($p < 0.01$).

4.4.2. Índice de Calidad del Agua (ICA-RU) aplicado al río Pesquería

Con el objetivo de integrar la información de los distintos parámetros fisicoquímico, microbiológicos y de nutrientes en una medida sintética, se aplica en ICA-RU descrito en el Capítulo 3. De esta forma se obtienen resultados precisos, resumidos y de fácil entendimiento para una mejor interpretación tanto de expertos como de autoridades y de la sociedad. Se aplica en los diferentes puntos de monitoreo del río Pesquería en periodos de estiajes y avenidas entre 2012 a 2019 (Figura 4. 9) y se representa de forma espacial (Anexo 9).

Los resultados muestran un patrón espacial claro en la calidad del agua, con una degradación gradual a lo largo del río. El tramo alto presenta valores que oscilan entre las categorías de buena a media calidad, reflejando escenarios relativamente menos impactados y con menor influencia de actividades urbanas. Sin embargo, el tramo medio refleja los valores más bajos del índice, clasificándose en su mayoría de mala a muy mala calidad. Estos resultados son consistentes con el comportamiento observado en los parámetros individuales (Figura 4. 7 y Figura 4. 8), donde se identificaron altas concentraciones de materia orgánica y nutrientes asociada

posiblemente a descargas urbanas y funcionamiento irregular de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

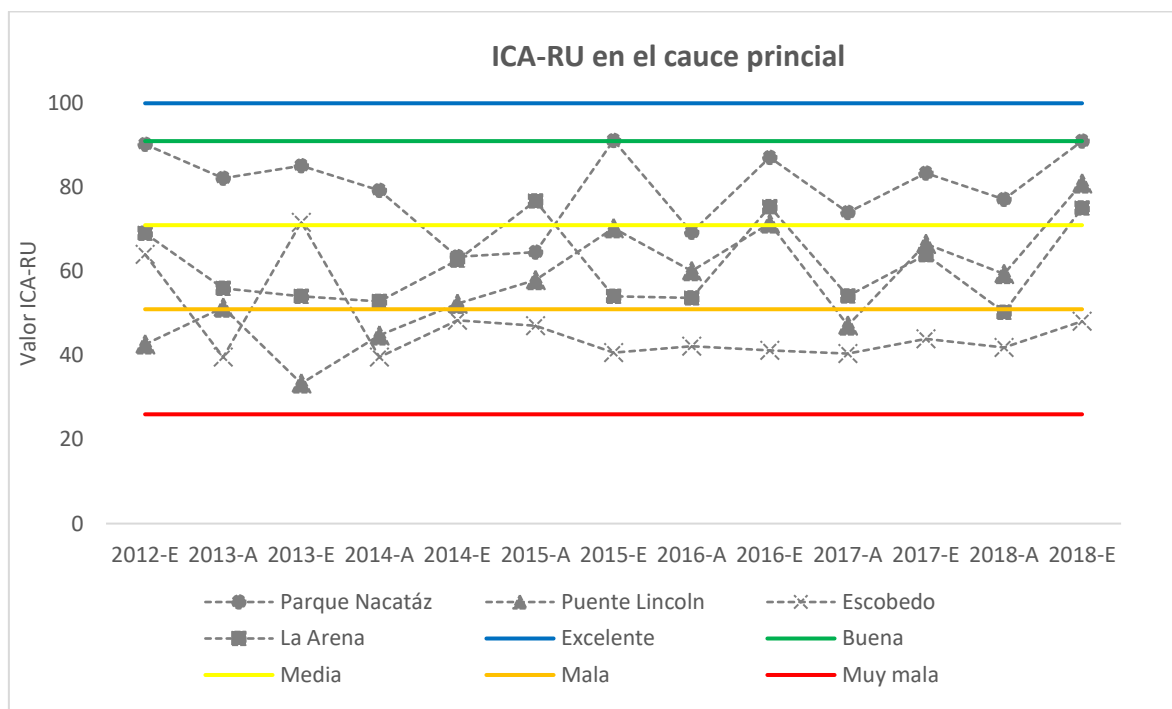


Figura 4. 9. Variación estacional – espacial del índice de calidad del agua para ríos urbanos, cuenca del río Pesquería.

El tramo final presenta una ligera mejora con respecto a los tramos medios, alcanzando condiciones de calidad media en algunas ocasiones. Este comportamiento puede estar asociado con procesos de dilución, sedimentación y autodepuración parcial del sistema. Sin embargo, subsisten condiciones de deterioro en comparación con el tramo alto, por lo que no se evidencia una recuperación significativa.

El ICA-RU aplicado al río Pesquería, refleja episodios periódicos de deterioro de la calidad del agua, influenciados por incrementos en la carga orgánica y de nutrientes, así como a eventos de escorrentía. Esta variabilidad confirma la inestabilidad del sistema fluvial y su alta vulnerabilidad frente a las presiones antrópicas.

4.5. Relación caudal – calidad del agua

Los resultados obtenidos permiten identificar una marcada heterogeneidad espacial y temporal en el comportamiento ecohidrológico del río Pesquería. La caracterización

del régimen hidrológico evidencia una estacionalidad bien definida, con periodos prolongados de bajos caudales durante el estiaje (noviembre–abril) y eventos de crecida en la época de lluvias (mayo–octubre). No obstante, esta dinámica natural se encuentra profundamente alterada, especialmente a partir de la década de 1990, debido a la intensificación de descargas de aguas residuales tratadas y no tratadas, lo que ha modificado el régimen de caudal base en los tramos urbanos del río.

En cuanto a la calidad del agua, se observan diferencias significativas tanto a lo largo del eje longitudinal de la cuenca como entre periodos hidrológicos. Los tramos medios, ubicados dentro del Área Metropolitana de Monterrey (Puente Lincoln y Escobedo), presentan las mayores concentraciones de carga orgánica (DQO), nutrientes y contaminantes microbiológicos, reflejando el impacto acumulado del uso urbano e industrial del suelo, así como las limitaciones en la infraestructura de saneamiento. Por el contrario, los tramos alto (Parque Nacataz) y bajo (La Arena) presentan mejores condiciones relativas, asociadas respectivamente a una menor presión antrópica y a procesos de dilución y regeneración natural.

Un resultado relevante es que el incremento del caudal durante los periodos de avenida no se traduce en una mejora de la calidad del agua. Por el contrario, se observa un deterioro asociado al arrastre de contaminantes urbanos acumulados en superficies impermeables, fenómeno característico de cuencas altamente urbanizadas (Walsh et al., 2005). Este comportamiento fue especialmente evidente en los tramos urbanos, donde los eventos de lluvia intensifican la carga contaminante, superando en ocasiones los límites establecidos por la normativa ambiental.

Este patrón coincide con lo reportado en otros sistemas fluviales urbanos. Por ejemplo Zeng et al., (2023) en el río Dongjiang (China), identificaron un aumento significativo de nutrientes en tramos urbanos asociado al crecimiento de superficies construidas. De forma similar Waseem et al., (2020) demostraron que, en cuencas altamente intervenidas, una parte significativa del caudal está compuesta por escorrentía urbana y efluentes, lo que limita la mejora de la calidad del agua durante eventos de mayor caudal.

Asimismo, durante los periodos de estiaje, se observa una disminución de la calidad del agua en determinados tramos, asociada a la reducción del caudal y a una menor capacidad de dilución de contaminantes, lo que favorece el incremento de parámetros como la DBO y la DQO. Este comportamiento ha sido documentado en otros estudios, donde la reducción del caudal base compromete la disponibilidad de oxígeno disuelto y afecta la biota acuática (Vázquez-Ochoa et al., 2021).

En este contexto, los resultados obtenidos evidencian que la relación entre caudal y calidad del agua no es lineal, especialmente en sistemas fluviales urbanos no perennes. La cantidad de agua disponible no constituye por sí sola un indicador fiable del estado ecológico del sistema, ya que su calidad puede verse significativamente comprometida por fuentes de contaminación difusas y puntuales.

Por tanto, resulta fundamental avanzar hacia enfoques integrados en la determinación de caudales ecológicos, que consideren simultáneamente variables hidrológicas y fisicoquímicas. Tal como señalan Salinas-Rodríguez & Martínez Pacheco (2024), la definición de caudales ecológicos debe incorporar no solo la cantidad de agua necesaria, sino también las condiciones de calidad que permitan sostener las funciones ecológicas del sistema.

4.6. Análisis hidrogeomorfológico del río Pesquería

El IHG es una herramienta de valoración fluvial que proporciona una visión integral del estado de salud de los ríos, al permitir la identificación de presiones e impactos ambientales. Implementado inicialmente en la cuenca del Ebro (Ollero et al., 2007), este índice ha sido ampliamente aplicado en distintos cursos fluviales de la península ibérica, y en diversos países iberoamericanos (Ollero et al., 2021; Espinosa, 2022; Pirchi et al., 2023).

Teniendo en cuenta el límite de las zonas urbanas y periurbanas, la forma del valle y su topografía, el encajamiento y los límites administrativos; se subdivide el área de estudio en 6 tramos funcionales (Figura 4. 10). Se han identificado elementos de origen antrópico, como azudes y puentes, que intervienen en la continuidad del flujo y en la

morfología del río. Se realiza un levantamiento de acciones antrópicas que obstruyen la continuidad longitudinal y transversal del curso del río Pesquería (Tabla 4. 2) que pueden llegar a provocar alteraciones geomorfológicas.

Tabla 4. 2. Presiones antrópicas identificadas en el área de estudio del río Pesquería

Sectores funcionales	Identificación	Longitud (km)	Elementos de alteración de continuidad fluvial			
			Presas/Acequia	Afluentes	Puentes	Vados
Tramo 1	García U	14,27	-	Canal escurrimiento Afluente natural Efluente PTAR	8	13
Tramo 2	García PU	13,84	-	Escurrimiento urbano	6	7
Tramo 3	Mty-Esc	19,73	2	Canal Aztlán Efluente PTAR Canal de escurrimiento Efluente Manantiales	11	13
Tramo 4	Apodaca U	12,28	3	Canal escurrimiento Efluente PTAR	4	1
Tramo 5	Apodaca PU	9,98	-	Arroyo Topo Chico Efluente PTAR	2	1
Tramo 6	Pesquería	15,05	3	Desagües urbanos Efluente PTAR	6	4

* La cantidad de objetos identificados están sujetos a observaciones de los autores y revisión de bibliografía

Con base en las fichas de campo, se elaboró un concentrado de los valores utilizados para la evaluación del Índice HidroGeomorfológico (IHG). En la tabla se presentan los puntajes finales obtenidos por tramo, y posteriormente se describe el proceso de

asignación de valores, así como la justificación correspondiente para cada uno de los bloques evaluados en los diferentes tramos del río Pesquería.

Tabla 4. 3. Puntuación final del IHG.

	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3	Tramo 4	Tramo 5	Tramo 6
CSF	4	6	0	2	2	2
	6	6	3	3	4	3
	5	6	2	5	6	4
CC	7	7	3	7	7	10
	7	7	4	5	9	5
	8	9	0	5	7	6
CR	6	7	2	4	8	7
	4	6	1	4	8	8
	5	7	2	3	7	6

4.6.1. Tramo 1 “García U”

Calidad funcional del sistema fluvial

Como se analizó anteriormente, de forma general, el curso del río Pesquería en su paso por el AMM se considera como un régimen alterado. Para este tramo funcional en específico, en su paso por la zona urbana del municipio García, se ha alterado el escurrimiento natural por la propia urbanización, se cuenta con el efluente de la PTAR García que vierte al río, además de varios puentes y vados (-6). La presencia de estos elementos identificados, sobre todo los 13 vados y obstrucciones identificados limitan la movilidad de los sedimentos la cual es también una de las funciones básicas de un sistema fluvial. Cauces afluentes secundarios fueron encausados debido a la urbanización (-4). Estas vías de comunicación y abundantes obstáculos afectan también los procesos hidrogeomorfológicos de desbordamiento e inundación de los flujos de crecidas. Además, la presencia de la impermeabilización del territorio por la urbanización en parte de los terrenos aledaños a la llanura de inundación afecta su funcionamiento natural (-5).

Calidad del cauce

La expansión del municipio García a la margen del río Pesquería implicó el estrechamiento de su cauce funcional; además de la compactación y nivelación de las orillas para las construcciones y las defensas en vistas de protección de la nueva inversión (-3). La presencia de los vados, puentes y de un azud en el cauce principal y otro en un cauce secundario rompen la continuidad longitudinal del cauce, teniendo un total de 21 estructuras en menos de 15 km de longitud (-3). A pesar de no encontrarse grandes obras de protección, y que el ordenamiento territorial respeto parte de la orilla del río, en ciertos puntos si se observa desnaturalización que impiden una movilidad lateral total y natural del sistema fluvial, observándose procesos de sedimentación en islas dentro de tramos trezados del cauce (-2).

Calidad de las riberas

El bosque de ribera para este tramo, por las características semidesérticas del territorio es bastante pobre y espaciada. A pesar de ello, en ciertas zonas, producto de las nuevas construcciones se presencia la perdida de parte del corredor ribereño (-4). Igualmente sucede con la anchura potencial de este, el cual se ve limitado tanto por cuestiones antrópicas como climáticas (-6). Se evidencian ciertas alteraciones leves en la estructura y la naturalidad del corredor ribereño, así como en su conectividad transversal; siendo las infraestructuras longitudinales a la margen, como carreteras y caminos los más frecuentes (-5).

4.6.2. Tramo 2 “García PU”

Calidad funcional del sistema fluvial

A pesar de presentar un régimen alterado, se presencia urbanización aledaña alterando el patrón de escurrimiento natural, además de varios puentes, vados y un afluente encausado (-4). Se observaron varias estructuras que limitan la movilidad de los sedimentos, cauces secundarios encausados (-4). Estas vías de comunicación y abundantes obstáculos afectan también los procesos hidrogeomorfológicos de

desbordamiento e inundación de los flujos de crecidas. Presencia de algunas defensas, terreno urbano impermeabilizado y sobrelevado (-4).

Calidad del cauce

Se observan pequeños retranqueos de márgenes, compactación y elevación de las orillas para la urbanización (-3). Presencia de vados, puentes rompen la continuidad longitudinal del cauce, teniendo un total de 13 estructuras en menos de 13 km de longitud (-3). A pesar de no encontrarse grandes obras de protección, y que el ordenamiento territorial respetó parte de la orilla del río, en ciertos puntos si se observa desnaturalización que impiden una movilidad lateral total y natural del sistema fluvial, observándose procesos de sedimentación en islas dentro de tramos trenzados del cauce (-1).

Calidad de las riberas

Se conserva en varias zonas el boque de ribera a pesar de en algunas ocasiones ser invadido por la urbanización (-3). Igualmente sucede con la anchura potencial de este, el cual se ve limitado tanto por cuestiones antrópicas como climáticas (-4). Se evidencian ciertas alteraciones leves en la estructura y la naturalidad del corredor ribereño, así como en su conectividad transversal; siendo las infraestructuras longitudinales a la margen, como carreteras y caminos los más frecuentes (-3).

4.6.3. Tramo 3 “Mty-Esc”

Calidad funcional del sistema fluvial

A pesar de presentar un régimen alterado, se presencia urbanización en prácticamente el 100% de la margen del río, alterando el patrón de escurrimiento natural. Se encuentra canalizado uno de los mayores afluentes, además de varios puentes y vados. La PTAR Norte vierte su efluente en este tramo del río Pesquería, aportando una gran suma de caudal, quedando registrado en la estación hidrométrica aguas abajo (-10). Se observaron varias estructuras que limitan la movilidad de los

sedimentos, resaltando los vados de escombros y de llantas. Dos antiguas presas de acequias y los afluentes que desembocan también sufren alteraciones por factores antrópicos (-7). A pesar de no encontrar grandes obras de defensa, los propios asentamientos de personas sobre la margen y la llanura de inundación limitan su funcionalidad natural (-8).

Calidad del cauce

La expansión del AMM en este tramo funcional ha sido de forma desorganizada, fundamentalmente por personas de bajos recursos y asentándose en la margen del río Pesquería. Se han evidenciado el estrechamiento de su cauce funcional por acumulación y compactación de grandes depósitos de basura, así como del propio asentamiento de las personas sobre estas grandes terrazas formadas (-7). La presencia de los vados, puentes y de un azud en el cauce principal y otro en un cauce secundario rompen la continuidad longitudinal del cauce, teniendo un total de 26 estructuras en menos de 20 km de longitud (-6). A pesar de no encontrarse grandes obras de protección o canalización del río, el cauce presenta en casi la totalidad de su longitud infraestructura antrópica. Grandes montañas de escombros y basura en la margen modifican la morfología natural del sistema, así como un desequilibrio entre la margen erosiva y la sedimentaria (-10).

Calidad de las riberas

El bosque de ribera para este tramo se ve muy afectado por la propia urbanización, tanto en la margen inferior, bien consolidada, como en la margen superior, muy desorganizada quedando eliminada casi en su totalidad y de forma permanente (-8). Igualmente sucede con la anchura potencial de este, el cual se ve limitado (-9). Las alteraciones antrópicas son importantes y se extienden en más del 50% de la superficie de ribera. Se evidencia cierta presencia de especies invasoras y estructuras lineales a la margen, como carreteras y caminos los más frecuentes (-8).

4.6.4. Tramo 4 “Apodaca U”

Calidad funcional del sistema fluvial

A pesar de presentar un régimen alterado, se presencia urbanización en más del 50% de la superficie de escurrimiento. Un afluente menor está canalizado utilizado como canal de escurrimiento urbano y 3 derivaciones de acequias antiguas utilizadas para el riego de la zona. Aguas arriba del sector funcional se encuentra la PTAR Norte con un caudal efluente importante, además de encontrarse la PTAR Santa Rosa dentro del sector (-8). Se encuentran varias estructuras que limitan la movilidad de los sedimentos, resaltando puentes y 3 antiguas presas de acequias limitando también la desconexión con el valle (-7). La llanura de inundación se ve limitada por la propia urbanización y defensas en protección de viviendas y zonas industriales, además de presentar varios obstáculos, aunque se presenten menos de 1 por cada km evaluado (-5).

Calidad del cauce

Se presentan cambios leves en algunos sectores producto de las estructuras y compactación de márgenes (-3). A lo largo del sector funcional, las 3 presas de las acequias embalsan más del 50% de la longitud del sector, aunque hay menos de 1 estructura por km (-5). Gran parte del sector presenta estructuras que limitan la movilidad lateral y disminuye la naturalidad de las márgenes, encontrándose algunos elementos no naturales (-5).

Calidad de las riberas

El bosque de ribera para este tramo se ve afectado por la propia urbanización en gran parte de su longitud de forma permanente (-6). Igualmente sucede con la anchura potencial de este, el cual se ve limitado, tanto por urbanización como por las acequias, estando en algunos lograres eliminado de forma permanente (-6). Las alteraciones antrópicas son importantes y se extienden en más del 50% de la superficie de ribera. Se evidencia cierta presencia de especies invasoras y estructuras lineales a la margen, como carreteras, caminos y las propias acequias (-7).

4.6.5. Tramo 5 “Apodaca PU”

Calidad funcional del sistema fluvial

La PTAR Noreste vierte su efluente al río además de encontrarse aguas arriba otras 3, varias acequias con derivaciones de caudal. Además, el arroyo Topo Chico, es uno de los efluentes más importantes y de mayor longitud (~ 22 km) que atraviesa el AMM y se encuentra prácticamente canalizado en su totalidad (-8). En los sectores superiores se cuenta con varias estructuras que limitan la llegada de sedimentos además de la canalización de su afluente principal y la desconexión con el valle (-6). Los obstáculos transversales no son abundantes, aunque si se presenta elevación y compactación en varios puntos afectando la llanura de inundación (-4).

Calidad del cauce

Se observan pequeños retranqueos de márgenes, compactación y elevación de las orillas como defensa (-3). Presencia de pocas estructuras (3) que rompen la continuidad longitudinal del cauce. Se mantiene una buena continuidad y naturalidad del lecho (-1). Poca presencia de infraestructuras que rompen la naturalidad de las márgenes (-3).

Calidad de las riberas

Poca ruptura del bosque de ribera con discontinuidades permanentes (-2) y poca variación de su anchura potencial (-2). Pocas presiones antrópicas en las riberas, manteniendo su estructura y la naturalidad (-3).

4.6.6. Tramo 6 “Pesquería PU”

Calidad funcional del sistema fluvial

Al ser el tramo funcional final de evaluación, aguas abajo de la cuenca, su régimen de caudal recoge las alteraciones aguas arriba de este, como la presencia de 2 PTAR, los desagües urbanos y canalizaciones, modificando la naturalidad del régimen y al

ser territorio agrícola, cuenta con 3 presas para acequias y desvió de caudal (-8). Estas actuaciones también influyen en la movilidad y llegada de sedimentos además de las 9 infraestructuras presentes en el propio tramo (-7). La llanura de inundación también se ve afectada tanto por estos elementos transversales como longitudinales, además del uso de suelo como territorio agrícola (-6).

Calidad del cauce

No se observan alteraciones significativas en el trazado del cauce ni de la morfología en planta. Varios puentes, azudes y presas de acequias que interrumpen la continuidad y naturalidad de procesos longitudinales (-5). Gran parte del sector presenta estructuras que limitan la movilidad lateral y disminuye la naturalidad de las márgenes, fundamentalmente las acequias (-4).

Calidad de las riberas

La calidad de las riberas se ve afectada principalmente por las acequias y caminos en las márgenes, aunque no son tan notables sus discontinuidades (-3). Igualmente limitan de manera parcial la anchura del corredor (-2). Su estructura y conectividad transversal presenta alteraciones leves por las presiones antrópicas, no extendiéndose más allá de 50% de la longitud de este (-4).

4.6.7. Evaluación del IHG en el río Pesquería.

Los resultados resumidos en la Figura 4. 10 muestran la evaluación del cauce funcional y el corredor ribereño una escala de colores representativas de la calidad hidrogeomorfológica en los tramos evaluados para 2024. Esta evaluación parte de un primer bloque en la base reflejando la calidad funcional del sistema fluvial, seguido de un segundo bloque evaluador de la calidad del cauce, finalizando por el tercer bloque con la calidad de las riberas. Todos en su conjunto proyectan la calidad global del Índice Hidrogeomorfológico del sistema en evaluación, mostrado en la parte superior

de la Figura 4. 10. De esta manera se proporciona una representación visual legible, dirigida a un público general y concisa de la salud del sistema fluvial.

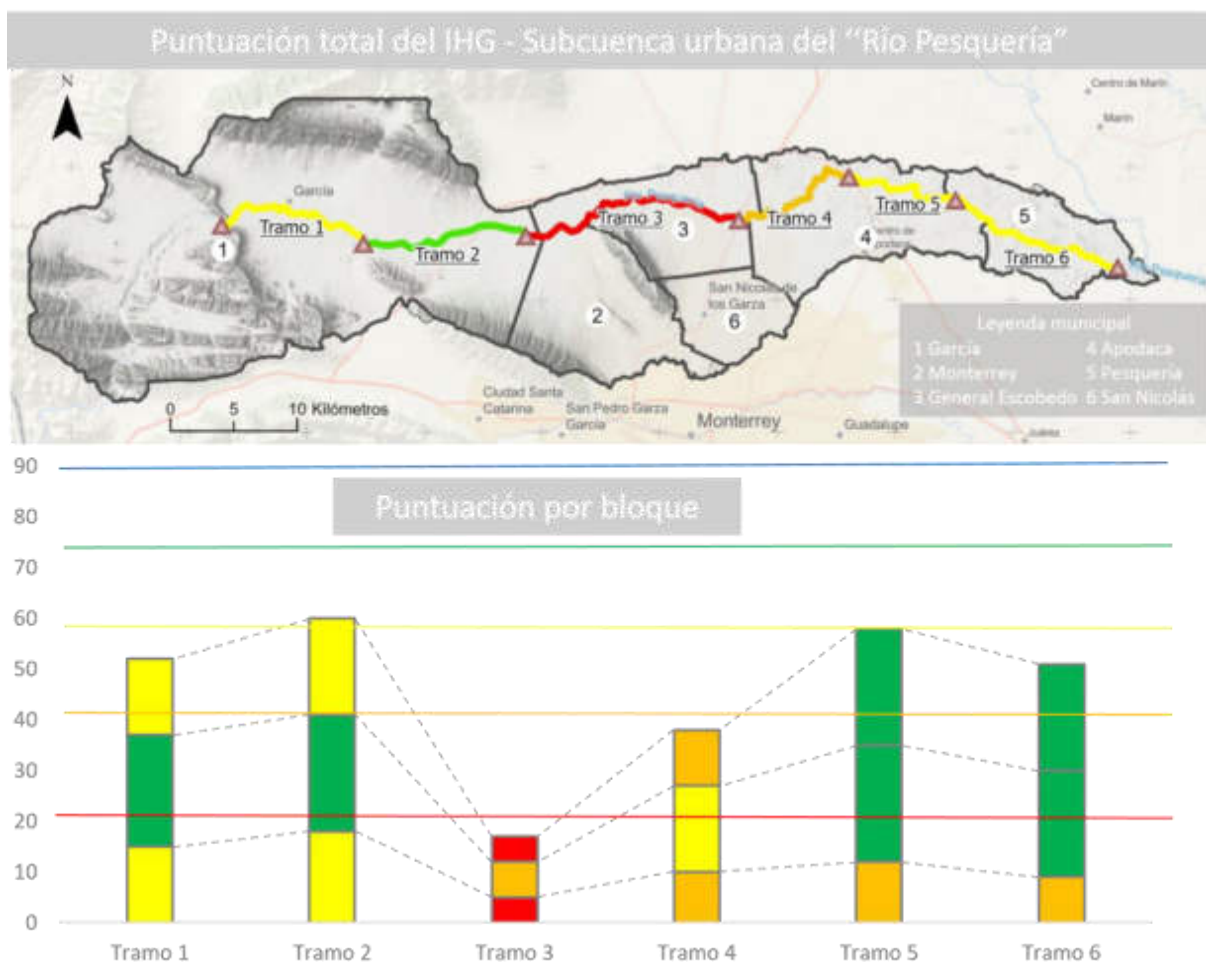


Figura 4. 10. Resultados de la aplicación del IHG en la subcuenca urbana del río Pesquería en los 6 tramos funcionales de evaluación.

De forma general destaca la Buena calidad del Tramo 2, en la zona periurbana del municipio García, pues es una zona poco urbanizada y donde se conserva bastante bien las zonas ribereñas, careciendo de impactos antrópicos. Entrando al Tramo 3 Mty-Esc marca una pauta con una clasificación de Muy Mala, por la fuerte urbanización y las presiones sobre la margen, el lecho y la zona ribereña. Según avanza el sistema fluvial, se comienza a recuperar elevando su calidad hasta moderada, siendo las presas de las acequias para el riego, característico de la región, las que tienen el mayor impacto. Como se puede observar no se presentan tramos que alcancen la máxima puntuación de Muy Buena calidad.

4.7. Integración espacial de la calidad ecológica

A partir de la normalización y reclasificación de los indicadores ambientales descritos en el Capítulo 3, se realizó la integración espacial mediante técnicas de superposición en SIG, obteniendo un índice sintético de estado ecológico (IEE) para la subcuenca urbana del río Pesquería a nivel de pixel (30m).

La Figura 4. 11 muestra la distribución espacial del IEE, representada en cinco categorías (Muy buena, Buena, Media, Mala y Muy mala), con el objetivo de facilitar su interpretación y análisis territorial. Aunque las evaluaciones por tramo ofrecen una visión general del comportamiento del río, el análisis a 30 m de resolución permite diferenciar sectores específicos dentro de cada tramo, lo que resulta especialmente útil para reconocer zonas prioritarias de intervención, conservación o restauración ambiental.

Debido a la longitud del río y a la escala del análisis, los resultados se presentan desagregados en tres sectores funcionales: cuenca alta, cuenca media y cuenca baja, lo que permite visualizar con mayor detalle la variabilidad espacial del sistema fluvial. Los valores obtenidos del índice integradño oscilaron entre 1 y 4.25. Para facilitar su interpretación cartográfica, el ráster final fue reclasificado en cinco categorías mediante intervalos iguales dentro del rango observado, correspondientes a: Muy mala, Mala, Media, Buena y Muy buena calidad ecológica.

En términos generales, los resultados evidencian una marcada heterogeneidad espacial en la calidad ecológica del río Pesquería, asociada principalmente al grado de intervención antrópica y al contexto territorial de cada tramo. En la cuenca alta, predominan condiciones clasificadas como “Media” y “Buena”, lo que sugiere un sistema relativamente menos alterado, donde aún persisten elementos de funcionalidad ecológica, asociados a una menor presión urbana y a una mayor presencia de cobertura vegetal. Este comportamiento coincide con lo reportado en estudios de análisis territorial que destacan la relación entre cobertura vegetal y estabilidad ecológica en cuencas hidrográficas, donde valores más altos de NDVI

suelen asociarse con mejores condiciones ambientales y menor grado de degradación del ecosistema (Badapalli et al., 2026).

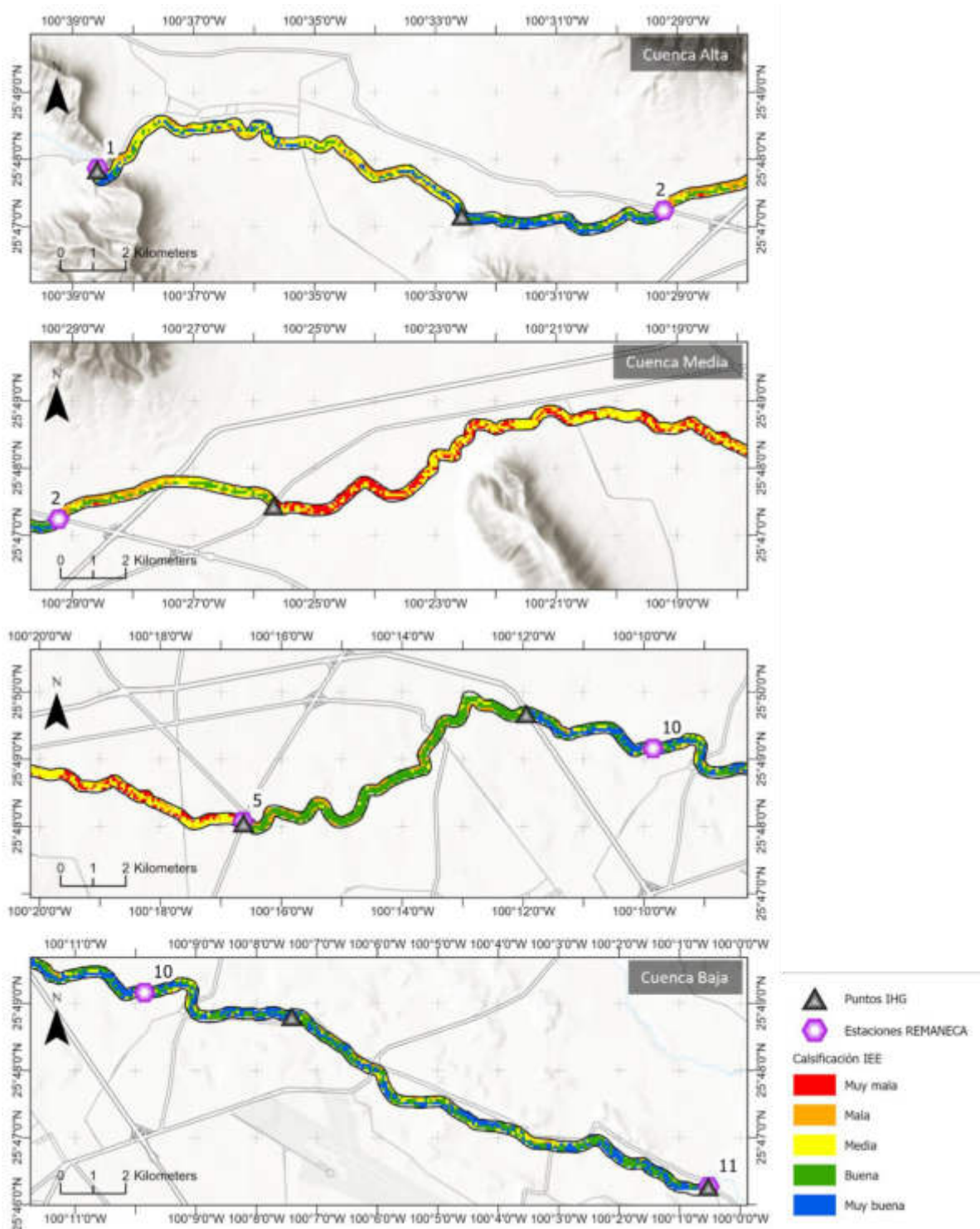


Figura 4. 11. Distribución espacial del Índice de Estado Ecológico (IEE) obtenido mediante PR-SIG-MDCM para la subcuenca urbana del río Pesquería.

En contraste, la cuenca media presenta una clara concentración de tramos clasificados como “Mala” y “Muy mala”, coincidiendo con las zonas de mayor urbanización dentro del Área Metropolitana de Monterrey. Este patrón refleja la influencia de la expansión urbana sobre el funcionamiento ecológico del sistema fluvial, particularmente debido a la impermeabilización del suelo, la reducción de la vegetación ribereña y la modificación de la dinámica hidrológica natural. Diversos estudios han señalado que los cambios en el uso del suelo asociados al crecimiento urbano generan alteraciones significativas en los procesos ecológicos, afectando la infiltración, el balance hídrico y la conectividad ecológica de las cuencas (Choukri et al., 2026)

La concentración de valores bajos del índice integrado en este sector también sugiere una relación directa entre la intensidad de la presión antrópica y el deterioro del estado ecológico del río. La pérdida de continuidad del corredor ribereño, junto con la modificación de la morfología del cauce y la presencia de infraestructuras lineales, contribuyen a reducir la resiliencia ecológica del sistema fluvial y su capacidad para mantener procesos geomorfológicos y ecológicos esenciales.

Por su parte, en la cuenca baja se observa una ligera recuperación de las condiciones ecológicas, con predominio de categorías “Media” y “Buena”, aunque aún persisten sectores con condiciones desfavorables. Esta mejora relativa puede estar asociada a una menor intensidad de la presión urbana directa y a la presencia de usos del suelo menos intensivos, como áreas agrícolas, que permiten cierto grado de recuperación de los procesos ecológicos.

La distribución espacial del IEE muestra coherencia con los resultados obtenidos en los análisis individuales de NDVI, cobertura del suelo, calidad del agua e índice hidrogeomorfológico, evidenciando la interdependencia entre estos componentes ambientales. La integración multicriterio permitió sintetizar la complejidad del sistema fluvial en una representación espacial única, facilitando la identificación de patrones territoriales de degradación y de sectores con mayor potencial de conservación ecológica. Este tipo de enfoques ha demostrado ser especialmente útil en estudios ambientales complejos, al permitir integrar múltiples variables espaciales en un marco

común de análisis, contribuyendo a mejorar la comprensión de los procesos de degradación ambiental y a orientar la toma de decisiones en planificación territorial (Baghkhanipour et al., 2026)

En conjunto, la integración multicriterio permitió identificar espacialmente las zonas críticas del sistema fluvial, así como aquellos sectores con mayor potencial de conservación o recuperación. Estos resultados constituyen una base sólida para la priorización de acciones de restauración ecológica y para la toma de decisiones en la gestión integral de la cuenca, evidenciando la utilidad del enfoque PR-SIG-MDCM aplicado en esta investigación. Los resultados obtenidos evidencian la complejidad del sistema fluvial del río Pesquería, donde los procesos hidrológicos, la calidad del agua, la cobertura del suelo y la dinámica geomorfológica interactúan de manera directa. La integración multicriterio permitió sintetizar esta complejidad en un enfoque espacial, identificando patrones claros de degradación asociados a la urbanización, así como sectores con potencial de recuperación ecológica.

4.8. Propuesta de acciones para la mejora ambiental

La restauración de ecosistemas fluviales urbanos ha adquirido creciente importancia frente al desarrollo urbano y el cambio climático. Sin embargo en estos ríos altamente transformados es necesario distinguir entre restauración ecológica, rehabilitación funcional o acciones de mejora ambiental. La restauración auténtica busca recuperar la dinámica natural del río, sus funciones ecológicas y su capacidad de autosostenerse. Aunque el retorno a un estado prístino no es posible debido a las transformaciones acumuladas, la rehabilitación ecológica ofrece una vía viable para mejorar las condiciones ambientales y funcionales de los ríos urbanos.

Diversos casos recientes de ríos urbanos muestran que las propuestas de recuperación deben abordarse desde una perspectiva integral, combinando acciones físicas sobre el cauce y las riberas, mejora de la calidad del agua, recuperación de conectividad ecológica, participación social y seguimiento institucional (Zamora et al., 2017; Hack, J. 2021). Las soluciones basadas en la naturaleza representan una

alternativa relevante para intervenir tanto dentro del corredor fluvial como a escala de cuenca, mediante acciones orientadas a mejorar la conectividad, reducir la escorrentía superficial, favorecer la infiltración y recuperar funciones ecológicas en cauces y riberas (Walsh et al., 2005; Vörösmarty et al., 2010; Haase, 2015; Collentine & Futter, 2018).

La propuesta para el río Pesquería se plantea como una estrategia de mejora ambiental y rehabilitación funcional, sustentada en los resultados obtenidos mediante los indicadores analizados en esta investigación. Para ello, se plantean intervenciones de carácter físico, ecológico, hidrológico, social e institucional, organizadas en diez líneas de acción específicas.

4.8.1. Criterios de priorización de las acciones

La priorización de las acciones de mejora ambiental para el río Pesquería se realizó a partir de la integración de los principales indicadores evaluados en esta investigación. La lectura conjunta de estos indicadores permitió identificar los sectores donde coinciden mayores niveles de deterioro ambiental, pérdida de funcionalidad fluvial y presión antrópica, así como aquellos donde las acciones de rehabilitación podrían generar mayores beneficios ecológicos, hidráulicos y sociales.

La propuesta se orienta principalmente hacia los tramos funcionales 3, 4, 5 y 6 del río Pesquería (IHG), por ser los sectores con mayor deterioro relativo dentro del sistema evaluado. Las acciones propuestas se plantean como una estrategia gradual de mejora ambiental y rehabilitación funcional, orientada a recuperar procesos ecológicos prioritarios, reducir condiciones de riesgo y fortalecer la relación entre el río y su entorno urbano.

Esta propuesta se vincula con el proyecto PRONAI-2024-35 GIRRIO, “Estrategia de resiliencia hídrica con enfoque socioambiental para la gestión integral de riesgos por inundaciones de los ríos urbanos en el estado de Nuevo León”, desarrollado por el Instituto de Ingeniería Civil de la UANL. GIRRIO representa una plataforma de

continuidad para varias de las acciones aquí propuestas, particularmente aquellas relacionadas con el levantamiento de información geoespacial, la identificación de problemáticas en campo, la evaluación del riesgo por inundación, la participación social y la construcción de estrategias de gestión integral para los ríos urbanos de Nuevo León.

4.8.2. Líneas de acción propuestas

1. Retirada de obras de fábrica, muros, vados y acequias

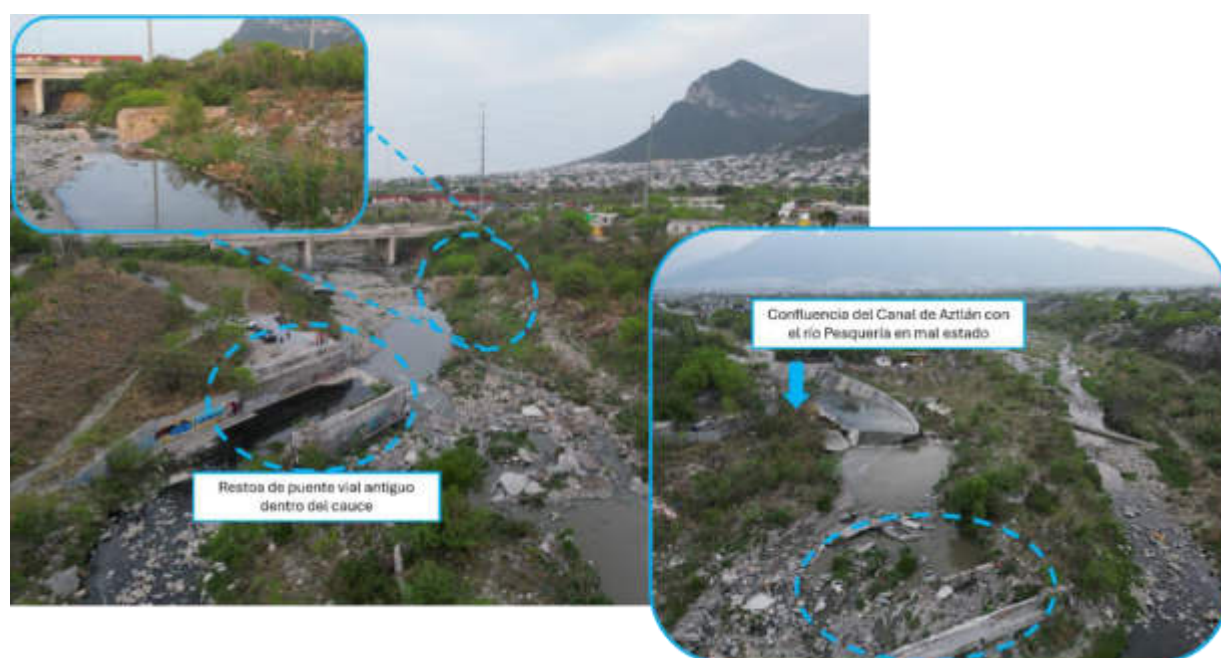


Figura 4. 12. Confluencia del Canal de Aztlán con el río Pesquería en mal estado, pilares de antiguos puentes viales y restos de obras de fábrica sin utilidad ni valor patrimonial.

Fuente: Elaboración propia con imágenes de vuelo de dron por parte del Departamento de Geomática, del Instituto de Ingeniería Civil.

A lo largo del río Pesquería, en su paso por el Área Metropolitana de Monterrey se identifican diversas obras de fábrica, vados, acequias, antiguos muros y elementos estructurales sin aparente valor patrimonial (Figura 4. 12). Estos elementos limitan la dinámica lateral del río, la continuidad longitudinal y transversal del corredor fluvial, la regeneración de la vegetación ribereña y la accesibilidad al cauce (Figura 4. 13 y Figura 4. 14). A partir del análisis de imágenes satelitales y recorridos de campo, se

identifican 19 puntos clave donde estos elementos deberán ser evaluados (Figura 4. 15). Se proponen dos niveles de actuación según el tipo de estructura y su condición actual: retirada total o valoración y restauración.



Figura 4. 13. Modificación del cauce natural por muros de defensa próximos al puente de la Carretera Monterrey – Nuevo Laredo.

Fuente: Elaboración propia con imágenes de Google Earth y Street View.



Figura 4. 14. Presencia de varias acequias en mal estado en el tramo 6.

Fuente: Elaboración propia con imágenes de Google Earth y Street View.

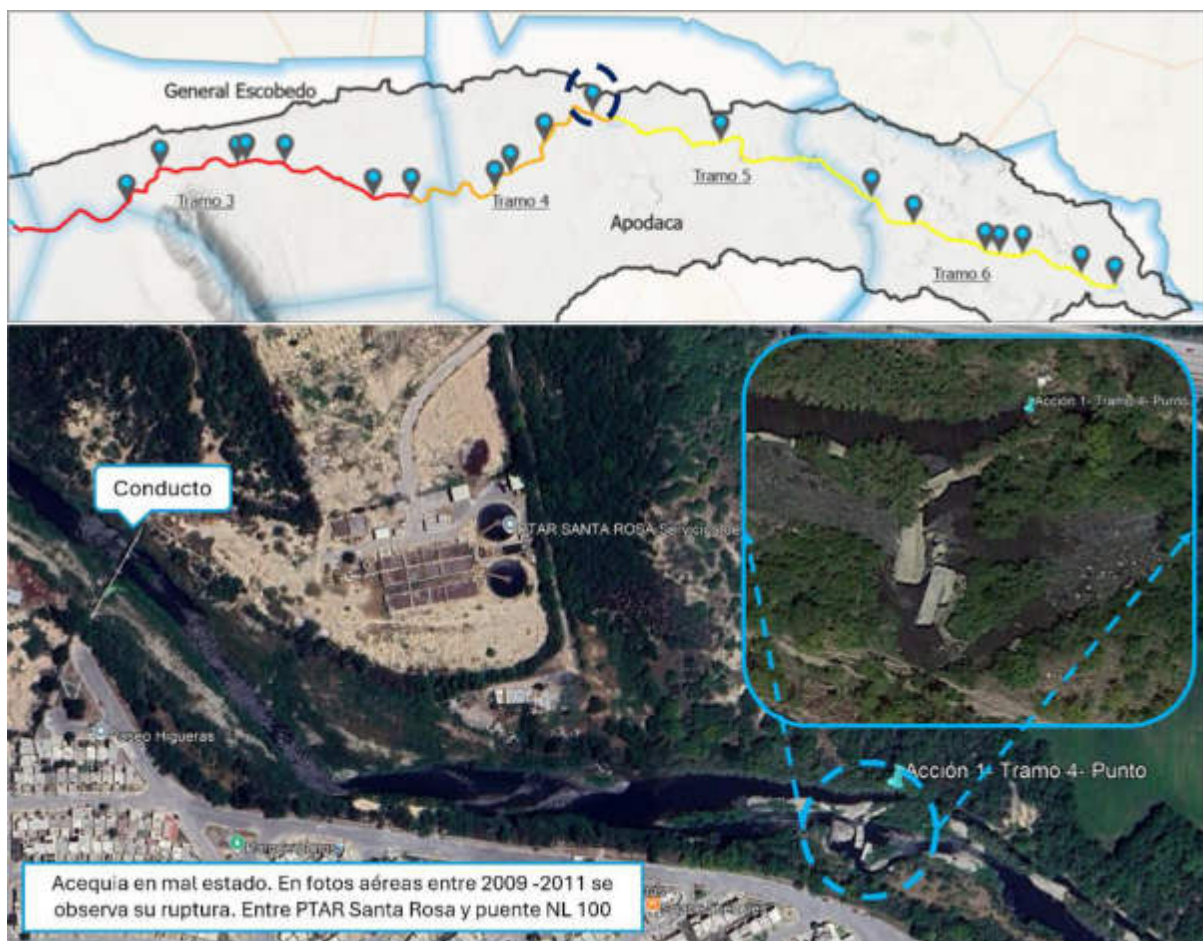


Figura 4. 15. Ubicación de 19 puntos con elementos que intervienen en la funcionalidad del sistema fluvial. Detalle del punto 11 con acequia en mal estado.

Fuente: Elaboración propia con imágenes de Google Earth.

2. Retirada de rellenos y materiales antrópicos en el entorno del cauce

Los tramos evaluados presentan una acumulación significativa de residuos sólidos, escombros y material de relleno asociado a vertederos clandestinos y disposición inadecuada de residuos urbanos. Uno de los puntos más críticos se encuentra en el tramo 3, en el límite entre Monterrey y General Escobedo, donde se ha identificado una acumulación masiva de desechos domésticos y escombros que modifican el cauce, afectan la calidad del agua y deterioran la biodiversidad local.

Perfiles de elevación generados a partir de nubes de puntos LiDAR muestran montículos de residuos con alturas que varían entre 6.2 y 8.6 metros, lo que evidencia la magnitud del problema. Además del impacto ambiental, esta acumulación de

desechos afecta la salud de la población que habita en asentamientos regulares e irregulares sobre estos depósitos de basura. El proyecto Río Vive, desarrollado por el gobierno estatal, CONAGUA, los municipios de Monterrey y General Escobedo y la asociación civil Segura, han implementado acciones de limpieza y desazolve del cauce (Figura 4. 16). Sin embargo, se identifican otros puntos con problemáticas similares, por lo que resulta necesario ampliar el alcance de las acciones (Figura 4. 17).

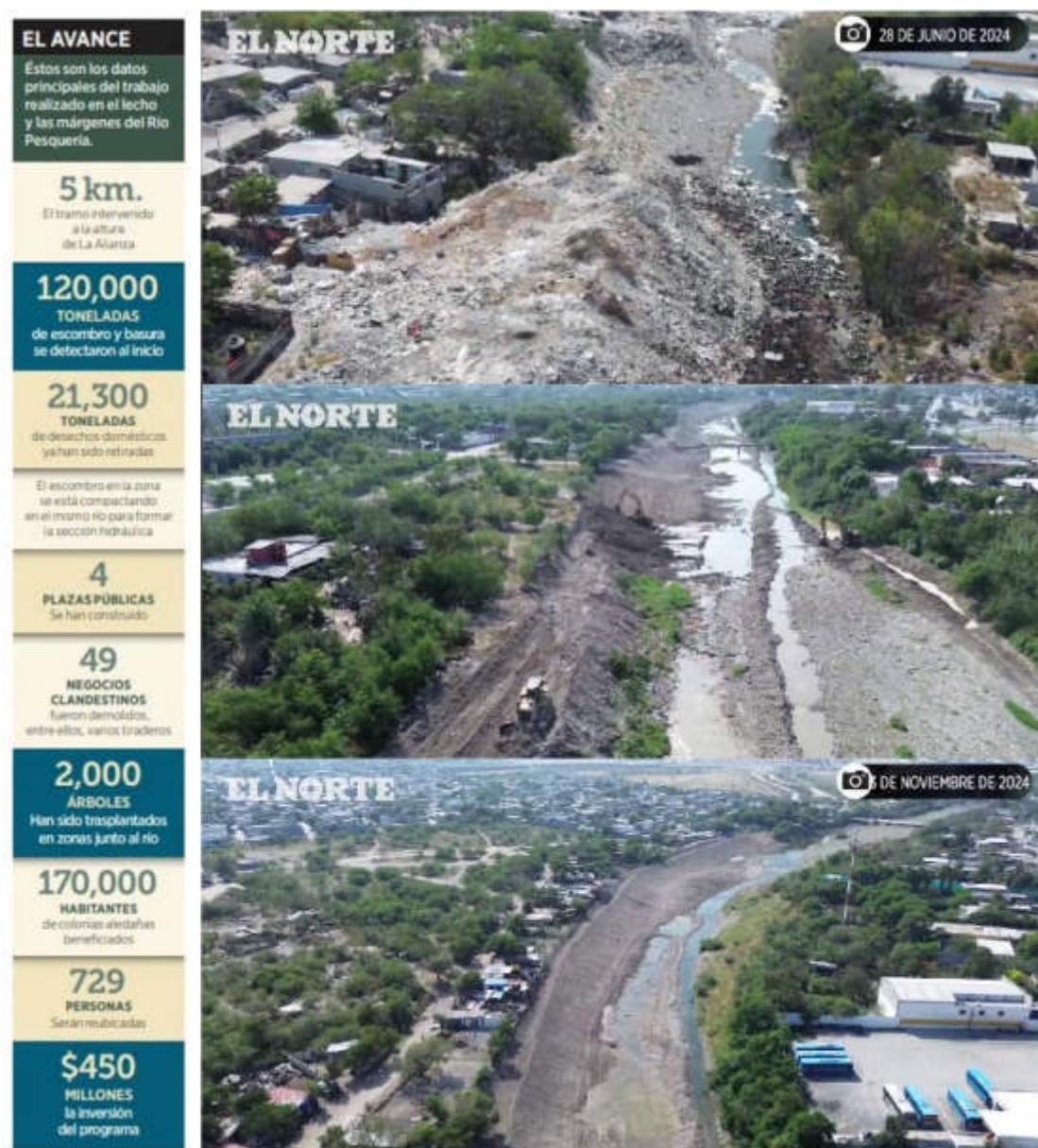


Figura 4. 16. Avances del proyecto Río Vive entre Monterrey y General Escobedo.
Fuente: <https://www.elnorte.com/cambian-rostro-al-rio-pesqueria/ar2906843> Visitado el 14 de noviembre de 2024.



Figura 4. 17. Montículos en la cuenca baja a la altura del tramo 6 en el municipio Pesquería; entre puente de la calle Mariano Matamoros y puente de la C45.

Fuente: Elaboración propia con imágenes de Google Earth y Streer View.

Una vez retirados los materiales de relleno, tanto antrópicos como naturales, será necesario realizar, en algunos casos, el reperfilado de taludes para ajustar la morfología del cauce a una sección hidráulica más funcional. Posteriormente, se recomienda aplicar suelo fértil previamente resguardado o incorporado de forma controlada, con el fin de facilitar el establecimiento y regeneración de la vegetación ribereña.

Estas intervenciones pueden clasificarse en dos tipos: áreas de ampliación del cauce, donde se requieren movimientos de tierra de mayor escala, y zonas de restauración vegetal, donde la eliminación de rellenos permitiría recuperar espacios de transición entre la ciudad y el bosque de ribera. La nueva configuración del cauce favorecería la formación de depósitos laterales, barras e islas, propiciando el establecimiento de especies vegetales características de ecosistemas ribereños y contribuyendo a mejorar la disipación de energía durante eventos de crecida.

3. Recuperación del espacio fluvial

La expansión urbana sobre las planicies de inundación del río Pesquería ha incrementado la exposición de la población ante eventos hidrometeorológicos extremos y ha reducido la capacidad del sistema fluvial para funcionar como espacio de regulación hidráulica. Se identifican asentamientos dentro de la planicie de inundación utilizando Open Buildings de Google, imágenes satelitales de alta resolución y modelos de aprendizaje profundo.

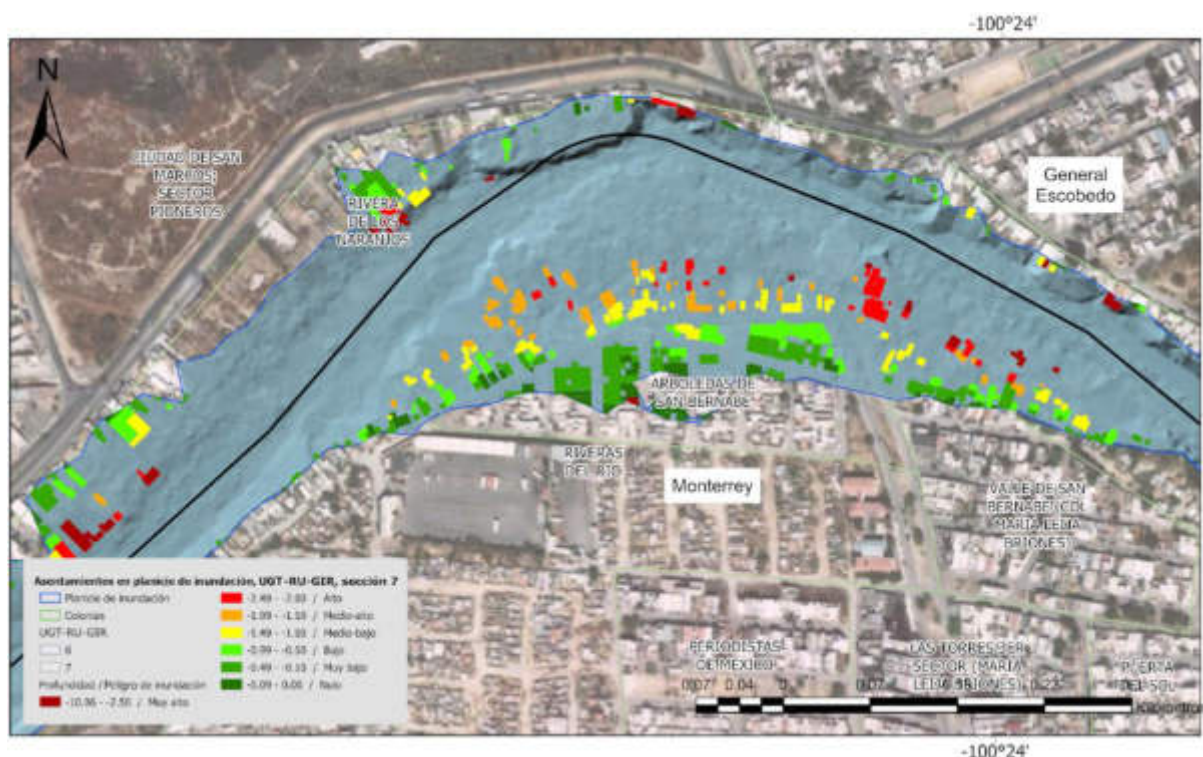


Figura 4. 18. Sección identificada con asentamientos de mayor exposición al riesgo ante inundaciones en los municipios de Monterrey y General Escobedo.

Fuente: Elaboración con información proporcionada por el Departamento de Geomática del Instituto de Ingeniería Civil.

De acuerdo con los resultados obtenidos, se identifican viviendas localizadas en zonas con tirantes de inundación superiores a un metro, algunas de ellas expuestas a profundidades muy elevadas durante eventos asociados a periodos de retorno extremos. Estas condiciones hacen evidente la necesidad de recuperar el espacio fluvial no solo como una medida ambiental, sino también como acción prioritaria de reducción del riesgo. Se recomienda atender de forma prioritaria las viviendas

ubicadas en zonas de peligro muy alto, entre los municipios de Monterrey y General Escobedo, donde las profundidades de inundación superan los 2.5 m y, en algunos casos, pueden alcanzar valores mayores (Figura 4. 18).

La recuperación del espacio fluvial deberá realizarse mediante una estrategia gradual, coordinada y socialmente responsable, que considere la reubicación segura de la población expuesta, el cumplimiento de la normativa vigente en materia de zona federal y planicies de inundación, y la restauración ecológica de los espacios liberados. Esta acción permitiría mejorar la funcionalidad hidráulica del río, reducir la vulnerabilidad de las comunidades, recuperar áreas de amortiguamiento y avanzar hacia una gestión territorial más compatible con la dinámica natural del sistema fluvial.

4. Restauración de la vegetación ribereña y control de especies invasoras

El bosque de ribera del río Pesquería presenta un elevado grado de alteración debido a la disminución de la cobertura de especies autóctonas y la proliferación de especies exóticas invasoras. Estas últimas representan una amenaza para la biodiversidad, ya que desplazan a las especies nativas mediante mecanismos como la competencia por recursos, la alteración del hábitat, la hibridación y la propagación de enfermedades. Además, su presencia afecta la estabilidad del suelo y modifica la dinámica hidrológica del cauce, incrementando la vulnerabilidad del ecosistema.

Para atender esta problemática, se propone implementar acciones de control de especies invasoras y revegetación con especies nativas, con el fin de mejorar la composición del bosque de ribera. Como paso inicial, se analizaron datos de la plataforma iNaturalist así como el inventario realizado por Castro-López (2018). No obstante, para orientar intervenciones más precisas será necesario elaborar una cartografía detallada de la vegetación ribereña, que permita identificar la ubicación, distribución y abundancia de especies invasoras y nativas a lo largo del río.

Entre las especies invasoras con mayor presencia en la zona ribereña se encuentran *Ricinus communis* (Higuerilla), *Arundo donax* (Caña común), *Tamarix aphylla* (Taray), *Cyperus alternifolius* (Papiro), *Typha latifolia* (Tule), *Chaptalia nutans* (Chaptalia) y

Nicotiana glauca (Tabaco moruno). Por otro lado, se identificaron especies nativas que pueden emplearse en los programas de revegetación, tales como *Acacia farnesiana* (Huizache), *Prosopis glandulosa* (Mezquite), *Salix nigra* (Sauce negro) y *Cercidium texanum* (Palo verde).



Figura 4. 19. Presencia de especies invasoras en el Tramo 2.

Elaboración propia con imágenes de vuelos de dron por parte del Departamento de Geométrica del Instituto de Ingeniería Civil de la UANL.

Las características biológicas de cada especie invasora requieren estrategias diferenciadas de eliminación, considerando su capacidad de rebrote y propagación. Se propone el uso de técnicas combinadas, como la extracción manual, el corte con aplicación de herbicidas selectivos en especies leñosas y el control mecánico en aquellas de rápido crecimiento. Posteriormente, la revegetación con especies nativas permitirá la recuperación de la ribera funcional, asegurando la estabilidad del ecosistema y favoreciendo la conectividad ecológica a lo largo del cauce.

5. Corredores verdes y creación y conexión con áreas naturales protegidas

En entornos fuertemente urbanizados como la Área Metropolitana de Monterrey, la conservación y restauración de corredores verdes es fundamental para recuperar la

resiliencia de los ríos urbanos. La conectividad entre áreas naturales protegidas (ANPs) y estos sistemas fluviales no solo favorece la biodiversidad, sino que también mejora la calidad del agua al permitir el tránsito de escurrimientos menos contaminados desde áreas naturales hacia los cauces urbanos. Estos corredores ecológicos actúan como puentes entre hábitats fragmentados, facilitando la movilidad de especies y contribuyendo a la estabilidad de los ecosistemas.

La mejora ambiental del río Pesquería representa una oportunidad para fortalecer esta conectividad ecológica en la región. Existen zonas con alto potencial para consolidarse como corredores verdes, particularmente en el municipio de García, donde el “Cerro la Mota”, la “Sierra el Fraile y San Miguel” y la “Sierra las Mitras” presentan condiciones favorables para la integración con el cauce principal y sus escurrimientos (Figura 4. 20). En sectores más densamente urbanizadas, como Monterrey y General Escobedo, la conectividad es limitada, con espacios naturales reducidos como el “Cerro del Topo Chico”.

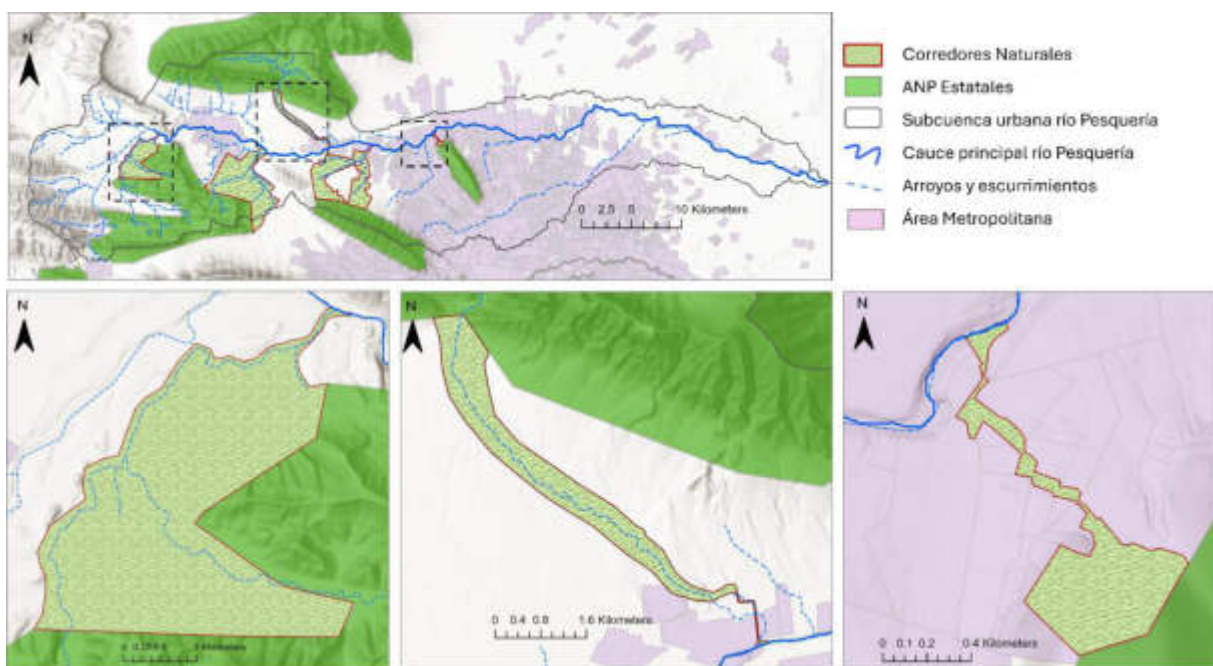


Figura 4. 20. Conectividad entre arroyos y escurrimientos con el cauce.

Fuente: Elaborado con información proporcionada por el Departamento de Geomática del Instituto de Ingeniería Civil de la UANL.

A nivel normativo, la legislación mexicana otorga cierto grado de protección a los ríos a través de la Ley de Aguas Nacionales y la Ley General de Bienes Nacionales, que establecen una zona federal de competencia de la CONAGUA. No obstante, en la práctica, la urbanización descontrolada ha rebasado estas disposiciones, generando alteraciones severas en los ecosistemas acuáticos. Para garantizar la recuperación y protección a largo plazo del río Pesquería, se propone valorar la designación del río Pesquería como Área Natural Protegida bajo la categoría de Corredor Biológico Ripario. Esta figura podría contribuir a resguardar la biodiversidad, mejorar la calidad del agua y fortalecer los servicios ecosistémicos que el río proporciona a la ciudad.

La propuesta deberá considerar la inclusión de áreas estratégicas dentro del polígono de la zona federal del río, así como zonas con vegetación existente o con potencial de revegetación. También resulta importante incorporar los pocos arroyos naturales que aún subsisten dentro de la mancha urbana, como el arroyo Potrerillos en el municipio General Escobedo.

6. Recuperación y Fortalecimiento del Monitoreo Hidrométrico y Climatológico

La mejora ambiental de una cuenca hidrográfica urbanizada requiere de información hidrometeorológica precisa y continua. Sin embargo, la pérdida de estaciones de monitoreo ha afectado la capacidad de evaluar y gestionar los recursos hídricos, sobre todo en el río Pesquería.

Se propone la rehabilitación de estaciones hidrométricas históricas, como El Canadá y La Arena, que registraron información de gasto medio diario, precipitación y temperatura durante varias décadas. Actualmente, la ausencia de estaciones activas dentro de la cuenca representa una limitante para el análisis hidrológico y para la gestión de riesgos. Por ello, se recomienda instalar al menos una nueva estación hidrométrica en un punto estratégico de la parte alta o media de la cuenca, preferentemente en un sector con menor alteración urbana, para caracterizar el régimen natural o seminatural del río antes de su ingreso a las zonas más urbanizadas.

En cuanto al monitoreo climatológico, se recomienda evaluar el estado operativo de las estaciones identificadas como activas dentro de la Red Nacional de Estaciones

Climatológicas de la CONAGUA, especialmente aquellas que no han reportado datos recientes. En caso de confirmarse su inoperatividad, deberán instalarse nuevas estaciones en sitios estratégicos que permitan mejorar la cobertura espacial de variables como precipitación, temperatura y evaporación. Esta acción deberá complementarse con un programa de mantenimiento preventivo, revisión periódica de sensores y sistematización de la información, de manera que los datos generados puedan ser utilizados para la gestión del riesgo, el monitoreo ambiental y la toma de decisiones.

7. Comunicación y divulgación comunitaria

Para garantizar el éxito de la mejora ambiental del río Pesquería es fundamental involucrar a la comunidad local mediante actividades de comunicación y divulgación. Para ello es fundamental el apoyo de los gobiernos municipales, tanto para la coordinación, realización, divulgación y seguimiento de estas actividades.

La participación de la comunidad fortalecerá la apropiación del espacio natural y fomentará un cambio de percepción sobre el río, dejando de ser visto como un vertedero y comenzando a reconocerse como un proveedor de beneficios ecológicos y sociales.

El proyecto GIRRIO constituye un antecedente reciente que han impulsado espacios de diálogo y visitas a campo en el río Pesquería. Las visitas permitieron reconocer problemáticas ambientales previamente identificadas en esta investigación, contrastar el diagnóstico técnico con la percepción de distintos actores y fortalecer la apropiación social del río como un elemento clave para la resiliencia hídrica metropolitana.

La Figura 4. 21 muestra las respuestas específicas de los habitantes del municipio General Escobedo, lo que refuerza la necesidad de implementar estrategias efectivas para mejorar la calidad ambiental del río.



Figura 4. 21. Resultados de la encuesta realizada a los vecinos del municipio General Escobedo.

Fuente: Información proporcionada por el Departamento de Geomática del Instituto de Ingeniería Civil, UANL.

Como parte de esta acción, se propone implementar talleres de sensibilización ambiental y manejo responsable de residuos en colonias y escuelas cercanas al río. Estos talleres deberán enfocarse en la prevención de la contaminación, la reducción, reutilización y reciclaje de residuos sólidos, así como en la explicación de los efectos ambientales y sociales asociados al uso del río como vertedero. También se recomienda desarrollar materiales de comunicación visual, recorridos interpretativos, campañas comunitarias y actividades de educación ambiental que expliquen la importancia del río en la regulación ambiental, la biodiversidad, la conectividad ecológica y la reducción del riesgo.

Asimismo, se propone fomentar la creación o fortalecimiento de comités comunitarios de vigilancia y gobernanza del agua, encargados de reportar problemáticas ambientales, promover jornadas de limpieza y reforestación, y facilitar la comunicación entre comunidad, academia y autoridades. Estas actividades podrían complementarse con programas de ciencia ciudadana orientados al monitoreo de biodiversidad, calidad

del agua y cambios en la condición del cauce y sus riberas. De esta manera, la comunicación y divulgación comunitaria no se limita a informar, sino que busca generar corresponsabilidad social en torno a la conservación del río.

8. Mejora del drenaje pluvial perimetral y reducción de picos de contaminación

El crecimiento urbano en la cuenca del río Pesquería ha provocado una significativa alteración en la dinámica del agua pluvial. La impermeabilización del suelo ha reducido la infiltración natural, afectando el equilibrio de los acuíferos y generando problemas como erosión, arrastre de sólidos y acumulación de contaminantes en el cauce. Esta situación provoca un deterioro marcado de la calidad del agua, especialmente durante eventos de lluvia, cuando los contaminantes acumulados en superficies urbanas son arrastrados hacia el sistema fluvial.

Para mitigar estos impactos, se propone la implementación de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) en el perímetro del cauce. Estos sistemas permitirán reducir la cantidad de escurrimientos que requieren tratamiento en las PTAR, disminuyendo costos operativos y optimizando su eficiencia. Asimismo, contribuirán a la mitigación del efecto isla de calor, ya que la vegetación incorporada en estos sistemas favorecerá la evapotranspiración y la regulación térmica.

Para asegurar la viabilidad de estas soluciones, es fundamental llevar a cabo un diagnóstico detallado del sistema de drenaje pluvial en la ciudad. Este análisis permitirá identificar los puntos de descarga directa al río y evaluar las condiciones de la infraestructura existente. La coordinación con el Servicio de Agua y Drenaje de Monterrey y los municipios involucrados será clave para definir las estrategias de intervención más adecuadas y garantizar su correcta implementación.

Entre las soluciones se propone la instalación de tanques de tormenta en puntos estratégicos, los cuales permitirán captar y almacenar temporalmente el escurrimiento urbano durante eventos de lluvia intensa, liberándolo posteriormente de manera controlada. Estos sistemas pueden integrarse con sistemas de pretratamiento, como sedimentadores y filtros, para remover sólidos y contaminantes antes de su liberación.

Otra estrategia complementaria es la incorporación de jardines de lluvia, parques hundidos y humedales artificiales en zonas clave ayudará a infiltrar el agua, reduciendo el volumen de escurrimiento y mejorando su calidad antes de que alcance el cauce.

9. Mejora de la accesibilidad al río, creación de sendas peatonales y fortalecimiento del tejido social

La integración del río Pesquería con la ciudad es fundamental para su mejora ambiental y su preservación a largo plazo. Esta condición no solo refleja un problema ambiental, sino también una ruptura en la relación entre la población y el sistema fluvial. Por ello, mejorar la accesibilidad al río representa una oportunidad para transformar su percepción social, recuperar espacios públicos de valor ambiental y fortalecer el vínculo comunitario con el territorio.

Para lograrlo, se propone la creación de sendas peatonales y ciclables en sectores estratégicos del corredor fluvial acompañadas de áreas de estancia. Estas intervenciones permitirían acercar a la población al río de manera segura y ordenada. Asimismo, la presencia cotidiana de usuarios puede contribuir a reducir la percepción de abandono, inhibir el depósito clandestino de residuos y promover una mayor vigilancia social del espacio.

Más allá de su función recreativa, esta acción busca contribuir a la mejora del tejido social en las colonias próximas al río, especialmente en aquellos sectores donde existen condiciones de marginación, deterioro urbano y baja disponibilidad de espacios públicos de calidad. La recuperación del corredor fluvial puede funcionar como un eje de encuentro comunitario y participación ciudadana, favoreciendo procesos de apropiación positiva del espacio.

La recuperación física del río debe ir acompañada de procesos de fortalecimiento comunitario, diálogo con actores locales y generación de capacidades sociales para su cuidado. De esta manera, la mejora de la accesibilidad al río Pesquería no se plantea únicamente como una intervención urbana o paisajística, sino como una

estrategia para reconstruir la relación entre el río, la ciudad y las comunidades que habitan en su entorno.

10. Seguimiento, evaluación continua y fortalecimiento institucional

La efectividad de cualquier iniciativa de mejora ambiental no solo depende de la correcta implementación de las acciones propuestas, sino también de su seguimiento continuo, la evaluación de los resultados obtenidos y la capacidad de adaptación ante nuevos desafíos. En el caso del río Pesquería, resulta fundamental evitar que las intervenciones se limiten a acciones aisladas de limpieza, revegetación o rehabilitación puntual, sin una estrategia de monitoreo y gestión adaptativa que permita verificar sus avances, corregir desviaciones y dar continuidad a los procesos iniciados.

El proyecto GIRRIO representa una plataforma de continuidad para varias de las acciones planteadas en esta tesis. Los avances generados en esta investigación y su vinculación con el proyecto permiten que el río Pesquería funcione como caso piloto para ampliar la visión hacia otros sistemas fluviales urbanos dentro del estado e incluso a nivel nacional. GIRRIO fortalece la transición entre el análisis académico, la gestión del riesgo, el monitoreo ambiental, la participación social y la articulación interinstitucional.

Como parte de esta acción, se propone establecer un programa de seguimiento técnico, ecológico y social que permita evaluar periódicamente el estado del sistema fluvial y el grado de avance de las medidas implementadas. La información generada deberá integrarse en una base geoespacial actualizable, que facilite la toma de decisiones y permita comparar los cambios ambientales a lo largo del tiempo.

Asimismo, se recomienda fortalecer la coordinación entre instituciones académicas, dependencias gubernamentales, municipios, organismos operadores del agua y actores comunitarios. En este marco, GIRRIO ha estado funcionando como un mecanismo articulador para promover convenios de colaboración, campañas de monitoreo, recorridos de verificación en campo, talleres comunitarios y estrategias de capacitación orientadas a la gestión integral de los ríos urbanos.

Capítulo 5

Capítulo 5 – Estudio complementario en el río Huerva, Zaragoza.

El desarrollo de esta tesis doctoral se realiza en el marco del convenio de colaboración entre la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) y la Universidad de Zaragoza (UZ), el cual permitió realizar una estancia de investigación en esta última institución. Durante este periodo se llevaron a cabo diversas actividades académicas y de investigación relacionadas con el estudio de los ríos urbanos, incluyendo trabajo de campo y la colaboración proyectos de restauración ecológica del río Huerva en la ciudad de Zaragoza.

La problemática de los ríos urbanos, ampliamente analizada en esta tesis para el caso del río Pesquería, también se manifiesta en el río Huerva, un curso fluvial que atraviesa la ciudad de Zaragoza y que presenta importantes alteraciones hidromorfológicas asociadas a procesos de urbanización intensiva.

5.1. Área de estudio: el río Huerva

El río Huerva es un afluente del río Ebro localizado en la margen derecha de su cuenca media, en el noreste de España. La cuenca del Huerva presenta una superficie aproximada de 1 170 km² y una longitud cercana a los 150 km desde su nacimiento en la Sierra de Cucalón, perteneciente al Sistema Ibérico, hasta su desembocadura en el río Ebro en la ciudad de Zaragoza (Figura 5. 1).

El río atraviesa diferentes unidades fisiográficas a lo largo de su recorrido, desde sectores montañosos en la Cordillera Ibérica hasta áreas de relieve más suave en la depresión del Ebro. Esta transición geomorfológica genera una notable diversidad de condiciones hidrológicas, sedimentarias y morfológicas en el sistema fluvial.

En su tramo final, el río atraviesa el área urbana de Zaragoza, donde su dinámica natural ha sido significativamente modificada por procesos de urbanización, obras hidráulicas y canalizaciones que han alterado su funcionalidad hidrogeomorfológica.

Estas transformaciones han convertido al río Huerva en un ejemplo representativo de los procesos de degradación que experimentan muchos ríos urbanos europeos.

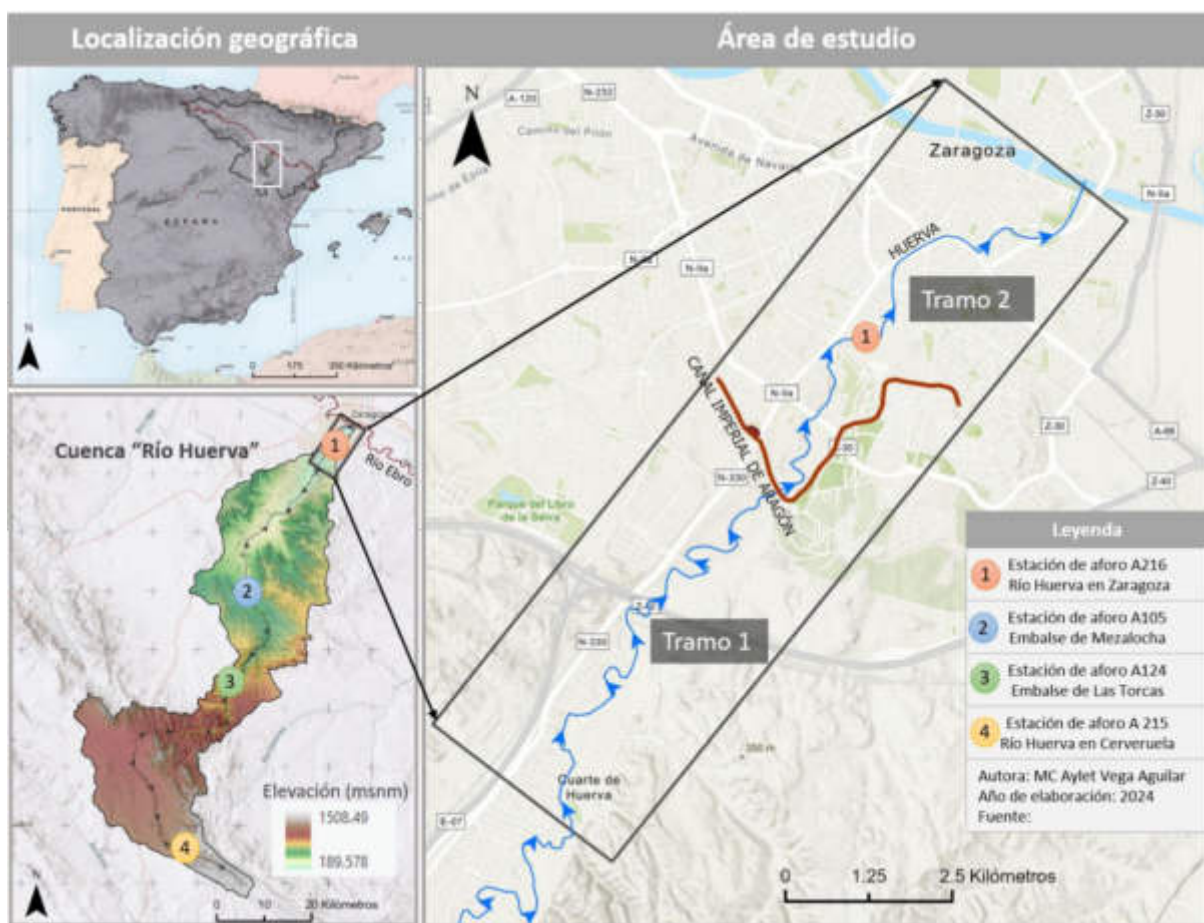


Figura 5. 1. Localización de la cuenca del Río Huerva (Cuenca del Río Ebro), España.

Elaboración propia.

5.1.1. Contexto hidrológico y climático

El régimen hidrológico del río Huerva está condicionado por el clima mediterráneo continentalizado característico del valle medio del Ebro. Esta región presenta precipitaciones relativamente escasas e irregulares, con valores medios anuales que generalmente oscilan entre 320 y 350 mm, lo que genera condiciones próximas a un clima semiárido (Pérez, 2018; Mareca , 2024).

Las precipitaciones presentan una marcada irregularidad interanual y se concentran principalmente en los meses de primavera y otoño, mientras que el verano y el invierno suelen caracterizarse por periodos secos prolongados. Esta distribución estacional de las lluvias condiciona el comportamiento hidrológico del río, favoreciendo la aparición de episodios de crecidas repentinas asociados a precipitaciones intensas.

Las temperaturas medias anuales en el área urbana de Zaragoza se sitúan en torno a los 15 °C, con veranos cálidos e inviernos fríos, lo que refleja el marcado contraste térmico propio del interior de la península ibérica (Mareca, 2024).

Desde el punto de vista hidrológico, el río Huerva presenta un caudal relativamente reducido y una elevada variabilidad estacional, lo que lo convierte en un sistema particularmente sensible tanto a las fluctuaciones climáticas como a las alteraciones antrópicas.

5.1.2. Contexto geomorfológico

Desde una perspectiva geomorfológica, el valle del río Huerva constituye un sistema fluvial que atraviesa diferentes unidades litológicas, desde materiales paleozoicos y mesozoicos en las zonas montañosas hasta sedimentos terciarios y cuaternarios en la depresión del Ebro (Salazar et al., 2000). En el tramo bajo del río, el valle se encuentra excavado en materiales miocenos compuestos principalmente por yesos, margas y arcillas, litologías relativamente blandas y fácilmente erosionables que favorecen el desarrollo de redes de drenaje densas y procesos erosivos activos (Peña et al., 2004).

Estas condiciones geológicas han contribuido a la formación de un paisaje caracterizado por barrancos tributarios, terrazas fluviales y sistemas de glacis asociados a la evolución geomorfológica del valle. La dinámica sedimentaria del sistema está influenciada tanto por los aportes laterales procedentes de las laderas como por los procesos de transporte longitudinal del propio río (Yetano, 1976).

En el entorno urbano de Zaragoza, la morfología natural del cauce ha sido modificada por la construcción de infraestructuras hidráulicas, defensas ribereñas y

encauzamientos que han reducido la movilidad lateral del río y limitado su conexión con la llanura de inundación.

5.1.3. Urbanización y presiones antrópicas

El tramo urbano del río Huerva presenta un elevado grado de transformación antrópica asociado al desarrollo urbano de la ciudad de Zaragoza. A lo largo de su recorrido urbano, el río ha sido objeto de diversas intervenciones hidráulicas destinadas al control de inundaciones y a la integración del cauce dentro del espacio urbano. Estas actuaciones incluyen canalizaciones, construcción de puentes, defensas ribereñas y modificaciones del trazado del cauce. En algunos sectores, el río incluso discurre de forma subterránea como resultado de intervenciones urbanísticas realizadas durante las primeras décadas del siglo XX.

Además de las alteraciones morfológicas, diversos estudios han identificado la presencia de aportes contaminantes asociados a actividades humanas, incluyendo la dispersión de metales pesados en sedimentos fluviales procedentes de múltiples fuentes antrópicas dentro de la cuenca (Salazar et al., 2000). En conjunto, estas presiones han reducido la naturalidad hidrogeomorfológica del sistema fluvial, afectando la conectividad lateral, la dinámica sedimentaria y la funcionalidad ecológica del río Huerva en su tramo urbano.

5.2. Análisis hidrogeomorfológico del río Huerva

El análisis hidrogeomorfológico del río Huerva se realizó mediante la aplicación del IHG, propuesto por Ollero et al. (2007, 2009), el cual permite evaluar el estado hidrogeomorfológico de los sistemas fluviales mediante el análisis de tres bloques principales: calidad funcional del sistema fluvial, calidad del cauce y calidad de las riberas. La evaluación se realizó a partir de trabajo de campo, análisis de ortofotografías y revisión de cartografía histórica.

Tabla 5. 1. Presiones antrópicas identificadas en el área de estudio para el río Huerva

Sectores funcionales	Identificación	Longitud (km)	Elementos de alteración de continuidad fluvial		
			Azud	Puentes	Otros
Tramo 1	Zona periurbana (ZPU)	8,0	2	5	3
Tramo 2	Zona urbana (ZU)	6,7	-	13	-

* La cantidad de objetos identificados están sujetos a observaciones de los autores y revisión de bibliografía

La delimitación de los tramos funcionales (2) se realizó considerando cambios en el grado de urbanización, la morfología del valle y la presencia de infraestructuras hidráulicas que modifican la dinámica del sistema fluvial. El tramo 1 comprende desde la zona periurbana (ZPU) de Zaragoza hasta la intercepción del Canal Imperial de Aragón con el cauce del río Huerva y el tramo 2 su paso por la zona urbana (ZU) hasta su desembocadura en el río Ebro (Figura 5. 1). También se valora la forma del valle, el encajamiento y la sinuosidad del sistema fluvial. Se realiza un levantamiento de acciones antrópicas que obstruyen la continuidad longitudinal y transversal del curso del río Huerva (Tabla 5. 1) que pueden llegar a provocar alteraciones geomorfológicas. El Ojo del Canal se considera como la delimitación de los dos tramos de estudio ya que el comportamiento histórico del río difiere de lo que se espera según las condiciones naturales de la cuenca.

5.2.1. Análisis hidrológico del río Huerva

Se tuvo acceso a los datos históricos de caudales registrados en varias estaciones de aforo ubicadas a lo largo del curso del río Huerva (A215 en Cerveruela, A124 en Las Torcas, A105 en Mazalocha y A216 en Zaragoza) (Figura 5. 2). Cabe señalar que estas estaciones comenzaron a operar tras la construcción de los embalses, por lo que no se dispone de registros correspondientes al régimen natural del río. No obstante, los embalses implementan una distribución temporal de caudales para condiciones

ordinarias, lo que permite identificar un patrón característico de caudal regulado en el río Huerva.

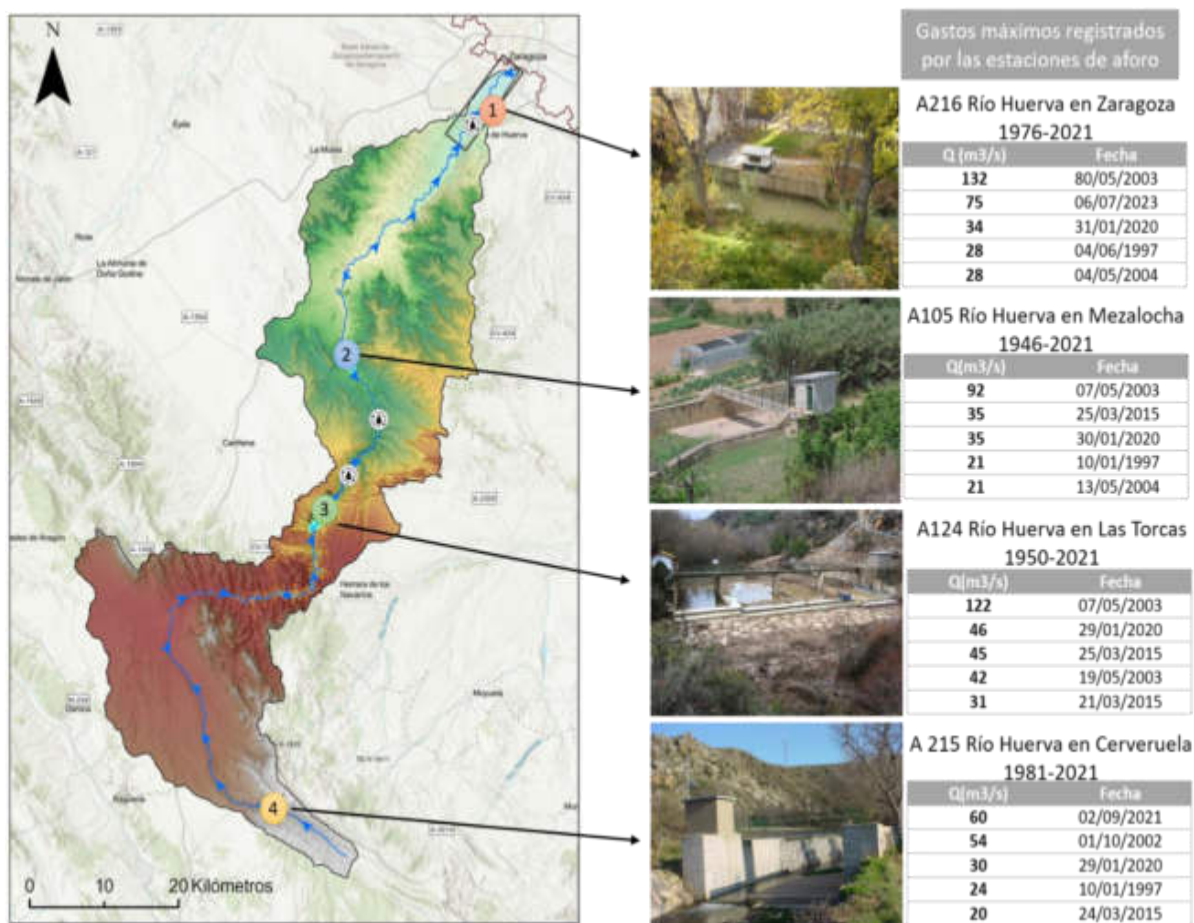


Figura 5. 2. Estaciones de aforo ubicadas en el río Huerva y los caudales máximos (m³/s) registrados para cada una.

En la Figura 5. 3 se muestra el comportamiento histórico del caudal medio mensual registrado en las cuatro estaciones de aforo ubicadas a lo largo del río Huerva. La estación de Cerveruela presenta, en principio, el régimen de caudales más próximo a condiciones naturales, debido a su localización cercana al nacimiento del río y a su menor exposición a impactos antrópicos, como la urbanización y la presencia de embalses. Aunque sería esperable observar un aumento progresivo de los caudales en las estaciones situadas aguas abajo, los datos evidencian que, en las estaciones de Las Torcas y Mezalocha —ubicadas aguas abajo de los embalses—, el flujo

presenta un patrón de regulación, en contraste con el comportamiento más natural observado en Cerveruela.

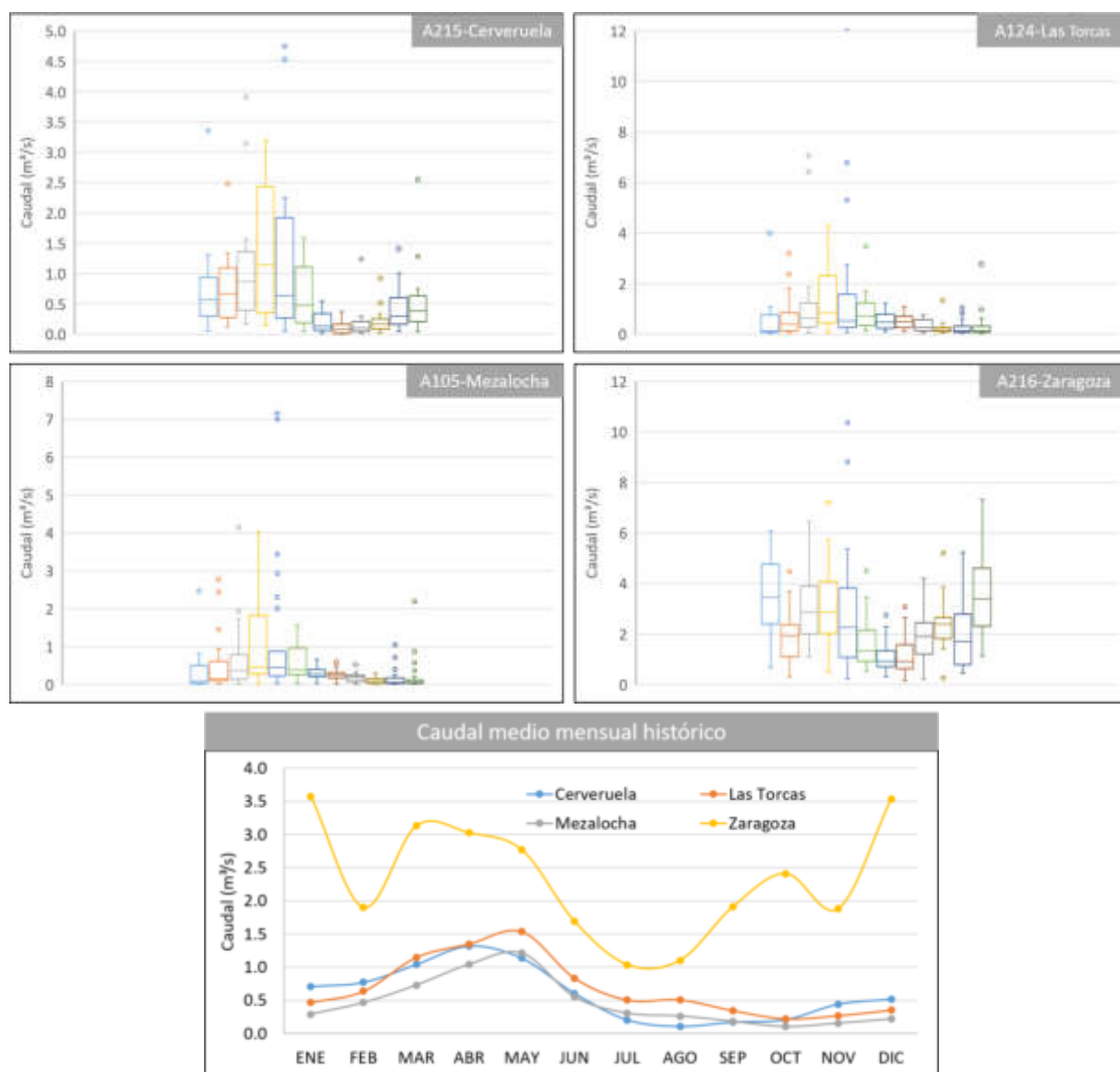


Figura 5. 3. Caudal medio mensual histórico para cada estación de aforo en el río Huerva
Elaboración propia

Se observa que, entre los meses de abril y junio, los caudales aumentan en las estaciones ubicadas aguas abajo de los embalses, coincidiendo con el periodo de deshielo. En la estación de Cerveruela, que representa condiciones más cercanas al régimen natural, el mes de mayor caudal es mayo; sin embargo, en las estaciones

reguladas (Mezalocha y Las Torcas) se aprecia una alteración en este patrón, siendo abril el mes con mayores registros.

Tras el mes de mayo, ya entrados en la primavera, se mantiene una regulación y un aumento relativo en los caudales en Mezalocha y Las Torcas respecto a Cerveruela, tendencia que persiste hasta el estiaje (julio, agosto y septiembre). Este comportamiento podría estar asociado, en primer lugar, a la disminución de las precipitaciones y, en segundo lugar, a un aumento en la extracción de agua para riego y consumo humano.

Durante el invierno (noviembre a febrero), los caudales medios mensuales disminuyen de forma notable aguas abajo de los embalses, en coincidencia con el cese de las actividades agrícolas, lo que reduce las descargas destinadas al riego. En este periodo, caracterizado además por precipitaciones relativamente abundantes, se favorece la retención y el almacenamiento de agua en los embalses. Posteriormente, esta disminución da paso a un incremento progresivo de los caudales, asociado al inicio del deshielo en la cuenca, que aporta mayores volúmenes de esorrentía al sistema fluvial.

Un comportamiento muy similar ha sido observado y detallado en el trabajo de Pirchi, 2023 en su estudio del comportamiento hidrológico del río Gállego, otro afluente del río Ebro que igualmente desemboca en Zaragoza. Estos dos ríos comparten características similares, al presentar obras de regulación y acequias para la agricultura.

En la estación de Zaragoza se observa un panorama completamente distinto, caracterizado por una alteración significativa del régimen natural de caudales del río Huerva. Esta variabilidad está principalmente condicionada por el aporte artificial de agua en el sector conocido como el Ojo del Canal, donde se descargan excedentes del Canal Imperial de Aragón hacia el cauce del Huerva. Como resultado, el hidrograma histórico, construido a partir de los caudales medios mensuales, no presenta una tendencia clara ni coherente con los patrones estacionales observados en las estaciones aguas arriba.

5.2.2. Tramo 1 “ZPU de Zaragoza”.

Las puntuaciones negativas indicadas en ambos tramos analizados corresponden a las penalizaciones establecidas en la metodología del índice IHG para cada tipo de alteración hidrogeomorfológica.

Calidad funcional del sistema fluvial

Aguas arriba del tramo en evaluación se encuentran los embalses de Mezalocha y Las Torcas, con importantes detracciones. Desde 2004 funciona la EDAR Cuarte de Huerva que vierte sus efluentes al Río Huerva. Se observan aportes de escorrentía pluvial procedentes de áreas urbanizadas propiciado incremento del caudal en temporadas de lluvias, disminuyendo la capacidad de infiltración (-10). Entre un 25% y un 50% de la cuenca vertiente hasta el tramo 1 cuenta con retención de sedimentos debido a la presa Mezalocha y Las Torcas. Se observan indicios de limitaciones en la movilidad de los sedimentos, que pueden estar asociados a factores antrópicos. Desconexiones con las pequeñas vertientes del valle y la llanura de inundación, fundamentalmente por alteraciones antrópicas que afectan la movilidad de sedimentos (-6). Parte de la llanura de inundación presenta defensas longitudinales que limitan las funciones naturales. En algunos lugares se encuentran directamente adosadas en el cauce y en otros se encuentran separadas, pero restringen más del 50% de la anchura y la longitud de la llanura de inundación. Hay abundantes obstáculos transversales. Presencia de algunos terrenos sobreelevados e impermeabilizados (-6).

Calidad del cauce

Se registran cambios como pequeñas rectificaciones y retranqueo que afectan entre el 10 y el 25% de la longitud del tramo. Cambios leves derivados de actividades humanas y de infraestructura (-4). Dos azudes, numerosos puentes, más de uno por cada km de cauce. Huellas de limpieza frecuente (-8). Hay algunas presencias de gaviones, escolleras e infraestructura de defensa y contención. Presencia leve de escombros y materiales no naturales. Desequilibrio entre márgenes erosivas y sedimentarias (-5).



Figura 5. 4. Evidencia de alteraciones de la calidad hidrogeomorfológica en el Tramo 1 “ZPU de Zaragoza”, en el río Huerva.

Fuente: Elaboración propia con fotos tomadas por la autora.

Calidad de las riberas

Se estimó que las discontinuidades en su mayoría no son permanentes y representan aproximadamente el 70% de la longitud total de las riberas (-6). La anchura media del corredor ribereño actual corresponde al 50% de su anchura potencial (-6). Se identifican presiones sobre las riberas asociadas principalmente al pastoreo y el uso recreativo. Aunque se consideran presiones de intensidad, afectan a más de la mitad de su superficie. Se observan invasiones de especies de carácter leves y la presencia

de numerosas infraestructuras lineales que interrumpen la conectividad transversal del corredor (-7).

5.2.3. Tramo 2 “ZU de Zaragoza”

En el tramo urbano del río Huerva las alteraciones hidrogeomorfológicas se intensifican respecto al tramo periurbano previamente descrito.

Calidad funcional del sistema fluvial

Alteraciones marcadas en la cantidad de caudal. El Canal Imperial de Aragón incrementa y estabiliza el caudal, modificando el régimen diario y estacional. Presencia de incisión lineal en las bases de las estructuras, con raíces al descubierto en las orillas. Presencia de aportes de escorrentías pluviales en temporadas de lluvias de las áreas urbanizadas al disminuir su capacidad de infiltración (-10). Entre un 25% y un 50% de la cuenca vertiente hasta el tramo 1 cuenta con retención de sedimentos debido a la presa Mezalocha y Las Torcas. Se observan indicios de alteraciones en el transporte de sedimentos, las cuales podrían estar asociadas a factores antrópicos. Desconexiones con las pequeñas vertientes del valle y la llanura de inundación (presencia de muros), fundamentalmente por alteraciones antrópicas que afectan la movilidad de sedimentos (-6). La llanura de inundación presenta defensas longitudinales que limitan las funciones naturales. Predominan defensas directamente adosadas al cauce menor y son continuas en la mayoría del tramo en evaluación sumado a una zona encausada y subterránea. Hay abundantes obstáculos transversales. Más de un 50% del terreno de la llanura de inundación sobreelevados e impermeabilizados (-10).

Calidad del cauce

En más del 50% de la longitud del sector se registran cambios como encauzamientos, pequeñas rectificaciones y retranqueo. Cambios leves derivados de actividades humanas y de infraestructura (-7). Hay un solo azud que embalsa menos del 25 % de la longitud del cauce. Numerosos puentes, más de uno por cada km de cauce. Huellas

de limpieza frecuentes (-6). En más del 75% de la longitud del sector ha sufrido canalización con defensas en los márgenes como escolleras y edificios e infraestructuras adosadas al margen. Abundantes escombros y modificaciones de las orillas. Desequilibrio entre márgenes erosivas y sedimentarias (-9).

Calidad de las riberas

Se estima que las discontinuidades en las riberas, en su mayoría de carácter no permanente, representan aproximadamente el 70 % de la longitud total del corredor ribereño (-6). Asimismo, la anchura media actual del corredor se sitúa en torno al 50 % de su anchura potencial (-6). En cuanto a las presiones sobre las riberas, se identifican actividades como el pastoreo y el uso recreativo que, aunque de baja intensidad, afectan a más de la mitad de su superficie. Además, se observan invasiones leves de especies y la presencia de numerosas infraestructuras lineales que interrumpen la conectividad transversal del corredor ribereño (-7).



Figura 5. 5. Evidencia de alteraciones de la calidad hidrogeomorfológica en el Tramo 2 “ZU de Zaragoza”, en el río Huerva.

Fuente: Elaboración propia con fotos tomadas por la autora.

5.2.4. Calidad hidrogeomorfológica (IHG).

En la Figura 5. 6 se muestran los resultados de la evaluación del IHG para los tramos en estudio. Se ha utilizado una forma piramidal con escala de colores para facilitar la interpretación visual, dirigida a un público general. Esta evaluación parte de un primer bloque reflejando la calidad funcional del sistema fluvial (CF), seguido de un segundo bloque evaluador de la calidad del cauce (CC), finalizando por el tercer bloque con la calidad de las riberas (CR). Todos en su conjunto proyectan la calidad global del Índice

Hidrogeomorfológico del sistema en evaluación, mostrado en la base piramidal la salud del sistema fluvial.

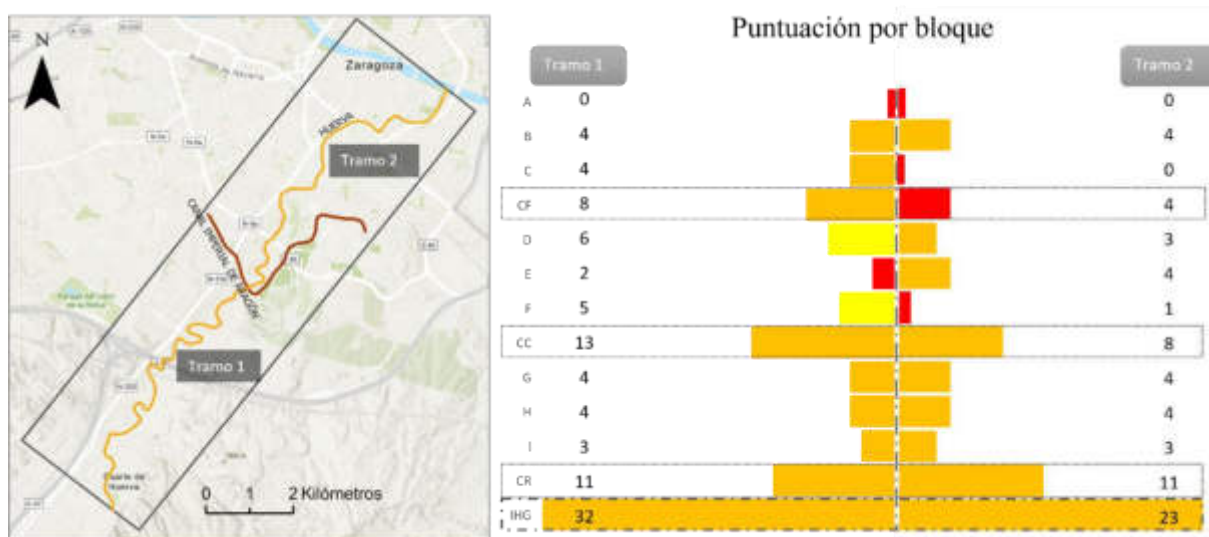


Figura 5. 6. Resultados de la aplicación del IHG en el área de estudio de la cuenca del río Huerva.

Como se muestra en la Figura 5. 6, ambos tramos evaluados presentan una calidad Deficiente según la aplicación del IHG. Este resultado era previsible, dadas las fuertes alteraciones y presiones antrópicas previamente detalladas, que han modificado sustancialmente el sistema fluvial respecto a su estado natural. En ríos urbanos, este tipo de comportamiento es habitual, ya que, a lo largo de los años, su paso por zonas urbanizadas ha implicado profundas transformaciones de su morfología y funcionalidad.

Resultados similares se han obtenido en estudios previos donde se aplicó el mismo indicador, como el trabajo de Pirchi (2021) en el río Gállego, el cual, durante su tránsito por áreas urbanizadas, fue también clasificado como Deficiente. No obstante, resulta necesario prestar especial atención al Tramo 2 “ZU Zaragoza”, ya que, aunque actualmente mantiene una clasificación Deficiente, se encuentra en los límites inferiores de esta categoría. De no tomarse medidas que favorezcan la recuperación de su funcionalidad hidrogeomorfológica, existe el riesgo de que evolucione hacia una condición de calidad Muy Mala.

5.3. Proyecto de restauración paisajística e hidromorfológica

En el marco del proyecto “Restitución paisajística e hidromorfológica del entorno del río Huerva para la mejora de la biodiversidad”, financiado por la Fundación Biodiversidad, el Ayuntamiento de Zaragoza y el Gobierno de Aragón, y desarrollado con la colaboración de la Confederación Hidrográfica del Ebro y el INAGA (Instituto Aragonés de Gestión Ambiental), se llevó a cabo una serie de acciones de restauración en el tramo urbano del río Huerva.

Más allá del aprendizaje técnico, la participación en este proyecto permitió observar de primera mano los desafíos reales que enfrentan los procesos de restauración fluvial en entornos urbanos: la complejidad de las dinámicas sedimentarias, las restricciones impuestas por infraestructuras preexistentes y la necesidad de adoptar estrategias flexibles que favorezcan la resiliencia del sistema fluvial.

Las lecciones aprendidas durante esta colaboración fueron decisivas para enriquecer la visión crítica sobre los ríos urbanos y fortalecer las propuestas de mejora ambiental formuladas para el río Pesquería en esta tesis doctoral.

5.3.1. Actividades realizadas y seguimiento en campo

Como parte de la ejecución de las medidas de restauración, se participó en el proceso de naturalización del lecho del río Huerva mediante la inyección de sedimentos, llevando a cabo un seguimiento técnico *in situ* en dos puntos específicos del tramo urbano: el Punto 1, localizado aguas abajo del Puente Blasco del Cacho, y el Punto 2, aguas abajo de la calle Miguel Servet.



Figura 5. 7. Fases durante la inyección de sedimentos en el río Huerva.

Fuente: Elaboración propia con fotos tomadas por la autora.

El seguimiento tuvo como objetivo principal observar la dinámica del cauce y el posible desplazamiento del material inyectado, en relación con las crecidas inducidas mediante el vertido de caudales excedentes desde el Canal Imperial de Aragón. Para ello, se asistió a diversas jornadas de campo durante los meses de enero y febrero de 2025. Las jornadas de enero se centraron en las inyecciones de sedimento y en el análisis del comportamiento del material movilizado por las crecidas artificiales. En cambio, durante el mes de febrero, las actividades estuvieron orientadas

principalmente a la colocación y seguimiento de trazadores, debido a que el Ojo del Canal se encontraba en mantenimiento, lo cual impedía la generación de nuevos pulsos de caudal. En cada visita se realizó un registro fotográfico detallado y se documentaron observaciones sobre la dinámica del lecho, el estado del sedimento y las condiciones hidrológicas locales.

Durante la primera quincena de enero, se realizaron inyecciones por la mañana en ambos puntos del cauce. Las Figura 5. 7 y Figura 5. 8 muestran las distintas fases del proceso de inyección y la supervisión posterior tras el paso de una crecida inducida por la apertura del Ojo del Canal Imperial de Aragón. En la segunda quincena de enero, se procedió a la colocación de trazadores en los dos puntos de inyección, en coordinación con el equipo técnico de monitoreo (Figura 5. 9).



Figura 5. 8. Avances del proceso de inyección en los puntos establecidos. 16 de enero de 2025.

Fuente: Elaboración propia con fotos tomadas por la autora.

Durante el mes de febrero, en las jornadas de seguimiento se documentó la formación de barras sedimentarias en el Punto 2, como resultado de las inyecciones previas y de las crecidas artificiales ocurridas en enero (Figura 5. 10). En este sector se observó una deposición significativa de material fino sobre el lecho, lo que indica una mayor

energía hidráulica y capacidad de transporte, especialmente al tratarse de un tramo más próximo a la desembocadura del Huerva en el río Ebro.



Figura 5. 9. Colocación de trazadores para el estudio de movimiento de los sedimentos.

Fuente: Elaboración propia con fotos tomadas por la autora.

Hacia finales de febrero, se acompañó al equipo de TYPESA y la Universidad del País Vasco en las labores de búsqueda y monitoreo de trazadores, con el fin de evaluar el comportamiento y destino de los materiales sedimentarios inyectados.



Figura 5. 10. Identificación de barras formadas producto de la inyecciones y crecidas inducidas (inicios de febrero de 2025).

Fuente: Elaboración propia con fotos tomadas por la autora.



Figura 5. 11. Campaña de búsqueda de trazadores en los diferentes puntos colocados (finales de febrero de 2025).

Fuente: Elaboración propia con fotos tomadas por la autora.

5.3.2. Formación de estructuras sedimentarias tras las inyecciones

Durante las inspecciones realizadas, se observa la formación de barras sedimentarias en el Punto 2, compuestas por material fino, evidencia de un proceso activo de deposición local tras las inyecciones de sedimento realizadas en semanas previas. Este sector del cauce se distingue por su mayor energía hidráulica, condición que favorece el reacomodo del sedimento y la generación de microformas fluviales que enriquecen la rugosidad y la funcionalidad del lecho.

Según los análisis hidrogeomorfológicos previos del proyecto, se ha establecido que:

- A partir de 7 m³/s se inicia la movilización de gravas.
- Superando los 15 m³/s, se movilizan también los cantos que conforman la coraza del cauce.

Los registros de caudal durante el mes de enero muestran que las crecidas inducidas tras las inyecciones alcanzaron caudales cercanos o superiores a los 7 m³/s, activando así el transporte del material aportado. No obstante, no se superó de forma sostenida el umbral de 15 m³/s, lo que ha evitado un arrastre masivo hacia aguas abajo y ha favorecido la retención parcial de los sedimentos en el tramo urbano del río Huerva.

Este comportamiento controlado es clave para la eficacia de la estrategia de naturalización, al permitir:

- La reactivación de la dinámica sedimentaria.
- La promoción de heterogeneidad morfológica en el lecho.
- La conservación local del material, sin pérdida inmediata hacia la desembocadura en el Ebro.

La Figura 5. 12 permite visualizar esta dinámica, relacionando los pulsos de caudal con las fechas de inyección de sedimento y los umbrales hidráulicos relevantes, apoyando la interpretación de los resultados geomorfológicos observados.



Figura 5. 12. Comportamiento del caudal durante el periodo de inyecciones.

Fuente: Elaboración propia con datos tomados de <https://www.saihebro.com/tiempo-real/grafica-senal-A216Z65QRIO1-caudal-huerva-en-zaragoza>

5.4. Discusión comparativa entre el río Huerva y el río Pesquería

El análisis conjunto de los ríos Huerva (España) y Pesquería (México) permite identificar patrones comunes de degradación fluvial asociados a la presión antrópica, a pesar de las diferencias climáticas, geográficas y socioeconómicas que caracterizan a ambos sistemas. Esta comparación resulta especialmente relevante, ya que pone de manifiesto la existencia de problemáticas compartidas en ríos urbanos de contextos distintos, evidenciando la necesidad de enfoques integrados de gestión y restauración.

5.4.1. Alteración del régimen hidrológico

Ambos ríos presentan un régimen hidrológico significativamente alterado respecto a sus condiciones naturales. En el caso del río Pesquería, se observa una modificación del régimen de caudales a partir de la década de 1990, asociada principalmente a la incorporación de descargas provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), así como a la intensificación del uso del recurso hídrico en un contexto semiárido. Esto ha generado un sistema con caudales base artificiales y una fuerte alteración de la variabilidad natural.

Por su parte, el río Huerva, característico de ambientes mediterráneos, presenta una irregularidad natural en su régimen, que ha sido acentuada por procesos de regulación, derivaciones y alteraciones del cauce. En ambos casos, la alteración del régimen hidrológico implica una pérdida de la dinámica natural de caudales, afectando directamente los procesos ecológicos y geomorfológicos del sistema fluvial (Poff et al., 1997; Opperman et al., 2018).

5.4.2. Relación entre caudal y calidad del agua

Uno de los resultados más relevantes en ambos casos es la evidencia de que el incremento del caudal no necesariamente implica una mejora en la calidad del agua. En el río Pesquería, se identificó un deterioro de la calidad durante los periodos de avenida, asociado al arrastre de contaminantes urbanos acumulados en superficies impermeables. Este comportamiento es característico de cuencas altamente urbanizadas, donde la escorrentía superficial actúa como vector de contaminación (Walsh et al., 2005; Zeng et al., 2023).

De forma similar, en el río Huerva, la calidad del agua se ve condicionada por las presiones antrópicas, especialmente en los tramos urbanos, donde las aportaciones contaminantes y la alteración del régimen hidrológico limitan la capacidad de autodepuración del sistema. Estos resultados refuerzan la necesidad de considerar conjuntamente la cantidad y la calidad del agua en la determinación de caudales

ecológicos, especialmente en ríos urbanos (Waseem et al., 2020; Salinas-Rodríguez & Martínez, 2024).

5.4.3. Cambios de uso del suelo y dinámica territorial

Los cambios en la cobertura y uso del suelo constituyen uno de los factores más determinantes en la degradación de ambos sistemas fluviales. En la cuenca del río Pesquería, se ha documentado un incremento significativo de la superficie urbanizada ($\approx 17\%$) y una disminución de áreas agrícolas y de vegetación natural en las últimas décadas, lo que ha provocado un aumento del escurrimiento superficial, una reducción de la infiltración y una mayor carga contaminante hacia el cauce.

En el caso del río Huerva, aunque en un contexto diferente, también se observa una transformación del territorio asociada a la expansión urbana y al desarrollo de infraestructuras, especialmente en su tramo final en Zaragoza. Estas transformaciones afectan la conectividad del sistema, la funcionalidad de las riberas y la dinámica sedimentaria, en línea con lo señalado por diversos autores sobre el impacto del cambio de uso del suelo en cuencas urbanizadas (Wang et al., 2022; Pons et al., 2018).

5.4.4. Estado hidromorfológico y funcionalidad del sistema fluvial

La evaluación hidromorfológica revela un patrón coincidente en ambos ríos: los tramos urbanos presentan los mayores niveles de degradación, mientras que las zonas periurbanas o menos intervenidas conservan mejores condiciones.

En el río Pesquería, los tramos correspondientes al Área Metropolitana de Monterrey muestran una calidad hidromorfológica muy baja, caracterizada por la presencia de infraestructuras, acumulación de residuos y pérdida del bosque de ribera. En contraste, los tramos periurbanos presentan una mejor calidad relativa, con menor presión antrópica.

Este mismo patrón se observa en el río Huerva, donde el tramo urbano en Zaragoza presenta una fuerte alteración del cauce, pérdida de conectividad y simplificación morfológica, mientras que aguas arriba se conservan tramos con mayor naturalidad. Este comportamiento refuerza la validez del IHG como herramienta de evaluación en ríos urbanos de diferentes contextos geográficos (Ollero et al., 2007; Ollero et al., 2021).

5.4.5. Implicaciones para la restauración fluvial

Los resultados obtenidos en ambos ríos ponen de manifiesto que la restauración fluvial en contextos urbanos no puede abordarse únicamente desde una perspectiva hidrológica o estructural, sino que requiere un enfoque integral que considere simultáneamente la cantidad y calidad del agua, la dinámica sedimentaria, la conectividad ecológica y el uso del suelo.

En el caso del río Pesquería, se propone la implementación de soluciones basadas en la naturaleza, la mejora del tratamiento de aguas residuales, la recuperación del espacio fluvial y la restauración de la vegetación ribereña. Estas medidas son igualmente aplicables al río Huerva, donde la renaturalización del cauce, la recuperación de la conectividad lateral y la mejora de la calidad del agua constituyen elementos clave para su rehabilitación.

En ambos sistemas, la fuerte influencia de la urbanización y la presión sobre los recursos hídricos evidencian la necesidad de avanzar hacia modelos de gestión adaptativa, basados en el conocimiento científico y en la integración de políticas territoriales, ambientales y sociales. En este sentido, diversos autores coinciden en que las estrategias de restauración deben priorizar la recuperación de los procesos fluviales y la resiliencia del sistema frente a perturbaciones futuras (Ollero et al., 2020; Segura-Beltrán & Ollero, 2021; Salinas-Rodríguez et al., 2021)

Capítulo 6

Capítulo 6 - Conclusiones Generales

El presente trabajo contribuye al cumplimiento del objetivo de promover una visión orientada al manejo integral del sistema fluvial del río Pesquería, reconociendo la necesidad de recuperar y conservar sus componentes ambientales, hidrológicos, hidrogeomorfológicos y ecológicos frente a las transformaciones derivadas del crecimiento urbano y la presión antrópica.

El análisis multitemporal de la cobertura del suelo y del NDVI permitió identificar tendencias claras de transformación del territorio en la subcuenca urbana del río Pesquería durante el periodo 1993–2023. Se observó un incremento sostenido de las superficies urbanizadas y una disminución progresiva de la cobertura vegetal y de las áreas agrícolas, lo que evidencia un proceso de artificialización del paisaje. La clasificación supervisada mediante Random Forest presentó niveles de precisión superiores al 90 %, lo que confirma la fiabilidad de los resultados obtenidos mediante teledetección para el monitoreo ambiental de cuencas urbanas.

La evolución del NDVI muestra una tendencia general de disminución en la calidad de la vegetación, especialmente en la última década de análisis (2013-2023), asociada tanto a la expansión urbana como a la disminución de las precipitaciones y al incremento de las temperaturas medias. La correlación observada entre el NDVI y los factores climáticos evidencia la vulnerabilidad de los ecosistemas de zonas semiáridas frente a los efectos combinados del cambio climático y la presión antrópica. Se refuerza una vez más la necesidad de estrategias de gestión territorial orientadas a la conservación de la cobertura vegetal y a la reducción de la degradación del suelo.

El análisis integrado permitió proponer un régimen de caudales ecológicos más ajustado a la realidad de cuencas altamente impactadas como la del río Pesquería. Los resultados permiten concluir que el régimen hidrológico ha sido profundamente alterado, especialmente desde la década de 1990, debido a la instalación de plantas de tratamiento, el crecimiento urbano y la pérdida de conectividad natural. Los registros muestran una fuerte estacionalidad, con periodos prolongados de caudales bajos e

incrementos puntuales asociados a eventos de lluvia, que condicionan la estructura y funcionalidad del ecosistema fluvial.

La calidad del agua presenta una marcada variabilidad espacial y temporal, con condiciones significativamente más degradadas en los tramos medios de la cuenca, donde se concentra la mayor presión antrópica. A pesar de que los caudales aumentan en época de lluvias, la calidad no mejora de manera proporcional; por el contrario, la escorrentía urbana incrementa la carga contaminante transportada hacia el cauce, evidenciando la complejidad de la relación entre cantidad y calidad del agua en ríos urbanos no perennes.

El índice de calidad del agua para ríos urbanos (ICA-RU) permitió sintetizar e interpretar el estado de la calidad del agua de forma clara y comunicable, mostrando una tendencia cíclica con valores relativamente más favorables en condiciones de estiaje. Sin embargo, ningún tramo urbano mantiene condiciones aceptables de calidad de forma constante, lo que evidencia la persistencia de presiones antrópicas que limitan la recuperación del sistema.

El volumen de agua por sí solo no garantiza el mantenimiento del funcionamiento ecosistémico, ya que en diversos tramos, incluso bajo condiciones de caudal relativamente favorables, la calidad del agua no cumple los requerimientos mínimos para el sostenimiento de la vida acuática. En consecuencia, la determinación de caudales ecológicos en ríos urbanos no perennes debe incorporar explícitamente la calidad del agua como variable clave, considerando no solo el volumen y la frecuencia del flujo, sino también la carga contaminante y el estado funcional del ecosistema.

El análisis hidrogeomorfológico permitió identificar alteraciones en la dinámica del cauce, asociadas a pérdida de conectividad lateral, ocupación de la llanura de inundación y modificaciones en la movilidad de sedimentos. La aplicación de este índice evidenció una pérdida progresiva de funcionalidad del sistema fluvial en su paso por el Área Metropolitana de Monterrey, confirmando la fuerte influencia de las actividades humanas en la transformación de la morfología del río.

La integración de los indicadores ambientales mediante un enfoque multicriterio basado en SIG permitió generar un índice sintético del estado ecológico del sistema fluvial. Este enfoque facilitó la combinación de variables heterogéneas relacionadas con el régimen hidrológico, la calidad del agua, la cobertura vegetal y la condición hidrogeomorfológica, permitiendo identificar patrones espaciales de degradación asociados al grado de urbanización de la cuenca. Los resultados evidencian una marcada heterogeneidad espacial, con condiciones más favorables en la cuenca alta y un deterioro significativo en la cuenca media, coincidiendo con las zonas de mayor densidad urbana.

El enfoque PR-SIG-MDCM demostró ser una herramienta eficaz para sintetizar la complejidad del sistema fluvial en un modelo espacial integrador, permitiendo identificar sectores prioritarios para la restauración ecológica y la gestión ambiental. La metodología desarrollada presenta un carácter reproducible permitiendo su actualización mediante la incorporación de nueva información y su aplicación en otros sistemas fluviales urbanos con características similares.

La propuesta de acciones para la mejora ambiental del río Pesquería constituye uno de los principales aportes aplicados de esta investigación, al traducir el diagnóstico ambiental e hidrogeomorfológico en una estrategia concreta de intervención territorial. Las diez acciones planteadas permiten abordar la rehabilitación funcional del sistema fluvial desde una perspectiva integral, incorporando dimensiones ecológicas, hidrológicas, urbanas, sociales e institucionales. Esta propuesta abre una línea de trabajo futuro orientada a la implementación progresiva de dichas acciones, priorizando los tramos con mayor deterioro ambiental y mayor potencial de recuperación.

Desde la continuidad del trabajo científico desarrollado en esta tesis, resulta de especial interés dar seguimiento a la ejecución de estas medidas, generar información actualizada sobre su desempeño y evaluar en el futuro su grado de éxito mediante indicadores ambientales, hidrológicos, ecológicos y sociales. De esta manera, la investigación no solo aporta un diagnóstico del estado actual del río Pesquería, sino

también una base metodológica para acompañar procesos de gestión adaptativa, restauración fluvial y toma de decisiones en ríos urbanos altamente transformados.

Los resultados obtenidos evidencian que la degradación ecológica del río Pesquería responde a un proceso acumulativo asociado a la expansión urbana, la alteración del régimen hidrológico, la pérdida de cobertura vegetal y la modificación de la estructura hidrogeomorfológica del cauce.

Este estudio resalta la importancia de promover políticas de ordenamiento territorial, estrategias de restauración fluvial y medidas de gestión sostenible del recurso hídrico que integren una visión ecosistémica de la cuenca. Asimismo, demuestra el potencial de las herramientas geomáticas y de los métodos de decisión multicriterio para apoyar la toma de decisiones y contribuir al diseño de estrategias de planificación ambiental orientadas a la conservación y recuperación de los ríos urbanos.

Referencias y bibliografía consultada

- Abdollahi, A. A., Babazadeh, H., Yargholi, B., & Taghavi, L. (2020). Zoning the rate of pollution in domestic river using spatial multi - criteria evaluation model. *Civil and Environmental Engineering*, 16(1), 49–62. <https://doi.org/10.2478/cee-2020-0006>
- Adame Martínez, S., Sánchez Nájera, R. M., & Hoyos Castillo, G. del C. (2020). Factores socio-territoriales de cambio de uso de suelo en el centro de México. Caso oriente de la Zona Metropolitana de Toluca, México. *Revista Universitaria de Geografía*, 29(1), 153–183. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-42652020000100007&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85–94. <https://doi.org/10.1007/S13280-020-01318-8/METRICS>
- Aguilar-Barajas I, Garrick DE (2019) Water reallocation, benefit sharing, and compensation in northeastern Mexico: A retrospective assessment of El Cuchillo Dam. *Water Security* 8: 100036. <https://doi.org/10.1016/J.WASEC.2019.100036>
- Badapalli, P. K., Nakkala, A. B., Pujari, P. S., Gugulothu, S., Kottala, R. B., Mannala, P., Alkhuraiji, W. S., Thamaga, K. H., & Zhran, M. (2026). Integration of geospatial techniques and artificial neural networks for groundwater potential zonation in India. *Scientific Reports*, 16(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-31640-8>
- Baghkhani pour, M. S., Sayahnia, R., Mobarghaee Dinan, N., & Danehkar, A. (2026). Integrated assessment of ecological land capability and land suitability for irrigated agriculture in Alborz Province Iran. *Scientific Reports*.
- Beißler, M. R., & Hack, J. (2019). A combined field and remote-sensing based methodology to assess the ecosystem service potential of urban rivers in developing countries. *Remote Sensing*, 11(14), 1697. <https://doi.org/10.3390/rs11141697>

- Bellino, A., Alfani, A., De Riso, L., & Baldantoni, D. (2020). Multivariate spatial analysis for the identification of criticalities and of the subtended causes in river ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(25), 30969–30976. <https://doi.org/10.1007/S11356-019-07198-0/METRICS>
- Bendini, H. N., Fonseca, L. M. G., Bertolini, C. A., Mariano, R. F., Fernandes Filho, A. S., Fontenelle, T. H., & Ferreira, D. A. C. (2023). Irrigated agriculture mapping in a semi-arid region in Brazil based on the use of SENTINEL-2 data and Random Forest algorithm. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLVIII-M-1–2023, 33–39. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLVIII-M-1-2023-33-2023>
- Boice, D. C., Garza, M. E., & Holmes, S. E. (2019). The Urban Heat Island of San Antonio, Texas. *Curr. Perspect. Environ. Climate. Change*, 2, 19-35.
- Bríñez-Facundo, J. A. (2020). Recuperación y renaturalización de los Ríos urbanos como articuladores de ciudad. Centro de Convenciones de la Sabana Occidente: el caso del Río Fucha en Tintal Norte.
- Carrasco-Valencia, L., Vilca-Campana, K., Iruri-Ramos, C., Cárdenas-Pillco, B., Ollero, A., & Chanove-Manrique, A. (2024). Effect of LULC changes on annual water yield in the urban section of the Chili river, Arequipa, using the InVEST model. *Water (Switzerland)*, 16(5). <https://doi.org/10.3390/w16050664>
- Castillo-Nava, D., Elias-Santos, M., López-Chuken, U. J., Valdés-González, A., de la Riva-Solís, L. G., Vargas-Pérez, M. P., Galán-Wong, L. J., & Luna-Olvera, H. A. (2020). Heavy metals (lead, cadmium and zinc) from street dust in Monterrey, Mexico: ecological risk index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(6), 3231–3240. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02649-5>
- Castro-López, D., Guerra-Cobián, V., & Prat, N. (2019). The role of riparian vegetation in the evaluation of ecosystem health: The case of semiarid conditions in Northern Mexico. *River Research and Applications*, 35(1), 48–59. <https://doi.org/10.1002/rra.3383>

- Castro-López, D., Rodríguez-Lozano, P., Arias-Real, R., Guerra-Cobián, V., & Prat, N. (2019). The influence of riparian corridor land use on the Pesquería River's macroinvertebrate community (N.E. Mexico). *Water (Switzerland)*, 11(9), 1930. <https://doi.org/10.3390/w11091930>
- Cheng B, Li H (2023) Determination of river ecological base flow based on the coupling relationship of sediment–water quality–biodiversity in water shortage area of Northwest China. *Sustainability* 15(18): 13431.
- Choukri, R. S., Ghodbani, T., Olmedo, M. T. C., & Al-Shaar, W. (2026). Predictive modeling of urbanization in Oran, Algeria: a spatial analysis of driving factors and land cover change using land change modeler and logistic regression. *Computational Urban Science*, 6(1), 10.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2021). Estadísticas del agua en México, edición 2021, pp. 275, México City, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONABIO (2023). "Regiones hidrológicas prioritarias". <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/regiones-hidrologicas-prioritarias-de-mexico>.
- CONAGUA (2021). "Calidad del Agua en México." <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>.
- Conesa García, C., Ollero, A., Ibisate, A., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L., Pérez Cutillas, P., García Lorenzo, R., Pirchi, V., Hermoso, Y., Sanmartín, S. & Martínez Salvador, A. (2022). Indicators of Resilience, evaluation and criteria for management and restoration. In Ollero, A., Conesa García, C. & Vidal Abarca Gutiérrez, M.R., (Eds.). A guide to good practices for the management and restoration of Mediterranean ephemeral streams: resilience and adaptation to climate change. 184 pp. Publisher: Edit.um, Ediciones de la Universidad de Murcia. DOI: 10.6018/editum.2912. ISBN: 978-84-09-33842 9

- Contreras–Arquieta, B. A. (2012). Investigación sobre la distribución de la planta invasora *Arundo donax* (carrizo gigante) en la cuenca del Río Bravo. Desert Fishes.
- Cuervo Robayo, A. P., Martínez Pacheco, A. I., Ortiz Haro, G. A., Sánchez Cordero Dávila, V. M. G., & Flores Martínez, J. J. (2019). La geoinformática en el análisis del estado de conservación de cuencas hidrográficas. In *Antropización: Primer Análisis Integral*. <https://doi.org/10.22201/ib.9786073020305e.2019.c8>
- Das, A. (2023). Anthropogenic Effects on Surface Water Quality Assessment in Baitarani River Basin, Odisha Using GIS and MCDM Techniques. In *Integrated Water Resources Management for Quality Enhancement*. https://doi.org/10.55084/grinrey/ert/978-81-964105-3-7_4
- David, G., Mdodo, K. L., & Kuma, R. (2026). Evaluating Sustainable Management Strategies for Aquatic Ecosystems Using Ecological and Socio-Environmental Indicators: A Multi-Criteria Decision Analysis Approach. *Journal of Aquatic Ecology and Environmental Sustainability*, 9-16.
- De la Lanza Espino, G., Salinas Rodríguez, S. A., & Carbajal Pérez, J. L. (2014). Cálculo del flujo ambiental como sustento para la reserva de agua al ambiente del río Piaxtla, Sinaloa, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía*, 85(0), 25–38. <https://doi.org/10.14350/rig.35269>
- de Oliveira Campos, P. C., da Silva Rocha Paz, T., Lenz, L., Qiu, Y., Alves, C. N., Simoni, A. P. R., Amorim, J. C. C., Lima, G. B. A., Rangel, M. P., & Paz, I. (2020). Multi-criteria decision method for sustainable watercourse management in Urban Areas. *Sustainability (Switzerland)*, 12(16). <https://doi.org/10.3390/su12166493>
- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., & Niell, X. (2005). Evaluation of Water Quality in the Chillán River (Central Chile) Using Physicochemical Parameters and a Modified Water Quality Index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110(1–3), 301–322. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-8064-1>

- Díaz, O. O., Raga, G. B., Quintanar, A. I., & Mejía, J. F. (2024). Structural change points of NDVI in Mexico driven by climate oscillations. *Atmosfera*, 38. <https://doi.org/10.20937/ATM.53201>
- DOF (1988). Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
- DOF (1992). Ley de Aguas Nacionales
- DOF (1996). NOM-002-SEMARNAT-1996. "Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal".
- DOF (1997). NOM-003-SEMARNAT-1997. "Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público".
- DOF (2003). NOM-014-CONAGUA-2003. "Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada".
- DOF (2012). NMX-AA-159-SCFI-2012. "Norma Mexicana que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas"
- DOF (2021). NOM-001-SEMARNAT-2021. "Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación"
- Domínguez González, A., González Marañón, A., & Palacios Mulgado, I. (2021). Evaluación espacio-temporal de la calidad de las aguas en la Cuenca Hidrográfica Guaos-Gascón. *Rev. Cubana Quím*, 33(1).
- Enriquez Brambila, E. R., Ortiz Arrona, C. I., Imbach, A. C., Benegas Negri, L., & Cháves Quirós, A. C. (2019). *Evaluación integral de estado ecológico del ecosistema fluvial en zonas tropicales. Estudio de caso microcuenca El Tablón, Chiapas, México. II.* <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/9301>

- Esse, C., Santander-Massa, R., Encina-Montoya, F., De los Ríos, P., Fonseca, D., & Saavedra, P. (2019). Multicriteria spatial analysis applied to identifying ecosystem services in mixed-use river catchment areas in south central Chile. *Forest Ecosystems*, 6(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0183-1>
- Ferriño, A. L. & Burgos, D. (2015). Delimitación de zonas federales y áreas de amortiguamiento en ríos afectados por el crecimiento urbano como estrategia para prevenir inundaciones. Caso de estudio: cuenca del río Pesquería (México). *Epistemus, Ciencia Tecnología y Salud*, (19).
- Fernández Rodríguez, M., & Guardado Lacaba, R. M. (2021). Evaluación del Índice de Calidad del Agua (ICAsup) en el río Cabaña, Moa-Cuba Evaluation of Water Quality Index in Cabaña River, Moa-Cuba. *Minería y Geología*, 37.
- Gallardo, J. C., & Montalvan, F. E. T. (2020). Pérdida de cobertura vegetal en el distrito de Morales, San Martín, Perú (periodo 1987 – 2017). *Revista de Investigación Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 6(1). <https://doi.org/10.17162/riactd.v6i1.1400>
- García, E., González, R., Martínez, P., Athala, J. & Paz-Soldán, G. (1999). “Guía de Aplicación de los Métodos de cálculo de Caudales de Reserva Ecológicos en México, Colección,” CNA-IMTA-SEMARNAP, México D.F., p. 190.
- García-Martínez, B. (2021). Alteración hidromorfológica y estado ecológico del tramo bajo del río Bembézar. Cuenca del Guadalquivir, España. *Estudios Geográficos*, 82(291). <https://doi.org/10.3989/estgeogr.202182.082>
- García-Ruiz, J. M., López-Moreno, J. I., Lasanta, T., Vicente-Serrano, S. M., González-Sampériz, P., Valero-Garcés, B. L., Sanjuán, Y., Beguería, S., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., & Gómez-Villar, A. (2015). Los efectos geoecológicos del cambio global en el Pirineo Central español: una revisión a distintas escalas espaciales y temporales. *Pirineos*, 170. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2015.170005>
- Gómez-Balandra, M. A., Saldaña-Fabela, M. del P., & Martínez-Jiménez, M. (2014). The Mexican Environmental Flow Standard: Scope, Application and

Implementation. *Journal of Environmental Protection*, 05(01), 71–79.
<https://doi.org/10.4236/jep.2014.51010>

González Mora, I. D., de la Lanza Espino, G., & Sánchez Navarro, R. (2009). Propuesta de caudal ecológico en la cuenca Copalita-Zimatán-Huatulco (pp.13–19). World Wildlife Fund (WWF-México), Fundación Río Arronte Gonzalo

González Villela, R., & Banderas Tarabay, A. (2007). Estudio Comparativo de Tres Metodologías para en Manejo y Cálculo de Caudales Ambientales en el Río Santiago. En Libro electrónico del Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana para el manejo de cuencas hidrográficas del UAQ-INE, Nayarit, México.

González Villela, R., & Banderas Tarabay, A. (2015). Metodologías para el cálculo de caudales ecológicos y ambientales en ríos regulados por presas. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Hack, J. (2021). Soluciones basadas en la naturaleza para la restauración de ríos en áreas metropolitanas: El proyecto Visión Urbana del Agua en la cuenca Quebrada Seca-Río Burío, Costa Rica. *Ambientico*, (280), 42–49. <https://d-nb.info/1249923409/34>

Hernández-Guzmán R, Ruiz-Luna A, Cervantes-Escobar A (2019) Environmental flow assessment for rivers feeding a coastal wetland complex in the Pacific coast of northwest México. *Water and Environment Journal* 33(4): 536-546.

I.M.T.A., CONABIO, GECI, Aridamérica, The Nature Conservancy. (2007). Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México, Jiutepec, Morelos.

Lebreton LCM, Van der Zwet J, Damsteeg JW, Slat B, Andrady A, Reisser J (2017) River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications* 8: 15611.

Mahlknecht, J., Padilla Reyes, D. A., Ramos, E., Reyes, L. M., & Álvarez, M. M. (2021). The presence of SARS-CoV-2 RNA in different freshwater environments in urban settings determined by RT-qPCR: Implications for water safety. *Science of the Total Environment*, 784. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147183>

- Mareca Gázquez, R., & Sánchez Navarro, J. A. (2024) Estudio hidrogeológico de la relación río Huerva-Acuífero aluvial de la ciudad de Zaragoza. Tesis Fin de Grado. *Zaragoza, España*.
- Marino Maldonado, B. A. (2019). Evaluación ecohidrológica de la invasión por carrizo (Arundo donax L.) en el río Casillas-Pilón, cuenca del Río Bravo-San Juan, Noreste de México (Master's thesis).
- Matarira, D., Mutanga, O., & Naidu, M. (2022). Google Earth Engine for informal settlement mapping: A Random Forest classification using spectral and textural information. *Remote Sensing*, 14(20). <https://doi.org/10.3390/rs14205130>
- Mireles, D. L., Yépez Rincón, F., Ramírez Serrato, N., Ortiz Martínez, M. G., Ferriño Fierro, A. L., & Guerra Cobián, V. H. (2021). GIS-based multicriteria decision analysis for the environmental assessment of the Pesquería River in Northeast México, using UAS and multi-spectral imagery. In EGU General Assembly Conference Abstracts (pp. EGU21-10378).
- Meza-Rodríguez D, Martínez-Rivera LM, Mercado-Silva N, Jalón-Lastra DGD, Rio TD, Marchamalo-Sacristán M, Mora-Orozco CDL (2017) Propuesta de caudal ecológico en la cuenca del Río Ayuquila-Armería en el Occidente de México. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45(5): 1017-1030.
- Montgomery DR, Buffington JM (1997) Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* 109(5): 596-611.
- Mora, A., Rosales-Lagarde, L., Hernández-Antonio, A., & Mählknecht, J. (2017). Hydrogeochemistry of groundwater supplied to the city of Monterrey, Mexico. *Procedia Earth and Planetary Science*, 17. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.090>
- Naciones Unidad, 2020, Cálculo del cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua con el paso del tiempo. Metodología de seguimiento del indicador 6.6.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, Un Water.

- Neumann, V. A., & Hack, J. (2019). A methodology of policy assessment at the municipal level: Costa Rica's readiness for the implementation of nature-based-solutions for urban stormwater management. *Sustainability*, 12(1), 230.
- Ollero, A., D. Ballarín and D. Mora (2009). Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en la cuenca del Ebro. C. H. d. Ebro. España.
- Ollero, A. (2017). Hidrogeomorfología y geodiversidad: el patrimonio fluvial. Zaragoza: Centro de Documentación del Agua y del Medio Ambiente.
- Ollero, A., García, J. H., Ibisate, A., Ballarín, D., Sáenz de Olazagoitia, A., & Sánchez Fabre, M. (2020). La Geografía Física en la caracterización, evaluación y restauración hidromorfológica fluvial. En España, puente entre continentes (pp. 167-178). Estambul: Aportación Española al 34 Congreso de la Unión Geográfica Internacional.
- Ollero Ojeda, A., Conesa Garcia, C., & Vidal-Abarca Gutiérrez, M. R. (2021). Buenas prácticas en gestión y restauración de cursos efímeros mediterráneos: resiliencia y adaptación al cambio climático. In Ediciones de la Universidad de Murcia (Ed.), *Buenas prácticas en gestión y restauración de cursos efímeros mediterráneos: resiliencia y adaptación al cambio climático*. <https://doi.org/10.6018/editum.2900>
- Opperman JJ; Kendy E, Tharme RE, Warner AT, Barrios E, Richter BD (2018) A three-level framework for assessing and implementing environmental flows. *Frontiers in Environmental Science* 6:76.
- Ouma, Y. O., Nkwae, B., Odirile, P., Moalafhi, D. B., Anderson, G., Parida, B., & Qi, J. (2024). Land-Use change prediction in dam catchment using logistic regression-CA, ANN-CA and Random Forest regression and implications for sustainable land–water nexus. *Sustainability (Switzerland)*, 16(4). <https://doi.org/10.3390/su16041699>
- Palaquibay, L. F. L., Moreno, F. I. H., Parra, J. F. E., López, D. C. C., Román, J. F. C., & Pilco, A. M. S. (2023). Indicadores de calidad ambiental urbana, a partir de

imágenes de satélite en la ciudad de Riobamba–Ecuador. *Domino de las Ciencias*, 9(1), 1207-1239.

Pérez, M. (2019). La participación ciudadana de los movimientos socioambientales en América Latina. *Revista Colombiana de Sociología*, 42(1), 135-156. <http://dx.doi.org/10.15446/rcs.v42n1.73023>

Pirchi, V (2023). Dinámica fluvial y estado hidromorfológico del curso bajo del río Gállego (término municipal de Zuera): Diagnóstico para su restauración. Trabajo de Fin de Master. España

Ponce, G. A., Pagot, M., & Rodriguez, A. (2023). Aplicación de métodos con enfoque estadístico para estimar caudales mínimos hidrológicos en el Río Dulce (Argentina): índices individuales y régimen de caudales. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 14(4), 40–106. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-04-02>

Prat, N., & Castro-López, D. (2023). Chironomidae as indicators of water pollution in Pesquería River (México). *Journal of Entomological and Acarological Research*, 55(1). <https://doi.org/10.4081/jear.2023.10861>

Ramírez, E. P., & Ferrer, D. B. (2018). Análisis de riesgos naturales: riesgos de inundación en la cuenca del río Huerva. Tesis Fin de Grado. *Zaragoza, España*.

Rhoads, B. L. (2020). River dynamics: geomorphology to support management. Cambridge University Press

Rinaldi, M., Gurnell, A. M., del Tánago, M. G., Bussetini, M., & Hendriks, D. (2016). Classification of river morphology and hydrology to support management and restoration. *Aquatic Sciences*, 78(1), 17–33. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0438-z>

Rodrigues S, Xavier B, Nogueira S, Antunes SC (2022) Intermittent rivers as a challenge for freshwater ecosystems quality evaluation: A study case in the Ribeira de Silveirinhos, Portugal. *Water* 15(1): 17.

Salinas-Rodríguez, S. A., Barba-Macías, E., Mata, D. I., Nava-López, M. Z., Neri-Flores, I., Varela, R. D., & González Mora, I. D. (2021). What do environmental

- flows mean for long-term freshwater ecosystems' protection? Assessment of the mexican water reserves for the environment program. *Sustainability (Switzerland)*, 13(3), 1240. <https://doi.org/10.3390/su13031240>
- 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>
- Salinas-Rodríguez, S. A., & Martínez Pacheco, A. I. (2024). Water reserves for the environment: a strategic and temporal analysis (2012–2022) for the implementation of environmental flows in Mexico. *Diversity*, 16(3), 190. <https://doi.org/10.3390/d16030190>
- Salinas-Rodríguez, S. A., Sánchez-Navarro, R., & Barrios-Ordóñez, J. E. (2021). Frequency of occurrence of flow regime components: a hydrology-based approach for environmental flow assessments and water allocation for the environment. *Hydrological Sciences Journal*, 66(2), 1–21. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1849705>
- Salazar, P. A., Collado, J. M., & Echarri, F. T. (2000). Dispersión de metales pesados en los sedimentos fluviales del cauce alto del río Huerva (Zaragoza, España). *Estudios geológicos*, 56(5-6), 229-237.
- Samboni Ruiz, N. E., Carvajal Escobar, Y., & Escobar, J. C. (2007). Ingeniería e investigación. *Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172–181.
- Sanchis-Ibor, C. & Segura-Beltrán, F. (2020). Procesos de colonización vegetal en ramblas: crecimiento y destrucción de parches y alineaciones. En Farinós, J., Escribano, J., Peñarrubia, M. P., Serrano, J., & Asins, S. (eds.). *Desafíos y oportunidades de un mundo en transición: una interpretación desde la Geografía* (pp. 161-171). Universitat de València.
- Segura-Beltrán, F., Sanchis-Ibor, C., & Ollero, A. (2021). Restauración hidrogeomorfológica en ramblas y ríos semipermanentes. En Thomsen, A.,

Farinós, J. & Perero, E. (coords.). Soluciones ante los riesgos climáticos en ríos y costas (pp. 207-215). Fundación CONAMA. http://www.conama.org/conama/download/files/conama2020//STs%202020/30_final.pdf

Segura Beltran, F., & Ollero, A. (2022). Cambios ambientales en los sistemas fluviales: nuevas metodologías, diversidad de casos e implicaciones para la gestión. *Cuadernos de Geografía de La Universitat de València*, (107), 7. <https://doi.org/10.7203/cguv.107.23741>

Shukla AK, Ojha, CSP, Mijic A, Buytaert W, Pathak,S, Garg RD, Shukla S (2018) Population growth, land use and land cover transformations, and water quality nexus in the Upper Ganga River basin. *Hydrology and Earth System Sciences* 22:4745–4770.

Silvestre Soto, N. (2022). Evaluación espacial y temporal del índice de calidad de agua de los ríos Ichu, Escalera, Mantaro y Opamayo, periodo 2017-2019.

Torres Barajas, M., Favela Lara, S., Alanís Flores, G., & González Rojas, J. I. (2018). Dinámica de uso de suelo en una Región Hidrológica Prioritaria de la cuenca Río Bravo, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(46), 54–79. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i46.136>

Trullenque Blanco, V., Montealegre Gracia, A. L., & Ollero Ojeda, A. (2022). Multi-temporal analysis of geomorphological processes and vegetation changes in a large gravel-bed channel: the Cinca River, Aragón (Spain).

Vázquez-Ochoa, L. A., Correa-Sandoval, A., Vargas-Castilleja, R. D. C., Vázquez-Sauceda, M. D. L. L., & Rodríguez-Castro, J. H. (2021). Modelo hidrológico, calidad del agua y cambio climático: soporte para la gestión hídrica de la cuenca del río Soto la Marina. *CienciaUAT*, 16(1), 20–41. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v16i1.1498>

- Vega, A., Yépez, F., Ferriño, A., Ollero, A. (2024). Caudal ecológico como principio para la recuperación de la infraestructura azul en México. *La Noria Digital*. 15, 12-17.
- Waleed, M., & Sajjad, M. (2022). Leveraging cloud-based computing and spatial modeling approaches for land surface temperature disparities in response to land cover change: Evidence from Pakistan. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 25. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100665>
- 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>
- Waseem, M., Schilling, J., Kachholz, F., & Tränckner, J. (2020). Improved representation of flow and water quality in a north-eastern german lowland catchment by combining low-frequency monitored data with hydrological modelling. *Sustainability (Switzerland)*, 12(12), 4812. <https://doi.org/10.3390/SU12124812>
- Wan Abdul Ghani, W. M. H., Abas Kutty, A., Mahazar, M. A., Al-Shami, S. A., & Ab Hamid, S (2018) Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. *Environmental monitoring and assessment*, 190(5), 297. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6675-6>
- Whaley, O. Q., Beresford-Jones, D. G., Milliken, W., Orellana, A., Smyk, A., & Leguía, J. (2010). An ecosystem approach to restoration and sustainable management of dry forest in southern Peru. *Kew Bulletin*, 65(4), 613–641. <https://doi.org/10.1007/s12225-010-9235-y>
- WWF-FGRA (2011). Guía para la determinación de caudal ecológico en México. Sistematización de experiencias de la Alianza WWF – Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P. W. W. F.-F. G. R. Arronte. México

- Yang L, Li J, Zhou K, Feng P, Dong L (2021) The effects of surface pollution on urban river water quality under rainfall events in Wuqing district, Tianjin, China. *Journal of Cleaner Production* 293:126136
- Yang, C., Zhang, C., Li, Q., Liu, H., Gao, W., Shi, T., Liu, X., & Wu, G. (2020). Rapid urbanization and policy variation greatly drive ecological quality evolution in Guangdong-Hong Kong-Macau Greater Bay Area of China: A remote sensing perspective. *Ecological Indicators*, 115. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106373>
- Yetano, L. M. (1978). La evolución geomorfológica del valle de la Huerva. *Geographica*, (2), 3-22
- Zamora Saenz, I., Mazari Hiriart, M., & Almeida Leñero, L. (2017). Sistema de indicadores para la recuperación de ríos urbanos. El caso del río Magdalena, Ciudad de México. *Acta Universitaria*, 27(6), 53–65. <https://doi.org/10.15174/au.2017.1520>
- Zeng, J., Liu, Z., Liu, X., Zhang, L., Zhang, J., & Zeng, Y. (2023). The spatiotemporal variations and potential causes of water quality of headwaters of Dongjiang river, southeastern China. *Sustainability (Switzerland)*, 15(8). <https://doi.org/10.3390/su15086455>
- Zhang, M., Yu, M., Ding, S., & Li, Z. (2025). Adjustment of Effective Water Quality Evaluation Index for Subtropical Urban Rivers. *Environmental Management*, 75(9), 2198-2208. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02249-4>

Apéndices

Apéndice A. Desarrollo del cálculo del caudal ecológico mediante dos metodologías de la NMX-AA-159-SCFI-2012

En la Figura A. 1 se observan los escurrimientos diarios para ambas estaciones en estudio, con sus valores más representativos (promedio, mín. y máx.) de escurrimiento medio anual (EMA).

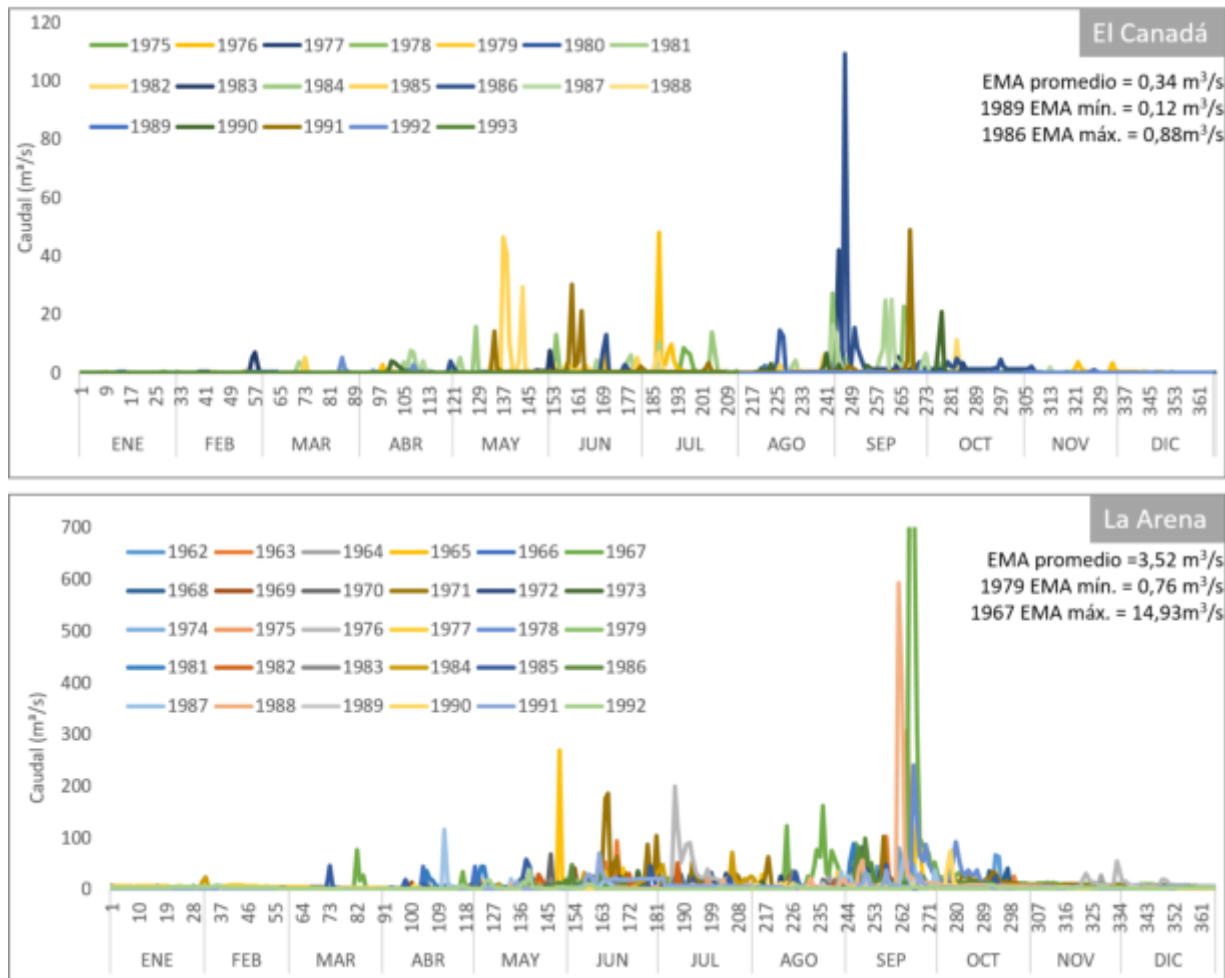


Figura A. 1. Esguimiento diario de las estaciones hidrométricas en el río Pesquería. Los diferentes colores representan cada uno de los años de la serie.

Fuente: Elaboración propia con información obtenida del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS).

Con base en los datos presentados, para la estación El Canadá son más frecuentes las avenidas entre los 10 y $20 \text{ m}^3/\text{s}$, con avenidas extraordinarias que superan los 40

m³/s para los años 1976, 1977, 1985, 1986 y 1991. Sin embargo, para la estación La Arena eran frecuentes las avenidas próximas a los 100 m³/s, con avenidas extraordinarias en los años 1963, 1965, 1967, 1976, 1978 y 1988 que excedieron los 200 m³/s (Figura A. 1). En algunas ocasiones se presentaron, dentro del mismo año, varias avenidas que pueden ser explicadas como resultado del periodo de eventos meteorológicos tales como huracanes o tormentas tropicales, que inciden directamente en la cuenca. Ejemplos claves son el huracán Beulah en 1967 y el huracán Gilberto en 1988. En septiembre de 1986 se presenta el mayor caudal registrado en la estación El Canadá de 109,35 m³/s; mientras que el mayor registro de la estación La Arena es de 1 405,89 m³/s en septiembre de 1967. Estas máximas avenidas tienen un significado puntual a nivel interanual ambiental.

Siguiendo la primera metodología descrita (Apéndice Normativo C, DOF, 2012) se determina el caudal ecológico (Qecol) para ambas estaciones. El patrón general de los caudales mantiene un modelo definido en su régimen para ambas estaciones. El periodo de avenida será considerado como aquellos meses donde el escurrimiento medio sea mayor al EMA (Figura A. 2). Cabe resaltar que los valores finales establecidos como Qecol deben ser superiores al caudal base (Qbase) e inferiores al caudal medio mensual. Por lo tanto, el régimen de caudales ecológicos queda establecido como el Qbase, exceptuando los meses donde este es sobrepasado por los porcentajes de Qm recomendados, por ser este el mínimo establecido para que el sistema fluvial cumpla con sus funciones elementales.

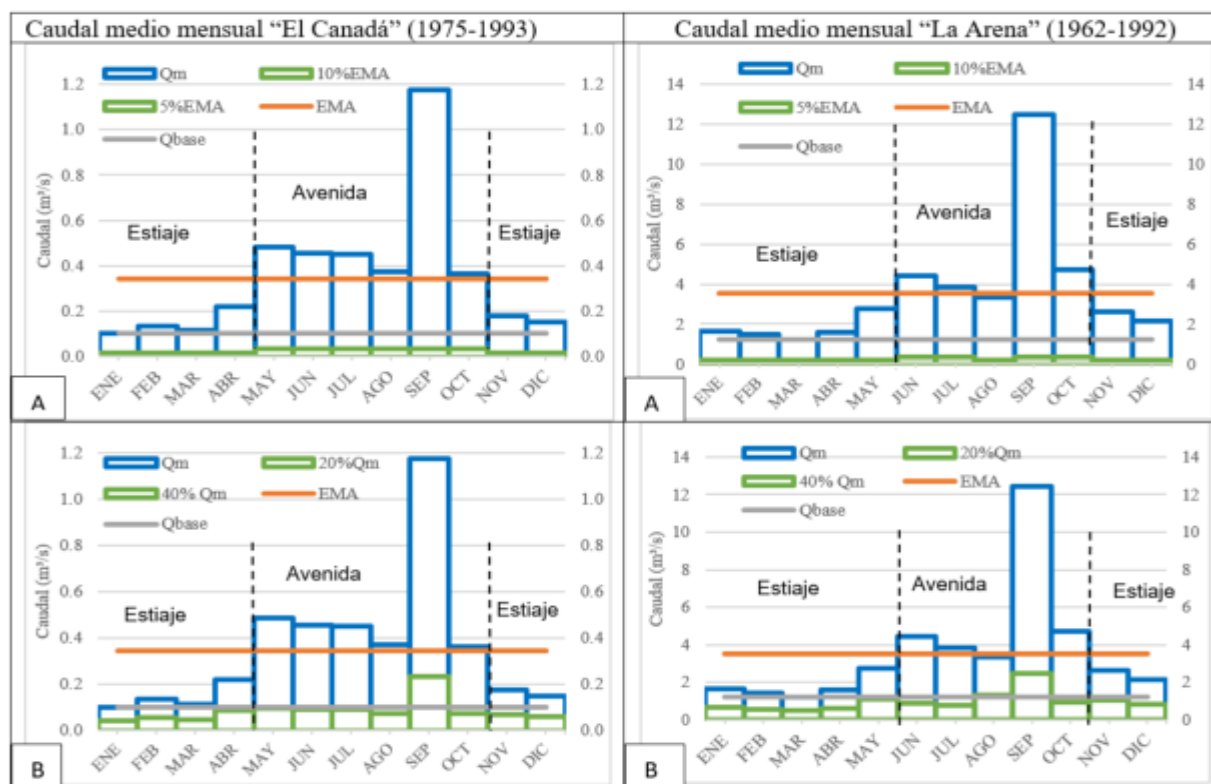


Figura A. 2. Porcentajes recomendados del EMA (A) y Qm (B) del caudal medio mensual para la determinación del caudal ecológico en las estaciones hidrométricas (El Canadá y La Arena).

Siguiendo la segunda metodología descrita (Apéndice Normativo D, DOF, 2012), se establece el comportamiento del régimen hidrológico para los diferentes tipos de años que se presentan en la cuenca en estudio (húmedo, medio, seco y muy seco) (Figura A. 3).

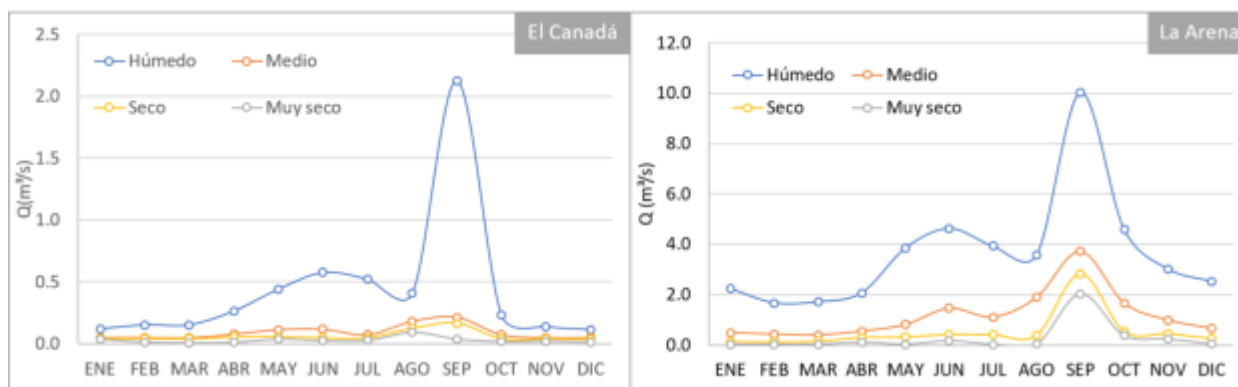


Figura A. 3. Comportamiento del régimen hidrológico para los distintos tipos de años que se presentan en la cuenca del río Pesquería.

Según la frecuencia de ocurrencia para los diferentes tipos de años, se determina el volumen para efecto del balance de disponibilidad (V_{tCoe}) y el porcentaje que representa del escurrimiento medio anual (EMA) para ambas estaciones (Tabla A. 1).

Tabla A. 1. Volumen anual conforme a la frecuencia de ocurrencia dada para un objetivo ambiental clase “D” de la cuenca del río Pesquería.

	Muy seco		Seco		Medio		Húmedo	
Percentil	P0		P10		P25		P75	
Unidad	hm³/año		hm³/ año		hm³/ año		hm³/ año	
Estación	Canadá	Arena	Canadá	Arena	Canadá	Arena	Canadá	Arena
V _{coe}	0.89	8.31	1.95	16.83	2.88	37.28	13.72	115.23
% EMA	8.19	7.48	17.95	15.16	26.53	33.58	126.36	103.79
Frec. de ocurrencia	0.35		0.4		0.2		0.05	
V _{tCoe}	El Canadá = 2.35				La Arena = 22.86			
% EMA	El Canadá = 21.7				La Arena = 20.6			

Con objeto de identificar la magnitud de las avenidas asociadas a los periodos de retorno tanto para 1 año (Categoría I), 1.5 años (Categoría II) como para 5 años (Categoría III), se toman los caudales máximos anuales de la serie histórica y se comprueba el ajuste según diferentes distribuciones estadísticas (Gumbel, Log Pearson Tipo III y Log Normal) (Figura A. 4). Se debe tener presente que una determinada distribución de probabilidad no necesariamente se aplica por igual a diferentes ríos, por ello resulta lógico probar diferentes distribuciones, para obtener aquella que mejor se ajuste. Para este caso, se toma como media el ajuste de todas las distribuciones aplicadas, al no destacar ninguna como la de mejor ajuste.

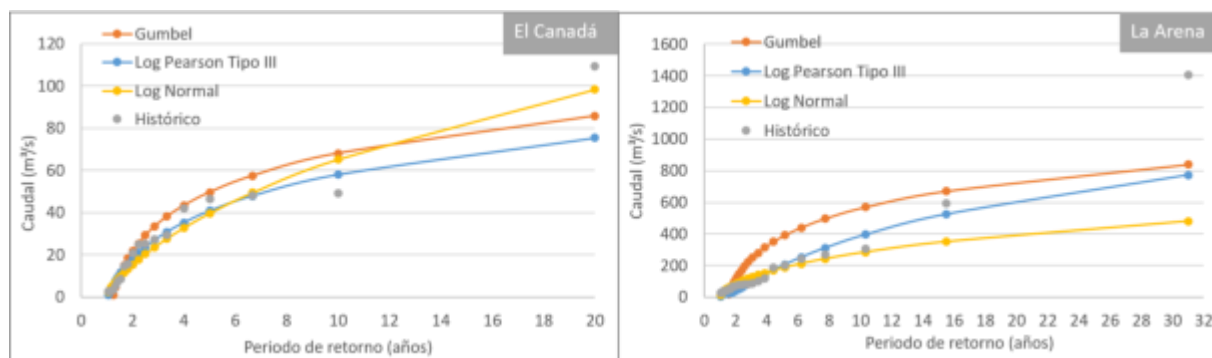


Figura A. 4. Ajuste de la distribución estadística para identificar la magnitud de las avenidas a distintos periodos de retorno del río Pesquería.

Los resultados del régimen de avenida indican las inundaciones esperadas para diferentes períodos de retorno. Estos volúmenes son representativos entre mayo y octubre para las categorías I y II, y en septiembre para la categoría III, ya que durante estos meses se producen las crecidas más significativas según el régimen natural del río (Tabla A. 2).

Tabla A. 2. Régimen de avenidas para las estaciones hidrométricas ubicadas.

Atributos del régimen hidrológico		Categoría I PR 1año		Categoría II PR 1.5 años		Categoría III 5 años	
Estación		Canadá	Arena	Canadá	Arena	Canadá	Arena
Magnitud	m³/s	2	20	10	40	46	245
	hm³ al día (Va)	0.17	1.73	0.86	3.46	3.97	21.17
Frecuencia de ocurrencia (fa)		4	4	2	4	2	2
Duración (número de días)		2	2	1	2	1	2
Momento de ocurrencia		Mayo -Octubre				Septiembre	
Tasa de cambio		El Canadá				La Arena	
Ascenso		610				197	
Descenso		89				69	
Vt _{Ra} a 10 años (hm³)		11.06				112.32	
Vt _{Ra} al años (hm³)		1.11				11.23	

Las avenidas categoría I, imitan la distribución natural del río durante un año, lo que influye en la composición de la vegetación ribereña, aumenta las áreas de inundación al depositar sedimentos en los canales y favorece las zonas de desove. A su vez, se incrementa los hábitats disponibles para la reproducción y el refugio de especies (Meza–Rodríguez et al., 2017). Para el caso de avenidas categoría II, se corresponde al nivel formador de caudal (bankfull), y se observa principalmente durante la temporada de lluvias. Este volumen de agua es esencial para mantener la integridad de las riberas, ya que el caudal bankfull preserva la forma física del cauce al remover sedimentos como arenas, gravas y rocas. Después de períodos de caudales bajos, el caudal bankfull actúa como un limpiador natural, restaurando la calidad del agua en el río. En el caso la categoría III, con un período de retorno de 5 años, se caracterizan por producir pequeñas inundaciones, típicamente durante el mes de septiembre, siendo este el más lluvioso. Este caudal ayuda a conservar la morfología del cauce y facilita el transporte de sedimentos al removerlos del lecho del río. De esta forma se contribuye a mantener en buen estado la cobertura vegetal de los corredores ribereños.

Caracterizado el régimen de avenidas, se define un volumen anual con base en sus respectivas frecuencias de ocurrencia para un periodo hipotético de diez años. Esto permite determinar las características básicas de las crecidas (magnitud, frecuencia, duración, momento de ocurrencia y tasa de cambio). En los resultados de dichos atributos para este régimen hidrológico con fines de restauración (Deficiente) tendrían que ocurrir 1 crecidas categoría III, 1 crecida categoría II y 2 crecidas categoría I para cada estación. El volumen total anual para el régimen de avenidas se calcula para la estación el Canadá de 1.1 hm^3 al año y para la estación la Arena de 11.23 hm^3 al año (Tabla A. 2). La variabilidad natural intra e interanual de los caudales es crucial para mantener la biodiversidad y permitir la evolución potencial de los ecosistemas ribereños (Salinas-Rodríguez et al., 2018; Salinas-Rodríguez & Martínez Pacheco, 2024). Utilizar parámetros hidrológicos relevantes, es fundamental proteger y/o restaurar el flujo natural del agua para salvaguardar a las especies asociadas al río y el ecosistema ribereño.

Como estrategia de recuperación de los procesos del ecosistema del río Pesquería, se determina el volumen final de reserva (V_{fr}) o caudal ecológico con fines de balance de disponibilidad de la cuenca, que se obtiene a partir del volumen anual para el régimen de avenidas (V_{tRa}) más el volumen de disponibilidad anual (V_{tCoe}) (Tabla A. 3). Esta propuesta de caudal ecológico está conformada por un régimen de caudales base y uno de crecidas, con la finalidad de respetar el patrón natural de escurrimiento (Salinas-Rodríguez & Martínez Pacheco, 2024). Las mayores diferencias entre las estaciones hidrométricas se ven reflejadas en el balance de disponibilidad (V_{tCoe}) siendo un volumen inferior en aproximadamente 90% para el caso de la estación el Canadá con respecto a la estación La Arena. Sin embargo, se correlacionan adecuadamente los porcentajes de escurrimiento medio anual ($\approx 30\%$) que deben ser reservados en términos de conservación ecológica, entre ambas estaciones.

Tabla A. 3. Volumen final de reserva anual para las estaciones hidrométricas del río Pesquería.

	El Canadá	La Arena
V_{tCoe} ($hm^3/años$)	2.35	22.86
V_{fr} ($hm^3/años$)	3.46	34.09
% del EMA	31.86	30.71

Anexos

Anexo 1. Importancia ecológica (DOF, 2012)

Importancia ecológica	Aspectos bióticos	Aspectos abióticos	Alteración hidrológica
Muy alta	Una o más especies endémicas en la región y el país que además tienen relevancia internacional, en algún estado de protección según la NOM059-SEMARNAT-2010 y/o otros listados similares internacionales.	Hábitats únicos por su diversidad y funcionamiento, que mantienen su estructura natural e integridad ecológica asociada a los servicios ecosistémicos aportados intactos. La zona de captación se conserva.	- Nula o mínima. - Se conserva el régimen natural.
Alta	Al menos una especie de relevancia regional o nacional bajo algún estado de protección en la NOM-059- SEMARNAT-2010 o en listados similares internacionales	Hábitats únicos por su diversidad y funcionamiento en los que predomina su estructura natural, básicamente conservan su integridad ecológica y, en consecuencia, los servicios ecosistémicos que aportan. La zona de captación se conserva.	- Presencia mínima de infraestructura antropogénica (camino, granjas, descargas domésticas de aguas residuales). - Alteraciones moderadas al régimen natural.
Media	Presencia de poblaciones de diferentes especies, de relevancia regional por su aportación a servicios ecosistémicos o al desarrollo socioeconómico.	La zona de captación y los hábitats se encuentran moderadamente alterados. Conservan en alguna medida su funcionamiento, estructura y servicios básicos, a pesar de haber experimentado cambios físicos.	- Presencia evidente de infraestructura antropogénica. - Alteraciones evidentes y significativas, pero se mantienen ciertos componentes del régimen hidrológico.

Baja	Nula o muy baja presencia de especies (peces o macroinvertebrados) y vegetación totalmente perturbada.	Zona de captación sometida a fuerte presión por el agua y el cambio de uso del suelo. Cauces invadidos, obstruidos, abandonados, modificados, canalizados o destruidos por actividades de extracción, cuyos cambios en casos extremos son irreversibles. Integridad ecológica completamente perdida y en ocasiones solo se conservan los servicios más básicos.	- Alta presencia de infraestructura antropogénica. - Régimen completamente alterado
-------------	--	---	--

Anexo 2. Indicadores ecológicos y de gestión del agua a partir de la asignación de objetivos ambientales (DOF, 2012)

Objetivo ambiental	Estado ecológico deseado	Estrategia de conservación	Indicadores ecológicos	Indicadores de gestión del agua
A	Muy Bueno	Conservación o reserva	Río en condiciones naturales que mantiene el régimen hidrológico natural y conserva todos sus componentes. Los indicadores de calidad y biológicos muestran valores asociados a condiciones inalteradas, sin indicios de distorsión o de escasa importancia. No existen alteraciones geomorfológicas ni fisicoquímicas.	Zonas de conservación o reservas de agua, generalmente asociadas con cuencas altas, zonas de captación y alimentación a los grandes usuarios. Manejo orientado a la máxima captación congruente con mantener o alcanzar el máximo nivel de conservación.
B	Bueno	Manejo o restauración	El régimen natural presenta leves alteraciones. Los indicadores de calidad y biológicos no exceden desviaciones leves de las condiciones inalteradas. Conserva la diversidad de especies con pérdidas mínimas o cambios en densidades.	Gestión orientada a pequeños usuarios y a grandes transferencias de volúmenes comprometidos aguas abajo. El abastecimiento a la población es de muy bajo impacto y las descargas de aguas negras se encuentran aisladas. Cauces libres sin actividad invasora y contaminación difusa de muy bajo impacto. El impacto de los usos en general puede ser controlado con relativa facilidad y la restauración ecológica sería asequible
C	Moderado	Conectividad o rehabilitación	Los indicadores de calidad y biológicos se desvían respecto a las condiciones inalteradas. Permanecen especies sensibles, aunque dominan especies tolerantes; se mantiene	Zonas con extracción importante de aguas superficiales y subterráneas, pero sin llegar a la sobreexplotación. Cauces con problemas de delimitación debido a actividades

			cierta funcionalidad en el ecosistema, aunque ésta ha sido alterada. Las alteraciones significativas de las condiciones hidrológicas, geomorfológicas o fisicoquímicas explican estos cambios.	evidentes de invasión. Descargas de aguas residuales evidentes, mas no dominantes. Infraestructura presente o necesaria para mejorar las condiciones de gestión.
D	Fuertemente modificado	Recuperación	Los indicadores de calidad y biológicos no reflejan las condiciones naturales. Se presentan severas alteraciones de la estructura y función del ecosistema. Hay presencia de especies invasoras (p.e. lirio.). Las condiciones hidrológicas, geomorfológicas o fisicoquímicas explican estos cambios en las comunidades biológicas.	Zona con sobreexplotación de fuentes superficiales y subterráneas, tramos secos, cauces invadidos, extracción de materiales con impactos severos en la geomorfología del cauce. Clara evidencia de aguas residuales y funcionamiento del cauce como drenaje. El río se considera un espacio insalubre.

Anexo 3. Estaciones hidrométricas en la cuenca del Río San Juan.

Cuerpo de Agua	Estación	Latitud	Longitud	Años de registro
Río Santa Catarina	Cadereyta	25° 35' 52"N	99° 59' 58"W	60 (1962Actualidad)
Río Pesquería	El Canadá	25° 48' 05"N	100° 16' 34"W	33 (19751993, 19952008)
Río Salinas	Ciénega de Flores	25° 57' 10"N	100° 10' 23"W	24 (19932017)
Río Pesquería	La Arena	25° 45' 53.8"N	99° 58' 30.9"W	33 (19621979, 19811996, 2001)
Arroyo La Chueca	La Boca	25° 27' 21"N	100° 09' 35"W	63 (19551991, 1995Actualidad)
Río San Juan	Las Enramadas	25° 30' 06"N	99° 31' 04"W	26 (1996Actualidad)
Río San Juan	Los Aldamas	26° 01' 20"N	99° 11' 49"W	78 (19671978, 1980Actalidad)
Río Pílon	Montemorelos	25° 10' 55"N	99° 49' 56"W	73 (19401975, 19792017)
Río San Juan	Tepehuaje	25° 30' 13.6"N	99° 46' 12.1"W	53 (19572010)
Río Pesquería	Los Herreras	25° 53' 53.9"N	99° 24 05.2W	29 (19421956, 19861990, 19922000)

Anexo 4. Caudales de las estaciones de la REMANECA en L/s

Clave Sitio: OCRBR5016M1												
Clave Monitoreo: OCRBR5016M1 281012												
Nombre del Sitio: RÍO PESQUERIA AGUAS ARRIBA PTAR NORTE												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2012											490	190
2013	170		227	99		6	120			192		
2014		434	444		479		260	290		450		
2015			302	800	597	540	543	381				
2016		307		474	2412	955	216		319			
2017		142,7		322,4	512,9	309,2		398,4	153,3			
2018		537,4	168,2	81		149,3				1247	286,4	
2019												189,7
2020								1159,2				
Clave Sitio: OCRBR5017M1												
Clave Monitoreo: OCRBR5017M1 281012												
Nombre del Sitio: RÍO PESQUERIA AGUAS ABAJO PTAR NORTE												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2012											2470	1420
2013	1910		1100	523		467	500			7200		
2014		371	760		588		830	1580		410		
2015			1122	1217	720	1170	699			1060		
2016		1308		1128	2756	2024	863		1211			
2017		1890,9		1389	1596,8	2013		398,4	3367,8			
2018		4227	468,6	1004,5		695,4				1174,8	113,2	
2019	683,1											

2020								1452,5				
Clave Sitio: OCRBR5018M1												
Clave Monitoreo: OCRBR5018M1 281012												
Nombre del Sitio: ESCOBEDO												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2012											3790	1530
2013	1920		1120	558		168	530			760		
2014		401	700		804		830	1570		370		
2015			858	654	1170	943	2660	1040				
2016		3500		3500	5400	1360	843		475			
2017		495,6		1066,6	2310	935,5		1331,6	2573,1			
2018		372,4	2694,9	2444,4		2172,9				1147,9	1905,6	
2019	650,8											
2020										2403,4		

Anexo 5. Población en millones de habitantes.

Fuente: INEGI (<https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv>).

Años	Población de México	Población de Nuevo León	Población cuenca del Río Pesquería						Total
			Apodaca	García	General Escobedo	Monterrey	Pesquería	San Nicolás de los Garzas	
1895		0.309252							
1900		0.327937							
1910	15.160369	0.36515							
1921	14.33478	0.336412							
1930	16.552722	0.417491							
1940	19.653552	0.541147							
1950	25.791017	0.740191							
1960	34.923129	1.078848							
1970	48.225238	1.694689							
1980	66.846833	2.513044							
1990	81.249645	3.098736	0.115913	0.013164	0.098147	1.069238	0.008188	0.436603	1.74
1995	91.15829	3.550114	0.219153	0.023981	0.176869	1.088143	0.009359	0.487924	2.01
2000	97.483412	3.834141	0.283497	0.028974	0.233457	1.110997	0.011321	0.496878	2.17
2005	103.263388	4.199292	0.418784	0.051658	0.299364	1.133814	0.012258	0.476761	2.39
2010	112.336538	4.653458	0.523370	0.143668	0.357937	1.135550	0.020843	0.443273	2.62
2015	119.938473	5.118992	0.597207	0.247370	0.425148	1.109171	0.087168	0.430143	2.90
2020	126.014024	5.784442	0.656464	0.397205	0.481213	1.142994	0.147624	0.412199	3.24

Anexo 6. Diversos Índices de Calidad del Agua implementados.

Fuente: Modificado de Samboni Ruiz et al., 2007.

ICA	Variables incluidas	Tipo de ponderación
Estados Unidos		
NSF	Temp, pH, OD, DBO, SDT, Turb, CF, NO ₃ -N, fosfato total	Curvas-Promedio ponderado
Dinius (1987)	Temp (aire-superficie), pH, OD, DBO, color, condit, NO ₃ -N, alcal, dureza, cloruros, CT y CF	Ecuación-Media geométrica ponderada
Agua de Oregón OWQI	Temp, pH OD, DBO, ST, NO ₂ -N, NO ₃ -N, NH ₄ -N, fosfato total y CF	Ecuaciones-cuadrado de la media aritmética
Idaho	OD, turb, fosfatos totales, CF y conductividad	Ecuación proporción logarítmica
Canadá		
British Columbia	Se basa en consecución de objetivos los cuales son los limites seguros de las variables dadas por la normativa	Fórmulas -Raíz cuadrada de la sumatoria
México		
León (1998)	Diferencia de temp, pH, OD, DBO ₅ , DQO, SST, NO ₃ -N, NH ₄ -N, fosfatos, alcalinidad, dureza, fenoles, cloruros, CT, CT	Fórmulas, promedio, geométrico ponderado
Montoya (1997)	Condit, pH, OD, DBO ₅ , ST, SST, NO ₂ -N, NO ₃ -N, NH ₄ -N, turb, color, alcl, dureza, cloruros, grasas y aceites, fosfatos, detergentes, CT y CF	Ecuaciones, promedio ponderado
Brasil		
CETESB (2002)	Temp, pH, OD, DBO ₅ , ST, turb, CF, NT, FT	Curvas-promedio ponderado
Colombia		
Behar et al. (1997)	OD, DBO ₅ , CF	Curvas –promedio ponderado
Rojas (1991)	pH, OD, DBO ₅ , ST, turb y CF	
Icauca	pH, OD, color, turb, DBO ₅ , NT, FT, ST, SST, CF	
España		

Calidad general ICG	Considera 23 parámetros, 9 básicos (CT, OD, DQO, DBO ₅ , cond _t , Fosfatos totales, SST, NO ₃ -N, y pH) y 14 complementarios	Gráfica -promedio aritmético ponderado
Simplificado (ISQA)	Temp, OD, DQO, SST, cond _t	Curva - sumatoria
Comunidad Europea		
UWQI	Cadmio, cianuro, mercurio, selenio, arsénico, fluoruros, NO ₃ -N, OD, DBO ₅ , FT, pH, y CT	Ecuación – promedio aritmético ponderado

Anexo 7. Parámetros físico-químicos y biológicos utilizados en diversos índices de calidad del agua.

Fuente: Modificado de Silvestre, 2022.

País	Estados Unidos		UNEP-GEMS		Unión Europea	España	Brasil		Colombia		Frec
	ICA NSF 1970	ICA Dinius 1987	DWQI HWQI 2007	AWQI 2007	UWQI 2007	ISQA 1982	IAP IQA 1975	ISTO 2002	ICA Rojas 1991	ICA UCA 2004	
OD	x	x			x	x	x		x	x	0.7
pH	x	x		x	x		x		x	x	0.7
DBO	x	x			x		x		x	x	0.6
Nitratos	x	x	x		x				x		0.5
Coliformes F	x	x					x		x	x	0.5
Temp	x	x				x	x		x	x	0.4
Turbiedad	x						x		x	x	0.4
Sólidos DT	x						x		x	x	0.4
Fósforo total					x		x			x	0.3
Cadmio			x		x			x			0.3
Mercurio			x		x			x			0.3
Conductividad		x				x					0.20
Sólidos susp						x				x	0.20
Color		x								x	0.20
Nitrógeno total								x		x	0.20
Cloruro		x		x							0.20
Plomo			x					x			0.20
Cromo total			x					x			0.20
Arsénico			x	x							0.20
Fluoruro			x	x	x						0.20
Manganeso			x					x			0.20
Zinc				x				x			0.20

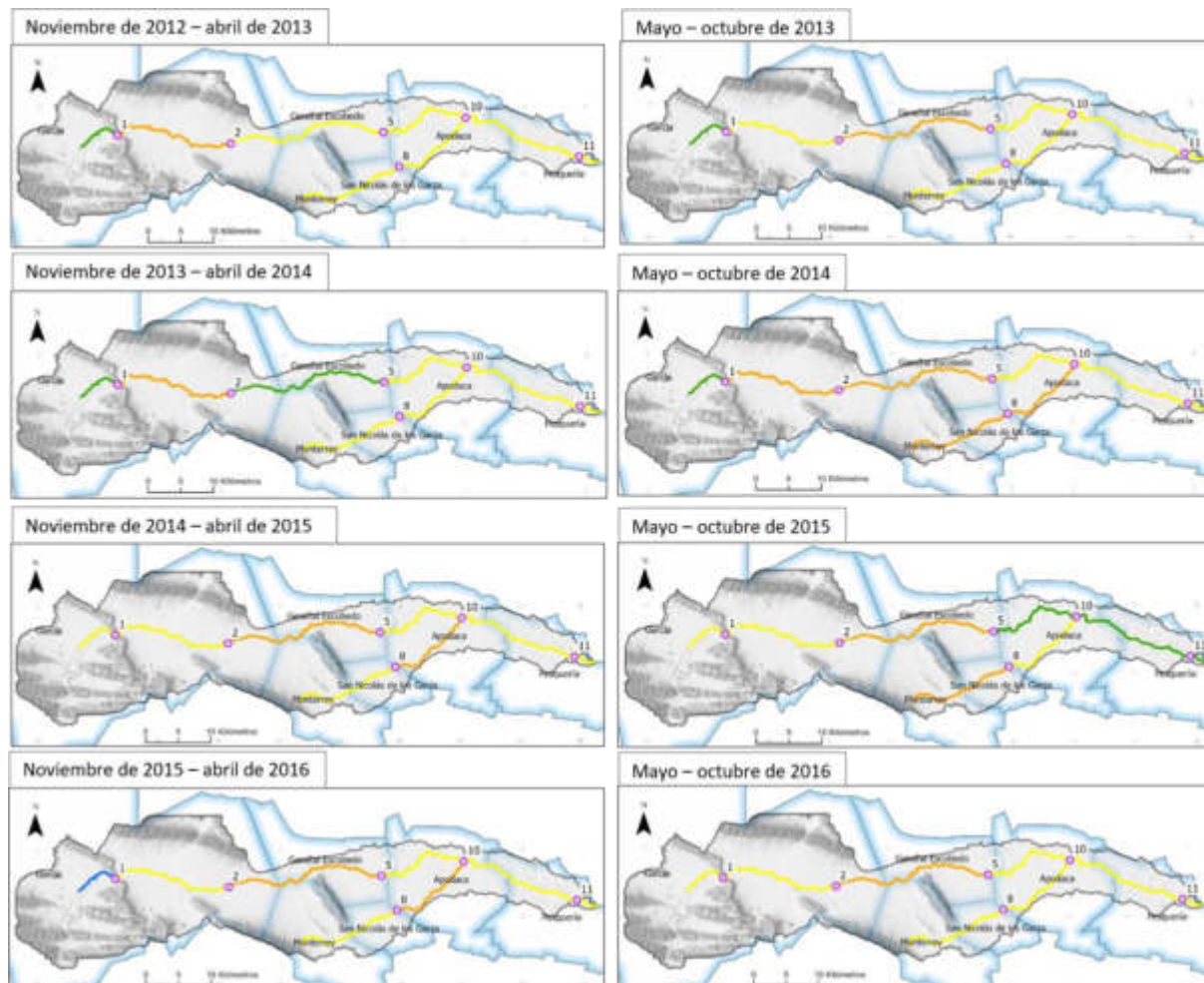
Colif totales		x			x						0.20
DQO		x					x				0.10
Alcalinidad		x									0.10
Dureza		x									0.10
Nitritos			x								0.10
Amoniaco				x							0.10
Fosfato	x			x							0.10
Sodio				x							0.10
Sulfato				x							0.10
Hierro				x							0.10
Cobre			x								0.10
Boro			x								0.10
Níquel								x			0.10
Cianuro					x						0.10
Selenio					x						0.10
PETHM									x		0.10
Aluminio disuelto									x		0.10
Cobre disuelto									x		0.10
Hierro disuelto									x		0.10
COT								x			0.10
Total parámetros	9	12	18	12	5	20	6	10			

Anexo 8. Pesos relativos asignados a los parámetros que conforman el ICA del anexo anterior.

Fuente: Modificado de Silvestre, 2022.

	Estados unidos		Unión Europea	Colombia	
Parámetros	ICA NSF 1970	ICA Dinius 1987	UWQI 2007	ICA Rojas 1991	ICA UCA 2004
OD	0.17	0.109	0.114	0.25	0.21
pH	0.11	0.077	0.029	0.17	0.08
DBO	0.11	0.097	0.057	0.15	0.15
Nitratos	0.10	0.090	0.086		
Coliformes F	0.16	0.116		0.21	0.16
Temp	0.10	0.077			
Turbiedad	0.08			0.11	0.07
Sólidos DT	0.07			0.11	0.07
Fósforo total			0.057		0.08
Cadmio			0.086		
Mercurio			0.186		
Conductividad		0.079			
Sólidos susp					0.05
Color		0.063			0.05
Nitrógeno total					0.08
Cloruro		0.074			
Arsénico			0.113		
Fluoruro			0.086		
Colif totales		0.090	0.114		
DQO					
Alcalinidad		0.063			
Dureza		0.065			
Fosfato	0.10				
Cianuro			0.086		
Selenio			0.086		

Anexo 9. Representación espacial del comportamiento del ICA-RU para la subcuenca urbana del río Pesquería durante el periodo de 2012-2019.



Noviembre de 2016 – abril de 2017



Mayo – octubre de 2017



Noviembre de 2017 – abril de 2018



Mayo – octubre de 2018



Noviembre de 2018 – abril de 2019



Anexo 10. Plantas de tratamiento de aguas residuales en el río Pesquería

Nombre	Municipio/ Localidad	Año inicio	Proceso	Capacidad instalada (L/s)	Caudal tratado	Cuerpo receptor
Santa Rosa	Apodaca/ Santa Rosa	2005	Lodos activados	2000	1537	Río Pesquería
Noro Este	Apodaca/ Agua Fría	1995	Lodos activados	1875	1048,2	Arroyo Topo Chico
García	García/ García	1994	Lodos activados	175	77,8	Río Pesquería
Pesquería	Pesquería/ Pesquería	1994	Lodos activados	25	10,6	Río Pesquería
Pesquería II	Marin/ El Retiro	1994	Lodos activados	140.0	65,5	Río Pesquería
Norte	General Escobedo/ Ciudad General Escobedo	1995	Lodos activados	4000	2458,9	Río Pesquería
Dulce Nombre	Pesquería/ Dulce Nombre	1996	Lodos activados	5000*	724,6	Río Pesquería

*Comenzó operando con un caudal de 5000L/s y en 2012 aumentó a 7500L/s

Anexo 11. Imágenes utilizadas para la determinación del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) en la subcuenca de interés

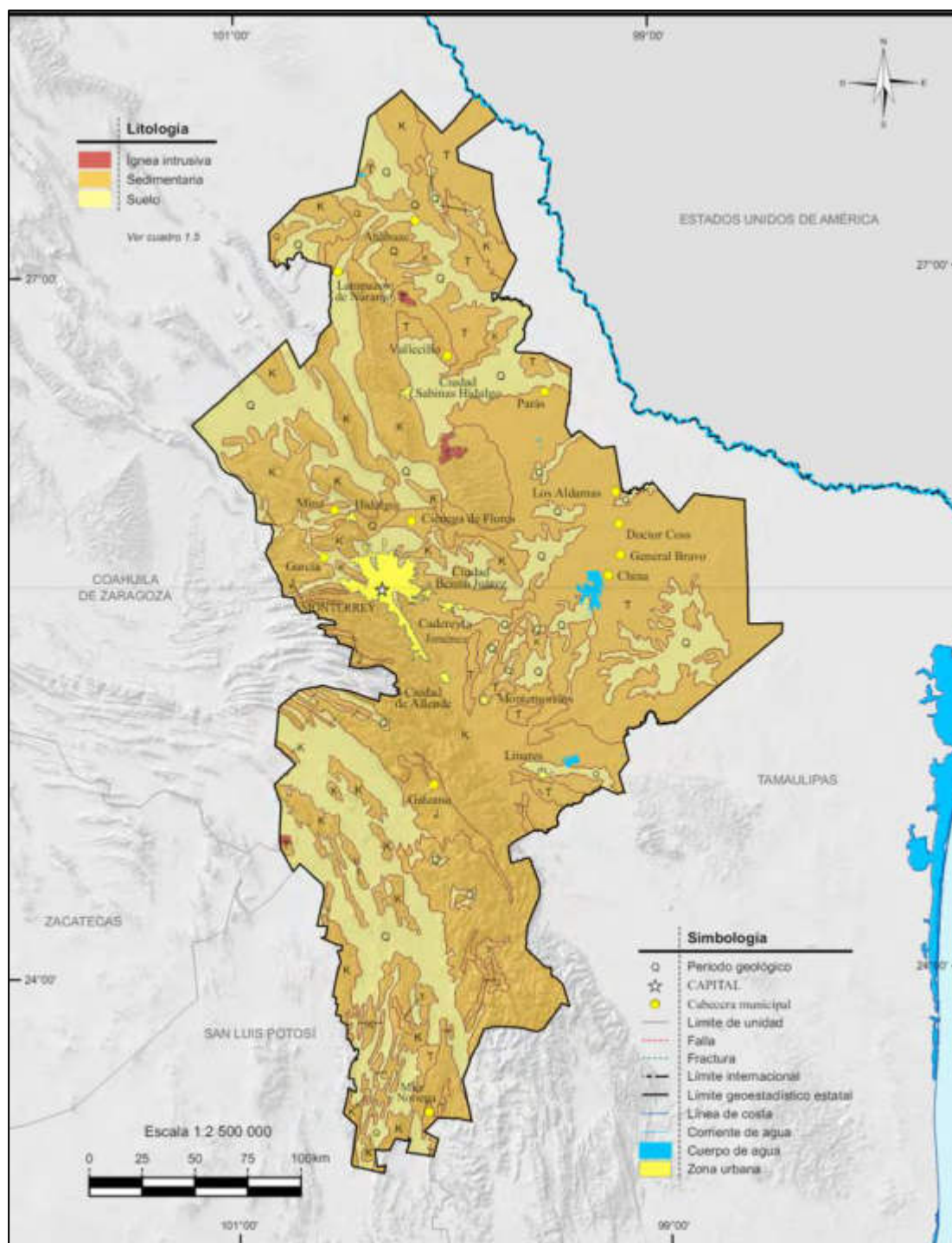
Landsat 5	19970215	20000717	20060718	20110411	20160713	20201028
19930511	19970303	20000818	20060904	20110427	20161017	20201215
19930730	19970709	20000903	20060920	20110513	20161102	20210116
19930815	19970725	20000919	20061107	20110614	20161118	20210201
19930916	19970810	20001208	20061123	20110817	20170121	20210217
19931119	19970911	20010415	20070227	20111020	20170222	20210305
19940106	19970927	20010602	20070806	20111105	20170427	20210321
19940530	19971130	20010906	20070907	Landsat 8	20171105	20210406
19940701	19971216	20011024	20080418	20130603	20180108	20210508
19940717	19980322	20011125	20080605	20130619	20180329	20210609
19940802	19980407	20011227	20081214	20130705	20180414	20210727
19940818	19980423	20020824	20090304	20130806	20180516	20210812
19940919	19980509	20020925	20090421	20130923	20180703	20210929
19941106	19980626	20021214	20090507	20131009	20180719	20211031
19950314	19980712	20030320	20090608	20140113	20180804	20211116
19950415	19980813	20030405	20090710	20140214	20180820	20220103
19950501	19980914	20030507	20090726	20140302	20181210	20220119
19950602	19980930	20030608	20090827	20140318	20181226	20220308
19950805	19981219	20031201	20091014	20140505	20190127	20220324
19950821	19990120	20031217	20091115	20140825	20190417	20220409
19950906	19990309	20040219	20100118	20140910	20190706	20220612
19951008	19990629	20040306	20100424	20141028	20190807	20220714
19951125	19990715	20040728	20100627	20141129	20190823	20220730
19960417	19990731	20040914	20100915	20150711	20191010	20230106
19960519	19990816	20040930	20101001	20150727	20191026	20230122
19960604	19990901	20041016	20101017	20150812	20191213	20230311
19960620	19991104	20050309	20101118	20150828	20200114	20230412
19960722	19991120	20050629	20101204	20150929	20200505	20230428
19960807	19991206	20050731	20101220	20151015	20200622	
19961010	20000123	20050917	20110105	20160119	20200708	
19961111	20000208	20051019	20110121	20160204	20200809	
19961213	20000327	20051104	20110206	20160323	20200926	
19961229	20000701	20060616	20110310	20160510	20201012	

Anexo 12. Niveles de impacto de cada parámetro sobre los sub-indicadores a evaluar en el índice Hidrogeomorfológico IHG

Impacto directo e intenso Impacto indirecto moderado Impacto indirecto leve	Calidad funcional			Calidad cauce			Calidad riberas		
	Naturalidad del régimen de caudal	Disponibilidad y movilidad de sedimentos	Funcionalidad de la llanura de inundación	Naturalidad del trazado y de la morfología en planta	Continuidad y naturalidad del lecho y los procesos longitudinales y verticales	Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral	Continuidad longitudinal de las riberas	Anchura del corredor ribereño	Estructura, naturalidad y conectividad transversal
Usos suelo cuenca									
Presas y embalses									
Derivaciones, detracciones									
Vertidos, retornos									
Trasvases									
Urbanización de la cuenca									
Incendios cuenca									
Repoblaciones cuenca									
Aterrazamientos									
Vías de comunicación valle									
Retenciones de vertiente									
Azudes									
Diques o motas									
Defensas de margen									
Edificios en zona inundable									
Canal									
Usos de suelo zona inundable									
Dragados									
Canalización									
Relleno cauces abandonados									
Simplificación de brazos									
Desvíos, cortas de meandro									
Rectificación de márgenes									
Puentes									
Vados									
Extracciones de áridos									
Revestimiento									
Limpiezas de vegetación									
Tuberías enterradas									

Escombros en márgenes									
Naves, granjas en ribera									
Cultivos, chopas en ribera									
Zonas taladas en ribera									
Pistas, caminos en ribera									
Pastoreo en ribera									
Desbroces en ribera									
Incendios en ribera									
Recogida de madera en ribera									
Basura en ribera									
Uso recreativo en ribera									
Explotación del acuífero									

Fuente: INEGI. Continuo Nacional del Conjunto de Datos Geográficos de la Carta Geológica
Escala 1:1 000 000 serie I.



Anexo 14. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 1

ÍNDICE PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES (IHG)

sistema fluvial Río Pesquería

sector funcional Tramo 1 - García U

fecha	Febrero - 2024
-------	----------------

CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA

Naturalidad del régimen de caudal 4

[illegible]

Disponibilidad y movilidad de sedimentos 6

El caudal mínimo sigue el sector funcional en retención alguna de crías antigripal y el sistema fluvial sigue así en correspondencia la función de movilización y transporte de crías según:		10
Hay presas con capacidad de retener sedimentos en la cuenca vertiente y en los sectores aguas abajo del sistema fluvial	se trata de un 75% de la cuenca vertiente hasta el sector cuenta con retención de sedimentos se trata un 50% y un 75% de la cuenca vertiente hasta el sector cuenta con retención de sedimentos se trata un 20% y un 50% de la cuenca vertiente hasta el sector cuenta con retención de sedimentos	-4 -3
En el sector se registra retención de ácidos o dragados que reducen la disponibilidad de sedimentos y alteran su movilidad	importantes y frecuentes puntuales	-4 -3
En el sector hay alteraciones o pérdida de difusividad en la movilidad de los sedimentos (remoción, embudoización, alteraciones de la potencia específica, crecimiento de ciertas especies vegetales...) y pueden atribuirse a factores antrópicos	notables límites	-3 -1
Las vertientes del río y las pequeñas afluentes que desembocan en el sector cuentan con afluentes antiguos que afectan a la movilidad de sedimentos o bien su conexión con el río, la llanura de inundación o el propio sector fluvial no es continua	alteraciones y/o desconexiones muy importantes alteraciones y/o desconexiones significativas alteraciones y/o desconexiones leves	-3 -2 -1

Funcionalidad de la llanura de inundación 5

La forma de inundación puede ejercer un restricción antrópica a las funciones de dispersión de energía en ciertos, formación de caudales punta por desembalsamiento y decaimiento de sedimentos					10			
La forma de inundación sujeta los defensas longitudinales que restringen las funciones naturales de laminación, decaimiento y integración de energía	si son defensas continuas	si son discontinuas pero superan el 50% de la longitud de la lamina de inundación	si disminuyen menos del 50% de la longitud de la lamina de inundación					
	-	-	-		-			
	-	-	-		-			
si predominan defensas directamente adyacentes al cauce menor si están separadas del cauce pero restringen más del 50% de la anchura de la lamina de inundación si solo hay defensas puntuales que restringen menos del 50% de la anchura de la lamina de inundación	-	-	-		-			
	-	-	-		-			
	-	-	-		-			
La forma de inundación tiene obstáculos (defensas, rios de comunicación elevadas, edificios, aceras...), generalmente transversales, que afectan los procesos hidrogeomorfológicos de desembalsamiento e inundación y las flujos de crecida					si hay abundantes obstáculos si hay obstáculos puntuales	- -1		
La forma de inundación presenta crecidas suaves que reducen su funcionalidad natural o bien la quedada coagula por dragado o canalización del cauce					si los terrenos sobre-inundados o impermeabilizaciones superan el 50% de su superficie si los terrenos sobre-inundados o impermeabilizaciones superan entre el 50% y el 30% de su superficie si hay un drenaje natural o semi-natural que evacua aunque no absorba el 15% de su superficie	- -2 -3		

VALORACIÓN DE LA CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA 15

CALIDAD DEL CAUCE

Naturalidad del trazado y de la morfología en

planta 7[illegible]

Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales⁷

El clima en natura y corto y su presencia hidrogenoformita longitudes y unidades son funciones, naturales y acoores con las características de la cuenca y del valle, del sustrato de la pendiente y del funcionamiento hidrológico	10
En el sector funcional hay infraestructuras naturales y culturales que impiden la continuidad del paisaje	
si hay al menos una presa de más de 10 m de altura a su tipo y para cada subsector si hay varias arroyos y si menos una presa de más de 10 m con tipos para cada subsector si hay un solo arroyo	se estimaban más del 80% de la longitud del sector se estimaban el 40% de la longitud del sector se estimaban el 25% de la longitud del sector
Hay puentes, valles o otros obstáculos que afectan a la continuidad del paisaje	-1
La topografía del fondo del valle, la sucesión de rios y rios, la granulación de la superficie de los materiales o la vegetación asociada a presencia de los sectores naturales de taller para los sectores por drenaje, extracciones, sedimentos o limpiques	-2
	más de 1 por cada km de la cuenca menor del 1 por cada km de la cuenca menor del 25% de la longitud del sector si un Arroyo de menos de 5 y el 25% de la longitud del sector una presa puntual

Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral 8

El cauce no muestra y tiene presencia de modificaciones lineales en sus orillas, ya que sus márgenes naturales presentan una morfología acorde con los procesos morfogenéticos de erosión y sedimentación	10
El cauce ha sufrido una canalización total y las defensas de margen no continúan o están fuertemente afectadas, visto desde el nacimiento, conopeo y alameda a las márgenes	-6
	entre un 70% a la longitud del sector
	entre un 50% y un 70% de la longitud del sector
	entre un 30% a un 50% de la longitud del sector
	entre un 10 y un 30% de la longitud del sector
	entre un 5 y un 10% de la longitud del sector
	en menos de un 5% de la longitud del sector
Las márgenes del cauce presentan elementos no naturales, corresponden o no a las márgenes que modifican la morfología natural	restantes
	menos
En su sector se observan anomalías de uso de la dinámica lateral que ocasiona o no hay un buen equilibrio entre márgenes de erosión y de sedimentación, pudiendo ser efecto de actividades en sectores limitados aguas arriba	restantes
	menos

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL CAUCE 22

VALOR FINAL: CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA 52

CALIDAD DE LAS RIBERAS

Continuidad longitudinal 6

El corralillo debe ser construido a lo largo del todo el sendero funcional y en ambas márgenes del mismo mismo, siempre que el relieve no presentara obstáculos que lo impida	10		
La continuidad longitudinal de las riberas naturales puede estar interrumpida bien por usos del suelo permanentes (urbanización, riego, granjas, graneros, cultivos, zonas industriales, puentes, defensas, anclajes) o bien por perturbaciones con ciclos de avarias no permanentes (cosechas, eructos, tormentas catastróficas, incendios)	si más del 70% de las discontinuidades son permanentes	si entre un 30% y un 70% de las discontinuidades son permanentes	si menos del 30% de las discontinuidades son permanentes
si las riberas están totalmente eliminadas	-10	-10	-10
si la longitud de las discontinuidades supera el 80% de la longitud total de las riberas	-10	-8	-8
si las discontinuidades superan entre el 70% y el 80% de la longitud total de las riberas	-8	-6	-6
si las discontinuidades superan entre el 60% y el 70% de la longitud total de las riberas	-6	-7	-6
si las discontinuidades superan entre el 50% y el 60% de la longitud total de las riberas	-7	-6	-5
si las discontinuidades superan entre el 40% y el 50% de la longitud total de las riberas	-6	-6	-4
si las discontinuidades superan entre el 30% y el 40% de la longitud total de las riberas	-5	-4	-3
si las discontinuidades superan entre el 20% y el 30% de la longitud total de las riberas	-4	-3	-2
si las discontinuidades superan entre el 10% y el 20% de la longitud total de las riberas	-3	-2	-1
si las discontinuidades superan menos del 10%	-2	-1	-1

Anchura del corredor ribereño 4

[illegible]

Estructura, naturalidad y conectividad transversal 5

En las riberas superiores se conserva la estructura vegetal (árboles, arbustos, herbáceas), la naturaleza de las especies y toda la complejidad y diversidad biológica, no evidenciando ningún disturbio evidente interno que prepare o desconecte los distintos hábitats o ambientes que conforman el corredor.					10
Hay presiones antropicas en las riberas (pastoreo, recolección, talas, incendios, explotación del acuífero, extracción de material muerto, erosión de bancos aluviales, herbicidas, uso agrícola, etc.) que alteren significativamente o bien la forma o bien la materia prima (estructuras) con el frutido (cantidad con respecto)	si se observan en más del 50% de la longitud de la ribera actual	si se observan entre el 25% y el 50% de la superficie de la ribera actual	si se observan en menos del 25% de la superficie de la ribera actual		
- si las alteraciones son importantes	-4	-2	-2		
- si las alteraciones son leves	-3	-2	-1		
La naturaleza de la vegetación ribereña ha sido alterada por invasoras o reemplazadas	- si las alteraciones son significativas	- si las alteraciones son leves			
	-4	-2			
En el sector hay estructuras longitudinales o diagonales, transversales, defensas, alcantarillas, puentes, cerramientos, etc., que actúan como barreras físicas transversales del corredor	si se desarrollan por todo el sector y la suma de sus longitudes supera el 70% de la longitud de las riberas	si la suma de sus longitudes da un valor entre el 70% y el 100% de la longitud de las riberas	si la suma de sus longitudes da un valor entre el 50% y el 100% de la longitud de las riberas	si la suma de sus longitudes es inferior al 50% de la de las riberas	
	-4	-3	-3	-1	
a) la Continuidad longitudinal ha resultado positiva interna o externa				si se obtiene mayor puntaje al resultado final	
b) la Continuidad Antrópica ha resultado:				negativa, valor 0	
c) la Continuidad longitudinal ha resultado:	2 ó 3	-1			

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS RIBERAS 15

Anexo 15. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 2

[illegible]

Anexo 16. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 3

INDICE PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES (IHG)			
sistema fluvial	Río Pesquería	sector funcional	Tramo 3 - Mty-Esc
CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA		CALIDAD DEL CAUCE	
Naturalidad del régimen de caudal ⁰ Tanto la cantidad de caudal existente por el sector como su distribución temporal y sus variaciones estacionales responden a la dinámica natural, por lo que el sistema fluvial cumple perfectamente su función de transporte hidrológico. Agua arriba o en el propio sector funcional hay actuaciones humanas (embalses, derivaciones, vertidos, desviaciones, reforestación, etc.) que modifican la cantidad de caudal existente por el sistema fluvial. Hay modificaciones leves de la cantidad de caudal existente.		Naturalidad del trazado y de la morfología en planta ² El trazado del cauce se mantiene natural, sin alteraciones, y la morfología en planta presenta los caracteres y dimensiones acordes con las características de la cuenca y del valle, así como con el funcionamiento natural del sistema. En el sector se observan cambios retroactivos y progresivos en la morfología en planta derivados de actuaciones humanas en la cuenca o del efecto de infraestructuras.	
Disponibilidad y movilidad de sedimentos ³ El caudal existe flego al sector funcional en retención alguna de origen antrópico y el sistema fluvial puede en cualquier momento de inundación y transporte de esos sedimentos. Hay presas con capacidad de retener sedimentos en la cuenca vertiente y en las secciones aguas arriba del sistema fluvial. En el sector se registran actuaciones de retención de sedimentos que afectan a la movilidad de los sedimentos (armazones, embalses, etc.) que afectan a la movilidad de los sedimentos. Las vertientes de valle y las pequeñas afluentes que desembocan en el sector cuentan con alteraciones que afectan a la movilidad de sedimentos, o bien se conservan con el valle, la forma de inundación o el propio sector fluvial no se conservan.		Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales ⁴ El cauce es natural y continuo y sus procesos hidrogeomorfológicos longitudinales y verticales son funcionales, naturales y acordes con las características de la cuenca y del valle, del estrato, de la pendiente y del tipo de sustrato. En el sector funcional hay infraestructuras que alteran la continuidad del cauce que rompan la continuidad del mismo. Hay puentes, vallas o otros obstáculos que alteran la continuidad longitudinal del cauce. La longitud del fondo del cauce, la sucesión de resacas y remansos, la granulometría-morfometría de los materiales o la vegetación acuática o ribereña del lecho muestran alteraciones de todos los tipos que afectan por dragados, extracciones, vertidos o limpiezas.	
Funcionalidad de la llanura de inundación ² La llanura de inundación cumple con su función de amortiguación de la energía de las crecidas, por lo que el sistema fluvial cumple perfectamente su función de transporte hidrológico. La llanura de inundación cuenta con defensas longitudinales que restringen las funciones naturales de laminación, amortiguación y dispersión de energía. La llanura de inundación tiene obstáculos (defensas, vías de comunicación, etc.) que afectan a la movilidad de los sedimentos, o bien se conservan con el valle, la forma de inundación o el propio sector fluvial no se conservan.		Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral ⁰ El cauce es natural y tiene capacidad de movimiento lateralmente en cualquier momento de inundación, por lo que el sistema fluvial cumple perfectamente su función de transporte hidrológico. El cauce ha sufrido una modificación que altera la movilidad lateralmente en cualquier momento de inundación, por lo que el sistema fluvial cumple perfectamente su función de transporte hidrológico. Las márgenes del cauce presentan alteraciones de todos los tipos que afectan a la movilidad lateralmente en cualquier momento de inundación, por lo que el sistema fluvial cumple perfectamente su función de transporte hidrológico.	
VALORACIÓN DE LA CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA ⁵		VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL CAUCE ⁷	
VALOR FINAL: CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA ¹⁷		VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS RIBERAS ⁵	

Anexo 17. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 4

ÍNDICE PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES (IHG)

sistema fluvial Río Pesquería

sector funcional Tramo 4 - Apodaca U

fecha	Marzo - 2024
-------	--------------

CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA

Naturalidad del régimen de caudal ^[2]

[illegible]

Disponibilidad y movilidad de sedimentos

[illegible]

Funcionalidad de la llanura de inundación

La fuente de contaminación genera un restregón, arrastra sus funciones de depósito de energía en exceso, limitación de conductividad por desdoblamiento y liberación de sulfuros.			10
La fuente de contaminación emite un defecto longitudinal que restringe los funciones naturales de liberación, liberación y depósitos de energía	si son defectos verticales	se desdoblaron por el 50% de la longitud de la fuente de contaminación	se absorben menos del 50% de la longitud de la fuente de contaminación
se prefieren defectos desde arriba, inferiores, al centro, mayor	-3	-4	-3
se emiten explosión del tubo pero restringen más del 50% de la anchura de la fuente de contaminación	-4	-3	
si son los defectos circulares que restringen menos del 50% de la anchura de la fuente de contaminación	-3	-2	-1
La fuente de contaminación tiene defectos de perforación, los de comunicación elevadas, apiladas, equidistantes... generalmente transversales, que afectan los procesos hidro-geomorfológicos de desdoblamiento y ruidos y los flujos de gases		si hay abundantes apilados	-2
		si hay abundancia puntual	-1
La fuente de contaminación presenta una zona que reduce la capacidad natural a través de cualquier carga por liberación o contaminación del tubo	si los términos sobreabundancia o hiperabundancia superan el 50% de su superficie		-3
	si los términos sobreabundancia o hiperabundancia representan entre el 10% y el 50% de su superficie		-2
	si los términos sobreabundancia o hiperabundancia superan el 10% de su superficie		-1

VALORACIÓN DE LA CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA 10

CALIDAD DEL CAUCE

Naturalidad del trazado y de la morfología en planta 7

El tamaño del vector $\vec{v}$ es variable, nulo, fijo, y la morfología en planta presenta los caracteres y dimensiones apropiados con las características de la cuenca y del valle, así como con el funcionamiento natural del sistema.					10
Se han registrado cambios de trabajo antrópicos y modificaciones antropogénicas de la morfología en planta del vector	si afectan a más del 50% de la longitud del vector	si afectan a una longitud entre el 25% y el 50%	si afectan a una longitud entre el 10% y el 25%	si afectan a menos del 10% de la longitud del vector	
si hay cambios: árboles (árboles, caños, muelles de caña, arboledales, simplificación de troncos)	-4	-2	-2	-5	
si no hay cambios antrópicos					
si se registran cambios menores (restricción de márgenes, pequeñas modificaciones...)		-4		-5	
si no hay cambios (cercas, cercados, muros, etc.)					
si no hay cambios (cercas, cercados, muros, etc.)	-4	-4	-2	-1	
El río actúa de elemento estabilizador (sedimentación y progresión) en la morfología en planta del vector de actividades humanas en la cuenca o del efecto de influencias externas					10

Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales ⁵

[illegible]

Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral [5]

El tucú de natura i l'alta capacitat de movibilitat lateralment en el cos, pel que els murgers podrien presentar una morfologia similar als animals bioturbadors, fòssils de anàlisi i sedimentació	10
El tucú de la família una cançalitat total a	en més del 75% de la longitud del sector
per diferència de murgers no continuu o	entre un 60% i un 75% de la longitud del sector
infracentímetres diferents, vides de	entre un 40% i un 60% de la longitud del sector
oscil·lació 100 a 120% de la longitud de	entre un 20% i un 40% de la longitud del sector
murgers, anegats, i anegats a les	entre un 5 i un 10% de la longitud del sector
murgers	en menys de un 5% de la longitud del sector
Les murgers del sector presenten característiques no naturals, econòmics o	relatius
intervencions que modifiqui la morfologia natural	veritat
En el sector se celebren activitats de que la dinàmica interna limitada o no hay	relatius
un suau equilibri entre murgers i murgers de murgers i murgers, avaluats per	veritat
els efectes de produccions en sistemes d'avaluació, avaluació	

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL CAUCE 17

CALIDAD DE LAS RIBERAS

Continuidad longitudinal ⁴

El porcentaje muestra el número de veces que el sujeto ha participado en actividades marginales del mismo tipo, siempre que el mismo porcentaje haya sido la puntuación	10
La longitud lingüística de las ribieras naturales puede ser inferior o igual a la de los cursos permanentes (urbanización, riego, puentes, canales, edificios, carreteras, puentes, ferrocarriles, etc.). En el caso de las ribieras con cursos permanentes (ríos, arroyos, cañales, riberas, etc.)	10
si las ribieras están totalmente eliminadas	-13
si la longitud de las discrominadas supera el 45% de la longitud total de las ribieras	-13
si las discrominadas superan entre el 75% y el 85% de la longitud total de las ribieras	-13
si las discrominadas superan entre el 65% y el 75% de la longitud total de las ribieras	-8
si las discrominadas superan entre el 55% y el 65% de la longitud total de las ribieras	-8
si las discrominadas superan entre el 45% y el 55% de la longitud total de las ribieras	-3
si las discrominadas superan entre el 35% y el 45% de la longitud total de las ribieras	-3
si las discrominadas superan entre el 25% y el 35% de la longitud total de las ribieras	-3
si las discrominadas superan entre el 15% y el 25% de la longitud total de las ribieras	-1
si las discrominadas superan menos del 15%	-1

Anchura del corredor ribereño 4[illegible]

Estructura, naturalidad y conectividad transversal [3]

[illegible]

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS RIBERAS 11

VALOR FINAL: CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA

© Alberto Ulam Casas, Daniel Salazar Fierro, Elena Díaz Seo, Daniel Mora Mir, Miguel Sánchez Patro, Vanessa Kriz Navarro, María Teresa Zuhuenaga Arce, David Granada Barrio, Antonio José González de Matos, Lorea Sánchez B, Noelia Sánchez B. UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA. Área de Geografía Física.

Anexo 18. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 5

ÍNDICE PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES (IHG)

sistema fluvial Rio Pesqueira

sector funcional Tramo 5 - Apodaca PU

fecha Abril 2024

CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA

CALIDAD DEL CAUCE

CALIDAD DE LAS RIBERAS

Naturalidad del régimen de caudal ^[2]

[illegible]

Naturalidad del trazado y de la morfología en planta ⁷

[illegible]Continuidad longitudinal [illegible]

Disponibilidad y movilidad de sedimentos 4

El cedente debe llegar al 100% de la totalidad en el momento de la entrega del activo y el sistema fiscal puede ser complejo en función de los tipos de inversiones y transacciones de cada patrimonio.	70
El más de un 75% de la cuantía transmitida hasta el sector cuenta con retención de sedimentos.	+
Hay presión por depender de retener sedimentos en el sector.	-
El 25% de la cuantía transmitida hasta el sector cuenta con retención de sedimentos.	-
Se entre un 20% y un 15% de la cuantía transmitida hasta el sector cuenta con retención de sedimentos.	-
Se entre un 20% y un 50% de la cuantía transmitida hasta el sector cuenta con retención de sedimentos.	-
El 100% de la cuantía transmitida hasta el sector cuenta con retención de sedimentos.	-
El 100% de la cuantía transmitida hasta el sector cuenta con retención de sedimentos, aunque afecten a menos del 75% de la cuantía transmitida hasta el sector.	-
En el sector hay algunas excepciones de presión o franquicia que reducen la disponibilidad de sedimentos y alteran su movilidad.	incertumbres y fricciones puntuales
En el sector hay algunas o incluso de franquicias en la movilidad de los sedimentos (retención, antedeposición, afectación de la potencia específica, incremento de la potencia específica). Los fondos de inversión tienen algunas franquicias.	incertidumbre diversa
Las franquicias del sector y los impuestos afectan que desincentivan en el sector a contar con afectaciones.	afectaciones muy desincentivan pero importantes
Los impuestos afectan a la movilidad de sedimentos, o bien lo incrementan o lo reducen. La flexibilidad de movilidad del propio sector fiscal no se mantiene.	afectaciones muy desincentivan pero importantes significativas afectaciones muy desincentivan pero importantes

Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales^[9]

El caso en estudio y sus 2 tipos de procesos biológico-morfológicos longitudinales y transversales en función de la naturaleza y edades con las características de la fuerza y del calor, del sudor, de la adaptación y del funcionamiento biológico	El ambiente más seco del 50% en la longitud del sector	El ambiente más seco del 50% en la longitud del sector	El ambiente más seco del 25% de la longitud del sector	El ambiente más seco del 25% de la longitud del sector
En el sector funcional hay infraestructuras transversales de calor que impiden la adaptación al calor	-	-	-	-
El hay al menos una presa de más de 15 cm de altura y en topografía para adaptación	-	-	-	-
El hay menos árboles y al menos una presa de más de 10 m con topografía para adaptación	-	-	-	-
El hay un solo sector	-	-	-	-
Hay puentes, caldas o otros dispositivos menores que permitan la adaptación longitudinal del sector	-	-	-	-
La biología al fondo del sector se suman de los procesos, aparatos, la gran variedad de formas de los materiales y la explotación adecuada a primera del sector muestran signos de haber sido alterados por un fenómeno de adaptación	-	-	-	-
El hay un puente entre el 50 y el 25% de la longitud del sector	-	-	-	-
El hay una zona	-	-	-	-

Anchura del corredor ribereño ⁸[illegible]

la continuidad longitudinal del cauce	menos de 1 por cada 100 de cauce	0,5
La topografía del fondo del lecho, la sujeción de	en más del 25% de la longitud del sector	-1

La fuerza de muestreo debe estar sujeta por restricciones a través de las funciones de decisión de energía en la medida, generación de respuestas punto por punto, desdoblamiento y degradación de sedimentos					83
La fuerza de muestreo cuenta con defensas longitudinales que restringen funciones naturales de laminación, desdoblamiento y degradación de energía	si son defensas verticales	si son desdobladas por encima del 50% de la longitud de la fuerza de muestreo	si abarcan menos del 50% de la longitud de la fuerza de muestreo		
	si predominan defensas disueltas, ancladas al sustrato	-3	-3		
	si están impregnadas del sustrato por restringir más del 50% de la anchura de la fuerza de muestreo	-4	-3	-2	
	si sólo hay defensas sueltas que restringen menos del 50% de la anchura de la fuerza de muestreo	-3	-2	-1	
La fuerza de muestreo debe considerar defensas, vías de comunicación, estratos, estruendo, sedimentación, generación transverseal, que alteren las proyecciones hidro-geomorfológicas de desdoblamiento y turbulencia y los flujos de energía			si hay abarcanzas verticales		
			si hay obstrucciones horizontales		-1
La fuerza de muestreo presenta todo el agua que rodea los sedimentos	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie		-3
	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie		-3
La fuerza de muestreo presenta todo el agua que rodea los sedimentos	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie		-3
	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie	si los bordes abarcan más del 50% de su superficie		-3

Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral 7

Resumen		
El cauce en natural y la capacidad de renovación hidromorfo son variables, ya que sus márgenes naturales presentan una morfología acorde con los procesos hidrogeomorfológicos de erosión y sedimentación		10
El cauce fue sujeto una modificación total o por defensas de ingeniería no continuas o infraestructuras (edificios, rías de descomposición, alcantarillas, puentes) o márgenes	en más del 75% de la longitud del sector entre un 50% y un 75% de la longitud del sector entre un 25% y un 50% de la longitud del sector entre un 10% y un 25% de la longitud del sector entre un 5 y un 10% de la longitud del sector en menos de un 5% de la longitud del sector	-8 -6 -4 -2 -1 -1
Los márgenes del cauce presentan elementos no naturales, artificiales o intervenciones que modifican su morfología natural	totalmente brevemente	-2 -1
En el sector se observan elementos de la estructura general que limitan o no hay en lugar exterior a la zona de estudio	totalmente brevemente	-2 -1
En el sector se observan elementos de la estructura general que limitan o no hay en lugar de edificaciones en sectores sometidos a riesgos	totalmente brevemente	-2 -1

Estructura, naturalidad y conectividad transversal ⁷

[illegible]

VALORACIÓN DE LA CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA 12

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL CAUCE 23

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS RIBERAS 23

VALOR FINAL: CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA 58

Anexo 19. Fichas de campo del IHG para el Río Pesquería. Tramo 6

ÍNDICE PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES (IHG)

sistema fluvial Río Pesquería

sector funcional Tramo 6 - Pesquería PU

fecha	Abril 2024
-------	------------

CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA

Naturalidad del régimen de caudal 2

1	¿Cómo la cantidad de vehículos que por el sector pasan al distribuirse temporalmente a los primeros estacionamientos, responde a la dinámica natural, por la que el sistema fluvial cumple performance en función de transporte hidroviario?	10
2	Agua que entra en el propio río	10
3	Agua que entra en el río por las corrientes humanas (señales, cables, defecaciones, residuos, transacciones, urbanización de la zona, traslados, repatriaciones, etc.) que modifican la cantidad de la cantidad en un distribuir temporal	10
4	¿Hay alteraciones muy importantes de caudal, de manera que se mueva el régimen estacional natural, a bien cuando se forma permanentemente un caudal artificial estable	10
5	¿Hay alteraciones marcadas en la cantidad de caudal crónico, al menos, de la siguiente manera: en el régimen estacional y en el régimen estacional de suaves	8
6	¿Hay variaciones de la cantidad de caudal crónico pero se modifican los días del régimen estacional por poco marcados	8
7	¿Hay algunas variaciones en la cantidad de caudal en tiempo pero se mantienen bien marcados los días del régimen estacional de caudal	4

Disponibilidad y movilidad de sedimentos 3[illegible]

Funcionalidad de la llanura de inundación 4

La fuerza de inundación puede depender en su totalidad o en parte de las funciones de dispersión de energía en la zona, generando diferentes puntos por distribución y dispersión de sedimentos				13
La fuerza de inundación cumple con diferentes longitudes para restringir las funciones naturales de laminación, descomposición y dispersión de energía	si bien definidas	si bien descomponen pero superan el 50% de la longitud de la fuerza de inundación	si alcanzan menos del 50% de la longitud de la fuerza de inundación	
si predominan defensas altamente efectivas el riesgo menor	-5		-3	
si existen defensas de poca pero restringen más del 50% de la anchura de la fuerza de inundación	-4	-3		
si solo hay defensas simples que restringen menos del 50% de la anchura de la fuerza de inundación	-3		-1	
La fuerza de inundación tiene restricciones generales, tales de comunicación elevadas, edificios, aceras, etc., principalmente transversales, que afectan los procesos hidro-geomorfológicos de desdoblamiento e inundación y los flujos de salida		si bien disminuyen restringen	si hay disminuciones puntuales	-1
La fuerza de inundación presenta una gran fuerza que reduce su funcionalidad natural o bien ha quedado colapsada por dragados o canalización del cauce	si los terrenos adyacentes o permeabilización superan el 50% de la superficie	si los terrenos adyacentes o impermeabilización constituyen entre el 15% y el 50% de la superficie	si hay terrenos adyacentes o impermeabilización aunque el porcentaje es inferior al 15%	-3

VALORACIÓN DE LA CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA 9

CALIDAD DEL CAUCE

Naturalidad del trazado y de la morfología en planta 10

[illegible]

Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales^[5]

El caso de material y cómo se procesa los hidrogramas hidrológicos longitudinales y verticales en Función, longitud y anchura con las características de la cuenca y del valle, del sustrato, de la pendiente y del funcionamiento hidrológico				10
En el sector funcional hay infraestructuras transversales que rompen la continuidad del valle	se embalsa más del 80% de la longitud del sector	se embalsa del 25 al 80% de la longitud del sector	se embalsa menos del 20% de la longitud del sector	
si hay al menos una presa más de 10 m de altura y en topografía plana sedimentaria	-6	-4	-3	
si hay varias barreras y si existen una presa más de 10 m con topografía plana sedimentaria	-4	-3	-2	
si hay un solo caudal	-2	-1	-1	
Hay puentes, vados u otros obstáculos menores que alteran la continuidad del valle	más de 1 por cada km de cauce			-2
	menos de 1 por cada km de cauce			-1
La longitud del fondo del valle, la sucesión de resacas y remansos, la geomorfología-morfología de los materiales y la topografía actual o pasada del valle permiten anticipar de forma preliminar el tipo de estructura, anchura o longitud del tramo de la función puntual	en un tramo de entre el 5 y el 25% de la longitud del sector			-2
	de forma puntual			-1

Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral ⁶

El cauce en su totalidad y la capacidad de movimiento lateralmente en corrientes, así que sus márgenes naturales presentan una morfología acorde con los procesos heliogeomorfológicos de erosión y sedimentación	10
El cauce ha sufrido una modificación total o hay diferencias de margen no continuas o infraestructuras (edificios, vías de comunicación, aeropuertos, etc.) adosadas a los márgenes	-9
entre un 50% y un 70% de la longitud del sector	-9
entre un 25% y un 50% de la longitud del sector	-8
entre un 10 y un 25% de la longitud del sector	-7
entre un 0 y un 10% de la longitud del sector	-2
en menos de un 5% de la longitud del sector	-1
Los márgenes del cauce presentan elementos no naturales, estructuras o intervenciones que modifican su morfología natural	-2
estructuras	-2
intervenciones	-1
En el sector se observan cambios de que la dinámica lateral está controlada o no hay un buen control sobre los márgenes de erosión lateral, pudiendo ser afectado por acciones en sectores limítrofes que afectan al sector	-2
estructuras	-2
intervenciones	-1

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL CAUCE 21

CALIDAD DE LAS RIBERAS

Continuidad longitudinal 7

La continuidad longitudinal de las fibras laterales puede estar interrumpida bien por vasos del tipo perimetárico (arterias y venas), nervios, ganglios, grandes, pequeños, endocrinos, somáticos, sensoriales, autónomos... o bien por estructuras sin vasos del tipo no perimetáricas (cubitos, pulcritudines, etc.).	A más del 70% de las fibras laterales son perimetáricas.	En un 70-80% de los casos la discontinuidad de las fibras perimetáricas es mayor que la de las fibras no perimetáricas.	A menos del 30% de las fibras laterales son perimetáricas.
si las fibras están totalmente discontinuas	-10	-10	-10
si la longitud de las discontinuidades supera el 85% de la longitud total de las fibras	-10	-8	-8
si las discontinuidades suponen entre el 75% y el 85% de la longitud total de las fibras	9	6	-7
si las discontinuidades suponen entre el 65% y el 75% de la longitud total de las fibras	8	-7	-8
si las discontinuidades suponen entre el 55% y el 65% de la longitud total de las fibras	-7	-6	-5
si las discontinuidades suponen entre el 45% y el 55% de la longitud total de las fibras	6	-6	-4
si las discontinuidades suponen entre el 35% y el 45% de la longitud total de las fibras	-6	-4	-3
si las discontinuidades suponen entre el 25% y el 35% de la longitud total de las fibras	-4	-3	-2
si las discontinuidades suponen entre el 15% y el 25% de la longitud total de las fibras	-3	-2	-1
si las discontinuidades suponen entre el 5% y el 15% de la longitud total de las fibras	-2	-1	0

Anchura del corredor ribereño ⁸[illegible]

Estructura, naturalidad y conectividad transversal ⁶

Ríos			
	si se enfocan en más del 50% de la superficie de la ribera actual	si se enfocan en el 25% y el 50% de la superficie de la ribera actual	si se enfocan en menos del 25% de la superficie de la ribera actual
Hay presiones antrópicas en las riberas (quederos, drenajes, talas, incendios, explotación del acuífero, recogida de materia muerta, refugio de linces albares, bañistas, etc. recreativos...) que alteren su estructura y/o funcionalidad (estructura y/o funcionalidad con los frentes (cabezas) más cercanos)	-4	-2	-2
...y las alteraciones son importantes	-4	-2	-2
...y las alteraciones son leves	-4	-2	-2
La naturalidad de la vegetación ribereña ha sido alterada por invasiones o repoblaciones		si las alteraciones son significativas	-2
		si las alteraciones son leves	-2
En el sector hay infraestructuras (carreteras, vías de ferrocarril, líneas de alta tensión, longitudes) o diagnósticos (camareros, defensas, acúmulos, puentes, sarmas...) que alteren la conectividad longitudinal		si se destruyen por todo el sector y la suma de los longitudes supera el 150% de la longitud de las riberas	-2
		si la suma de los longitudes es mayor entre el 50% y el 100% de la longitud de las riberas	-2
...y la suma de las longitudes da un valor entre el 25% y el 100% de la longitud de las riberas			-2
...y la suma de los longitudes es inferior al 50% de la de las riberas			-2
El Continente longitudinal ha resultado 1) afectado totalmente negativo	-2	si el sector afecta positivamente el resultado final	-2
El Continente longitudinal ha resultado 2) afectado parcialmente negativo	-2	si el sector afecta positivamente el resultado final	-2
El Continente longitudinal ha resultado 3) afectado parcialmente positivo	-2	si el sector afecta positivamente el resultado final	-2
El Continente longitudinal ha resultado 4) afectado totalmente positivo	-2	si el sector afecta positivamente el resultado final	-2

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS RIBERAS 21

VALOR FINAL: CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA 51

Anexo 20. Fichas de campo del IHG para el Río Huerva. Tramo 1

INDICE PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES (IHG)			
sistema fluvial - Huerva		sector funcional Tramo 1 - ZPU	
CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA		CALIDAD DEL CAUCE	
CALIDAD DE LAS RIBERAS			
Naturalidad del régimen de caudal 0		Naturalidad del trazado y de la morfología en planta 6	
Continuidad longitudinal 4		Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales 2	
Amplitud del corredor ribereño 4		Estructura, naturalidad y conectividad transversal 3	
Funcionalidad de la llanura de inundación 4		Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral 5	
VALORACIÓN DE LA CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA 8		VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL CAUCE 13	
VALOR FINAL: CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA 32		VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS RIBERAS 11	

Anexo 21. Fichas de campo del IHG para el Río Huerva. Tramo 2

INDICE PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD HIDROGEOMORFOLÓGICA DE SISTEMAS FLUVIALES (IHG)									
sistema fluvial - Huerva			sector funcional Tramo 2 - ZU			fecha Marzo 2024			
CALIDAD FUNCIONAL DEL SISTEMA			CALIDAD DEL CAUCE			CALIDAD DE LAS RIBERAS			
Naturalidad del régimen de caudal [0]			Naturalidad del trazado y de la morfología en planta [3]			Continuidad longitudinal [4]			
Tanto la cantidad de caudal circulante por el sector como su distribución temporal y sus procesos asociados responden a la dinámica natural, por lo que el sistema fluvial cumple perfectamente su función de transporte hidrológico. 10			El trazado del cauce se mantiene natural, naturalizado y la morfología en planta presenta los caracteres y dimensiones acordes con las características de la cuenca y del valle, así como con el funcionamiento natural del sistema. 10			El corredor ribereño es continuo a lo largo de todo el sector funcional y en ambas márgenes del cauce mejor, siempre que el mismo geomorfología del valle lo permita. 10			
Agua arriba o en el primer sector funcional hay actuaciones humanas (antiguas, derivaciones, vertidos, desviaciones, roturas, transvases, urbanización de la cuenca, muelles, represas, etc.) que modifican la cantidad de caudal circulante y/o su distribución temporal. -10			Se han registrado cambios de trazado artificiales y modificaciones antropógenas directas de la morfología en planta del cauce. -10			La continuidad longitudinal de las riberas naturales puede estar interrumpida por cualquier tipo de obra que altere su continuidad, como: diques, puentes, muelles, etc., o bien por superficies con usos del suelo no permeables (asfalto, cemento, etc.) o bien por superficies con usos del suelo permeables (vegetación, etc.). -10			
Si hay alteraciones muy importantes de caudal, de manera que se interviene el régimen estacional natural, o bien existe de forma permanente un caudal ambiental estable. -10			Si se afectan a más del 50% de la longitud del sector. -10			Si más del 70% de las discontinuidades son permanentes. -10			
Si hay alteraciones marcadas en la cantidad de caudal circulante, al menos durante algunos periodos, lo cual conlleva modificaciones en el régimen estacional de caudales. -8			Si se afectan a una longitud entre el 25% y el 50% de la longitud del sector. -8			Si entre un 30% y un 70% de las discontinuidades son permanentes. -8			
Si hay variaciones en la cantidad de caudal circulante pero las modificaciones del régimen estacional son poco relevantes. -6			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -6			Si las discontinuidades suponen entre el 50% y el 70% de la longitud total de las riberas. -6			
Si hay algunas variaciones en la cantidad de caudal circulante pero se mantiene bien caracterizado el régimen estacional de caudal. -4			Si se afectan a menos del 10% de la longitud del sector. -4			Si las discontinuidades suponen entre el 30% y el 50% de la longitud total de las riberas. -4			
Si hay modificaciones leves de la cantidad de caudal circulante. -2			Si no hay cambios drásticos (diques, vertidos, represas, etc.) que alteren la continuidad longitudinal del cauce. -2			Si las discontinuidades suponen entre el 10% y el 30% de la longitud total de las riberas. -2			
Disponibilidad y movilidad de sedimentos [4]			Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales [4]			Anchora del corredor ribereño [4]			
El caudal actual llega al sector funcional en volumen suficiente y el sistema fluvial cumple con su función de modificación y transporte de los sedimentos. 10			El cauce es natural y continuo y sus procesos hidromorfológicos longitudinales y verticales son funcionales, naturales y acordes con las características de la cuenca y del valle, del sustrato de la pendiente y del funcionamiento hidrológico. 10			Las riberas naturales supervenientes conservan toda su anchura potencial, de manera que cumplen perfectamente su papel en el sistema hidromorfológico. 10			
Hay zonas con capacidad de retener sedimentos en la cuenca vertiente y en los sectores superiores del sistema fluvial. -8			En el sector funcional hay infraestructuras transversales al cauce que rompen la continuidad del mismo. -8			La anchura de la ribera superveniente ha sido reducida por excavación. -8			
Si entre un 25% y un 50% de la cuenca vertiente hasta el sector funcional con capacidad de retener sedimentos. -6			Si se afectan a más del 50% de la longitud del sector. -6			Si la anchura media del corredor ribereño actual es inferior al 40% de la potencial. -6			
Si entre un 10% y un 25% de la cuenca vertiente hasta el sector funcional con capacidad de retener sedimentos. -4			Si se afectan a una longitud entre el 25% y el 50% de la longitud del sector. -4			Si la anchura media del corredor ribereño actual es entre el 40% y el 60% de la potencial. -4			
Si hay zonas que retienen sedimentos, aunque sean de un 10% de la cuenca vertiente hasta el sector funcional. -2			Si se afectan a menos del 25% de la longitud del sector. -2			Si la anchura media del corredor ribereño actual es superior al 60% de la potencial. -2			
En el sector se registran extracciones de áridos o dragado que reducen la disponibilidad de sedimentos y alteran su movilidad. -2			Si se afectan a más del 50% de la longitud del sector. -2			Si la Continuidad Longitudinal ha resultado 1 o inferior. -2			
En el sector hay anomalías o puntos de dificultad en la movilidad de los sedimentos (pantanos, embalses, etc.), alteraciones de la potencia específica, crecimiento de costas excesivo, etc., y pueden atribuirse a factores antropógenos. -2			Si se afectan a una longitud entre el 25% y el 50% de la longitud del sector. -2			Si la Continuidad Longitudinal ha resultado 2 o 3. -2			
Las vertientes del valle y los pequeños afluentes que desembocan en el sector cuentan con alteraciones antropógenas que afectan a la movilidad de sedimentos, o bien su conector con el valle, la fauna de inundación o el propio sector fluvial no es continuo. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si la Continuidad Longitudinal ha resultado 4 o superior. -2			
Si hay modificaciones leves de la movilidad de sedimentos. -1			Si no hay cambios drásticos (diques, vertidos, represas, etc.) que alteren la continuidad longitudinal del cauce. -1			Si la Continuidad Longitudinal ha resultado 5 o superior. -1			
Funcionalidad de la llanura de inundación [0]			Naturalidad de las márgenes y de la movilidad lateral [1]			Estructura, naturalidad y conectividad transversal [3]			
La llanura de inundación puede ejercer en condiciones naturales su función de disipación de energía en crecidas, limitación de caudales punta por desbordamiento y disponibilidad de sedimentos. 10			El cauce es natural y tiene capacidad de movilizarse lateralmente en crecidas, ya que sus márgenes naturales presentan una morfología acorde con las procesos hidromorfológicos de erosión y sedimentación. 10			En las riberas supervenientes se conserva la estructura natural (arbol, espaldar, taludillo, etc.) y la naturalidad de las especies y toda la complejidad y diversidad transversal, no existiendo ningún obstáculo antropógeno que altere o disminuya los procesos hidrológicos y sedimentarios que condicionan el cauce. 10			
La llanura de inundación cuenta con defensas longitudinales que restringen las funciones naturales de laminación, decantación y disipación de energía. -10			El cauce ha sufrido una canalización total o hay defensas de margen no continuas o infraestructuras artificiales, vallas de comunicación, aceras, etc., que alteran las márgenes. -10			Hay presiones antropógenas en las riberas (edificios, taludes, muelles, explotación del acuífero, recogida de basura, etc.) que alteran la estructura, o bien la ribera se ha urbanizado por intervención con el hábitat (edificios, etc.). -10			
Si predominan defensas transversales que restringen la función de laminación. -8			Si se afectan a más del 50% de la longitud del sector. -8			Si se afectan a más del 50% de la longitud del sector. -8			
Si están separadas del cauce pero restringen más del 50% de la anchura de la llanura de inundación. -6			Si se afectan a una longitud entre el 25% y el 50% de la longitud del sector. -6			Si se afectan a entre el 25% y el 50% de la longitud del sector. -6			
Si solo hay defensas aisladas que restringen menos del 50% de la anchura de la llanura de inundación. -4			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -4			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -4			
La llanura de inundación tiene obstáculos (edificios, vallas de comunicación, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a menos del 10% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de decantación e inundación y los flujos de energía. -2			Si se afectan a una longitud entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			Si se afectan a entre el 10% y el 25% de la longitud del sector. -2			
La llanura de inundación presenta vallas de comunicación (edificios, aceras, etc.), generalmente transversales, que alteran los procesos hidro-geomorfológicos de									