

**REFERENTES INTERNACIONALES SOBRE RESTAURACIÓN Y MEJORA DE
RIOS Y QUEBRADAS URBANAS**

ADRIANA DEL PILAR GAITÁN QUINTERO

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA
BUCARAMANGA
2009**

**REFERENTES INTERNACIONALES SOBRE RESTAURACIÓN Y MEJORA DE
RIOS Y QUEBRADAS URBANAS**

ADRIANA DEL PILAR GAITÁN QUINTERO

**Monografía presentada como requisito para optar el título
de Especialista en Ingeniería Ambiental**

**Director:
Alexandra Garzón García**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA
BUCARAMANGA
2009**

***A Dios por regalarme su amor incondicional
A mi madre por apoyarme en todo momento
A mi familia y amigos por enriquecer mi
vida con sus sonrisas y consejos.***

AGRADECIMIENTOS

El autor expresa sus agradecimientos a:

A la Ingeniera Alexandra Garzón, Asesor temático de este proyecto por su colaboración y guía para la elaboración de este trabajo.

A Carolina Gallón profesional especialista en Gestión Ambiental por su asesoría, contribución y cooperación.

A todos aquellos que con su apoyo y confianza hicieron posible la culminación de este proyecto.

CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN	16
1. ECOSISTEMAS FLUVIALES Y PRESIONES URBANAS	19
1. 1 ECOSISTEMAS FLUVIALES	19
1.2 PRESIONES URBANAS	32
2. CONCEPTOS SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS	40
3. ESTRATEGIAS Y MÉTODOS UTILIZADOS INTERNACIONALMENTE EN LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS	43
3.1 TÉCNICAS PARA MEJORAR LA HIDROLOGÍA Y LA HIDRODINÁMICA	44
3.2 TÉCNICAS PARA MEJORAR LA MORFOLOGÍA DE LA CORRIENTE Y LA CONECTIVIDAD	48
3.2.1 Técnicas para mejorar morfología dentro de la corriente	49
3.2.2 Técnicas para restablecer y para integrar los planos de inundación	53
3.2.3 Técnicas para mejorar continuidad de la corriente	54
3.3 TÉCNICAS PARA MEJORAR CALIDAD DEL AGUA	58

3.4 TÉCNICAS PARA MEJORAR LA BIODIVERSIDAD	63
4. IMPACTOS GENERADOS POR LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS	65
5. LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS DE BOGOTÁ D.C.	80
5.1 RECURSO HÍDRICO EN BOGOTÁ D.C.	80
5.1.1 Marco Normativo del recurso hídrico en Bogotá D.C.	80
5.1.2 Generalidades del estado actual del recurso hídrico en Bogotá D.C.	84
5.2 PERSPECTIVAS DE LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS EN BOGOTÁ D.C.	90
6. CONCLUSIONES	94
7. RECOMENDACIONES	96
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Conceptualización de los ecosistemas fluviales, indicando sus conexiones en el contexto espacio-temporal.	20
Figura 2. Ciclo del agua.	22
Figura 3. Movimiento del flujo del agua superficial y subterránea.	23
Figura 4. Índice de precipitación mayor a la capacidad de infiltración. Presencia de Escorrentía superficial.	23
Figura 5. Flujo superficial del exceso de infiltración y flujo superficial del exceso de saturación.	24
Figura 6. Índice de precipitación menor a la capacidad de infiltración. Ausencia de Escorrentía superficial.	25
Figura 7. Perfil transversal de un río.	27
Figura 8. Orden de clasificación de corrientes para una cuenca.	27
Figura 9. Formación de un meandro, se indica la línea de velocidad máxima y las áreas de deposición y erosión.	28
Figura 10. Cambios en las comunidades a lo largo de un sistema tributario.	30
Figura 11. Reducción de la infiltración y el almacenamiento, y aumento de la escorrentía superficial en zonas urbanas debido la deforestación	

y al incremento de superficies impermeables como el cemento y el asfalto.	33
Figura 12. Efectos de la red urbana en la escorrentía.	34
Figura 13. Cambios hipotéticos inducidos por el desarrollo urbano, reforzamiento y alargamiento del canal sobre la complejidad y conectividad en tres estadios de flujo.	35
Figura 14. a) Curso de agua meandriforme, b) Rectificación del curso de agua en zona urbana, c) Canalización y rectificación del cauce.	36
Figura 15. Hidrogramas para cauces rugoso y liso.	37
Figura 16. Foto de “techos verdes” (a) y superficies permeables (b). Medidas llevadas a cabo en la cuenca del Río Ipswich (Massachusetts).	46
Figura 17. a) Esquema de las cubetas de infiltración en La Chaudanne. b y c) Fotos de una cubeta de infiltración.	47
Figura 18. Detalle de: a) Matriz de pavimento de grava; b) Pavimento permeable; y c) Celda de bioretención; en el parqueadero de la playa del lago Silver, Wilmington, Massachusetts.	47
Figura 19. Vista del “Großhesseloher Brücke” en la cuenca del Río Isar. Izquierda: orillas con revestimiento lateral de concreto y pendientes pronunciadas, derecha: orillas sin revestimiento lateral de concreto y menores pendientes.	50
Figura 20. Revegetalización del enrocado rip-rap en el río La Saone.	51

Figura 21. Introducción de orillas de grava en Náhon (Chrudim) basada en modelamiento geomorfológico.	52
Figura 22. Restauración del río Isar cerca a Icking.	54
Figura 23. a) Isar, de represa a rampas. b) Eliminación de barreras de flujo y de migración, Náhon.	55
Figura 24. Imágenes antes y después de destapar una quebrada en la ciudad de Zurich.	56
Figura 25. a) Una quebrada entubada en el parque Longdale Park cerca a Atlanta. b) La misma quebrada un año después de destaparla. La sección del frente estaba previamente abierta, sin embargo sus orillas fueron reajustadas.	56
Figura 26. Culvert destapado en Albisrieder Dorfbach, Zurich. El diseño fue adaptado a la disponibilidad espacial.	56
Figura 27. Esquema de la situación de la quebrada de Wandse. a) Problemas a solucionar. b) Soluciones propuestas.	58
Figura 28. Esquema de la planta de tratamiento de humedal utilizada en Fosso de la Bella para tratar las aguas combinadas.	60
Figura 29. Separador de arena y grava ubicado en la primera de las tres cubetas de retención de La Chaudanne.	61
Figura 30. Ubicación del río Liesing en Viena, Austria.	66
Figura 31. Reorganización del alcantarillado paralelo al río Leising, Viena.	68

Figura 32. Diagrama de las conexiones del sistema de alcantarillado al río Leising, Viena. a) Antes de las obras de restauración. b) Después de las obras de restauración.	68
Figura 33. Remoción del fondo de concreto el cual fue remplazado por una estructura de fondo seminatural hecha de rip-rap y grave en tamaño natural en el río Leising, Viena.	69
Figura 34. Las desembocaduras al cauce fueron remplazadas por estructuras de crestas sueltas que no sobrepasaban los 15-20 cm de altura.	70
Figura 35. Creación de áreas más profundas y de estructuras de fondo como espolones (a) y bancos (b) para crear diferentes velocidades de flujo, pozos y remansos en el río Leising, Viena.	70
Figura 36. Ampliación del cauce, retiro de la rectificación y restablecimiento de meandros en el río Leising, Viena.	71
Figura 37. Preservación y replantación de vegetación valiosa en el río Leising, Viena.	72
Figura 38. Reforzamiento de las orillas en el río Leising, Viena.	72
Figura 39. Reemplazo de especies exóticas por especies nativas en las orillas del río Leising, Viena. Tomado de Goldschmid et. al. (2006).	73
Figura 40. Incremento en la biodiversidad de libélulas, macroinvertebrados, y carábidos en el río Liesing, Viena.	75
Figura 41. Mejoramiento de la calidad del agua, de la dinámica de los flujos	

de agua y sedimento, incremento en el número de especies e individuos de peces, crecimiento de especies de plantas en peligro de extinción en el río Liesing, Viena.	76
Figura 42. Castor de río, especie que empezó a repoblar el río Liesing luego de su rehabilitación.	76
Figura 43. Creación de senderos peatonales (con superficies permeables) y un parque acuático en el río Leising, Viena.	77
Figura 44. Actividades públicas realizadas en el río Liesing, Viena.	77
Figura 45. Hidrografía de Bogotá D.C.	86

TITULO: REFERENTES INTERNACIONALES SOBRE RESTAURACIÓN Y MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS *

Autor: GAITÁN QUINTERO, Adriana del Pilar**

Palabras Claves: Restauración, mejora, ríos, quebradas, urbano, Bogotá

Los cuerpos de agua de zona urbana de Bogotá D.C. han sido fuertemente impactados por presiones antropogénicas modificando su estructura y funcionalidad ecológica, hidrológica y socio-económica.

El propósito del presente estudio consistió en proporcionar referentes conceptuales y metodológicos sobre las estrategias y métodos utilizados internacionalmente en la restauración y mejora de ríos y quebradas urbanas, los cuales pueden ser usados para el establecimiento de lineamientos en la intervención de estos ecosistemas en la ciudad de Bogotá D.C.

La investigación describe, argumenta y analiza información secundaria. Aborda inicialmente una aproximación a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas fluviales y las presiones urbanas a las que son sometidos; posteriormente se presentan los conceptos de restauración ecológica y mejora de ríos y quebradas urbanas, algunas estrategias y métodos utilizados internacionalmente en este tipo de intervenciones, así como ejemplos de impactos ecológicos, sociales y económicos generados. Finalmente, presenta una aproximación al análisis de la restauración y/o mejora en los ríos y quebradas de Bogotá D.C.

En conclusión, es necesario un entendimiento holístico de la estructura y función de los ecosistemas fluviales en el estado inalterado, de las dinámicas de disturbio y de los niveles de participación de los actores que interactúan en y con el territorio de la cuenca para lograr la restauración y/o mejora de ríos urbanos.

Así pues la investigación aborda inicialmente una aproximación a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas fluviales y las presiones urbanas a las que son sometidos; posteriormente se presentan los conceptos de restauración ecológica y mejora de ríos y quebradas urbanas, algunas estrategias y métodos utilizados internacionalmente en este tipo de intervenciones, así como ejemplos de impactos ecológicos, sociales y económicos generados por dichas estrategias y métodos.

* Trabajo de grado

** Escuela de Ingeniería Química. Especialización en Ingeniería Ambiental. Director Alexandra Garzón García

TITLE: INTERNATIONAL BACKGROUD ABOUT RIVER AND STREAM RESTORATION AND ENHANCEMENT *

Author: GAITÁN QUINTERO Adriana del Pilar **

Key words: Restoration, Enhancement, Rivers, Streams, Urban, Bogotá

Urban watercourses from Bogotá D.C. have been affected by anthropogenic pressures and as a consequence their structure and ecological, hydrological and socio-economic functions have been modified.

This study gives conceptual and methodological backgrounds about urban river-stream restoration and enhancement strategies and methods used all around the world. This work could be used to establish guidelines in the ecosystems of Bogotá city.

The research describes supports and analysis secondary information. Initially, the work presents a close view to the structure and function of fluvial ecosystems and pressures caused by human activity. Later, it defines the concepts of ecological restoration and enhancement of urban rivers. Next, it presents the ecological, social and economic impacts produced by the strategies mentioned above. Finally, it analyses what is being done in Bogotá and the possible recommendations for implementing the restoration and enhancement strategies in the city.

In conclusion, it is necessary to have a holistic knowledge about the structures and functions of the rivers and streams in an unaltered state, their disturbance dynamics, and the influence of stakeholders' actions to promote the success of the restoration and enhancement of urban rivers.

So initially the research addresses an approach to the structure and functioning of river ecosystems and urban pressures to which they are subjected; then brought the concepts of ecological restoration and improvement of urban rivers and streams, some strategies and methods used internationally in such interventions, and examples of ecological, social and economic generated by these strategies and methods.

* Thesis

** Chemical Engineer School. Environmental Engineer Specialist. Director Alexandra Garzón García

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas que enfrentan en la actualidad los centros urbanos es el deterioro de sus cuerpos de agua, los cuales han sido sometidos a fuertes presiones antropogénicas como resultado de su uso y transformación de acuerdo con las necesidades humanas, ideales estéticos y opciones técnicas.

Las descargas de aguas residuales, las altas dinámicas de escorrentía de aguas de tormenta, la limitada recarga de agua subterránea, la fragmentación, la canalización, el alcantarillado, entre otros, causan serios efectos en los organismos acuáticos y en el ecosistema acuático en general. Como consecuencia la vida urbana se ve afectada, al disminuir el abastecimiento de agua, al presentarse riesgos a la salud pública debido a la contaminación química y bacteriológica del agua, así como, por amenazas de inundación, y al reducir el valor estético de los espacios urbanos abiertos.

En contraste con las modificaciones históricas de ríos según los propósitos de utilización, las actuales y futuras generaciones requieren la sustentabilidad de las aguas urbanas, para lo cual se necesita del conocimiento de las interrelaciones entre las condiciones urbanas, el estado de las aguas, y los instrumentos y técnicas para su manejo (Schanze et. al. 2004).

Así pues, a nivel mundial desde hace algunos años se han venido implementando métodos de restauración ecológica y mejoramiento de ríos urbanos, que buscan reparar las funciones ecológicas de los cursos de agua, mientras se mantiene el uso antropogénico de las mismas. El interés en esta temática ha sido más evidente en las últimas dos décadas en países como Austria, Francia, Alemania, Gran Bretaña, Estados Unidos y Japón, en donde se han formado centros de restauración de ríos y se ha iniciado un número creciente de proyectos (EPA 2009;

Alder 2008; Nakamura et. al. 2006; Betsy et. al. 2004, Schanze et. al. 2004; ICE 2003; Nijland and Calls 2001; Environmental Agency 2000; De Waal et. al. 1995)

En Colombia se ha realizado un avance en el manejo del sistema hidrográfico y en la restauración ecológica principalmente en la última década en la cual se han construido y divulgado bases conceptuales y metodológicas. Es el caso de la Guía Técnico Científica para Ordenación de Cuencas Hidrográficas (IDEAM 2004), la Política Nacional de Humedales Interiores de Colombia (Ministerio del Medio Ambiente 2002), la Política de Humedales del Distrito Capital (DAMA 2005), el Protocolo Distrital de Restauración Ecológica (DAMA – BACHAQUEROS 2000), la Guía Técnica para la Restauración de Áreas de Ronda y Nacederos del Distrito Capital (DAMA 2004a) y la Guía Técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales exóticas en el Distrito Capital (DAMA 2004b).

En el área de Bogotá Distrito Capital se han realizado en las dos últimas décadas aproximaciones de restauración de algunos componentes del sistema hídrico (fuertemente impactado por presiones antropogénicas), las cuales han sido enfocadas a la recuperación de humedales y sus zonas de ronda, así como a los nacederos y las zonas de ronda de algunas quebradas (Barrera-Cataño 2008; Rodríguez 2003; García 2000; Martínez 1998).

Actualmente, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, ESP -EEAB- está trabajando en el diseño de un protocolo para la recuperación ecológica y participativa de las quebradas de Bogotá D.C., basado en los principios e hipótesis actuales de la ecohidrología la cual se enfoca en reducir al mínimo las modificaciones al cauce y restituir los hábitats que favorezcan la biodiversidad y al mismo tiempo preservar la funcionalidad del sistema natural de drenaje (Rivera y Galindo 2007).

Dicha entidad ha planteado la necesidad de incrementar la información referente a las tendencias actuales de recuperación de los ríos desde una visión integrada y compatible entre el medio ambiente y los requerimientos sociales y económicos de los habitantes urbanos.

El presente estudio responde a esta necesidad pues su propósito consistió en proporcionar referentes conceptuales y metodológicos sobre las estrategias y métodos utilizados internacionalmente en la restauración y mejora de ríos y quebradas urbanas, los cuales pueden ser usados para el establecimiento de lineamientos en la intervención de estos ecosistemas en la ciudad de Bogotá Distrito Capital.

La investigación se basó en la descripción, argumentación y análisis de información secundaria. La colecta y estudio de información provee una revisión del estado del arte de gran interés para los implementadores e intenta maximizar el beneficio que puede ser derivado de las experiencias prácticas existentes a nivel mundial.

Debido a la gran variedad de características ecológicas y sociales en los diferentes países, se encontraron un amplio rango de aproximaciones a la restauración de ríos urbanos.

Así pues la investigación aborda inicialmente una aproximación a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas fluviales y las presiones urbanas a las que son sometidos; posteriormente se presentan los conceptos de restauración ecológica y mejora de ríos y quebradas urbanas, algunas estrategias y métodos utilizados internacionalmente en este tipo de intervenciones, así como ejemplos de impactos ecológicos, sociales y económicos generados por dichas estrategias y métodos. Finalmente, presenta una aproximación al análisis de la restauración y/o mejora en los ríos y quebradas de Bogotá D.C.

1. ECOSISTEMAS FLUVIALES Y PRESIONES URBANAS

1. 1 ECOSISTEMAS FLUVIALES

Los ecosistemas fluviales contienen una pequeña fracción de las aguas dulces del mundo (0,0001%); sin embargo son un componente muy importante del ciclo hidrológico, transportando anualmente de 32 a 37 km³ de agua por año a los océanos. Estos ecosistemas son enormemente diversos, van desde pequeños riachuelos hasta grandes ríos y pueden ocurrir sobre o bajo la superficie terrestre (Allan 1995).

Estos cursos de agua son sistemas dinámicos formados por características naturales de la cuenca de drenaje como el clima, la geología, tectónica, vegetación y uso de tierra (Binder 2008; Ward 1989).

Para alcanzar una perspectiva holística de los ecosistemas fluviales y hacer un manejo efectivo de los mismos, se necesita una fuerte fundamentación conceptual la cual esté basada en la comprensión de los atributos estructurales y funcionales incluyendo los gradientes a lo largo de su curso, la dinámica de los planos inundables, las interacciones con las aguas subterráneas y el papel de los regímenes de disturbio (Stanford and Ward 1992).

Según Ward (1989) y González de Tánago y García de Jalón (2001) la naturaleza dinámica y jerárquica de los ecosistemas fluviales puede ser conceptualizada en cuatro dimensiones la **longitudinal**, **lateral**, **vertical** y **temporal** (Figura 1).

Dimensión lateral: constituida por las interacciones entre el canal y los sistemas rivereño/plano inundable

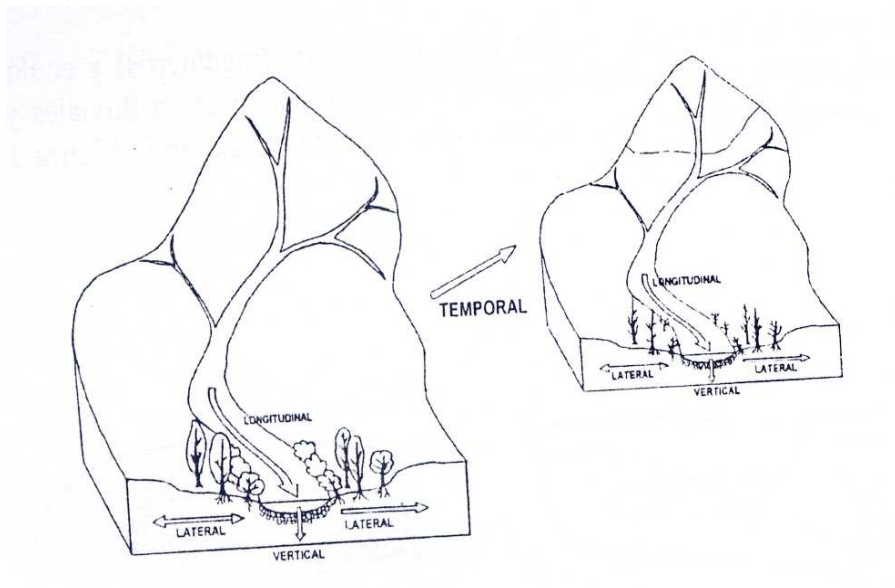
Dimensión longitudinal: constituida por las interacciones aguas arriba – aguas abajo.

Dimensión vertical: interacciones significantes entre el canal y las aguas subterráneas contiguas.

Dimensión temporal: determinada por el cambio en el tiempo.

Estas interrelaciones permiten el intercambio de materia y energía a través del movimiento de agua, sedimentos, nutrientes y organismos. Así pues, los ecosistemas fluviales han sido desarrollados en respuesta a patrones y procesos dinámicos ocurridos a lo largo de estas cuatro dimensiones (Ward 1989; Ward 1998; Ward et. al. 2002).

Figura 1. Conceptualización de los ecosistemas fluviales, indicando sus conexiones en el contexto espacio-temporal.



Tomada de González de Tánago y García de Jalón (2001)

Por tanto, la forma y biodiversidad de los sistemas fluviales dependen de la perturbación y recuperación a lo largo de los gradientes ambientales.

El flujo del río eroda, transporta y deposita sedimentos para determinar las unidades geomorfológicas a lo largo de su curso de agua (Church 2002). El régimen de flujo determina los hábitats físicos, dirige la conectividad longitudinal y lateral dentro del corredor del río, y propicia que las especies acuáticas desarrollen sus estrategias de historias de vida en respuesta al régimen natural de flujo de agua (Bunn and Arthington 2002).

La vegetación es un factor clave adicional que interactúa con los regímenes de flujo de agua y sedimentos para establecer y reforzar las unidades geomorfológicas, acelera la sedimentación e induce a cambios rápidos en los hábitats del río y ribereños (Hupp and Osterkamp 1996).

A continuación se mencionan algunas características de las dinámicas presentes en los ecosistemas fluviales, temáticas desarrolladas principalmente bajo los planteamientos propuestos por Allan (1995) y por la Corporación Universitaria para la investigación Atmosférica (2006) lo cuales permiten una importante aproximación a las mismas.

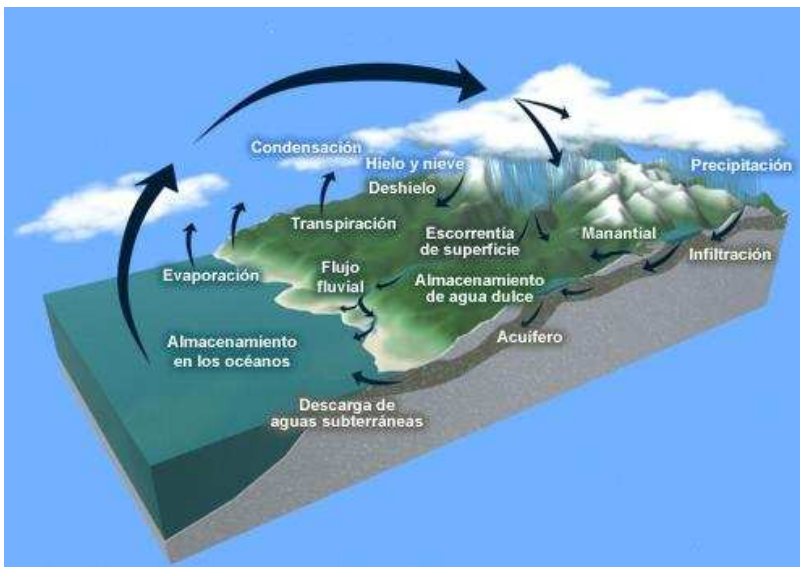
Dinámica del flujo del agua

El agua se mueve sobre y debajo de la superficie terrestre a través de varias rutas; el clima, la vegetación, la topografía, la geología, el uso de la tierra y las características del suelo determinan que tanta escorrentía superficial se presenta,

lo cual a su vez afecta la tasa y la composición química de la escorrentía (Allan 1995).

Es necesario considerar que una fracción importante del agua aportada por precipitación a una zona regresa directamente a la atmósfera por la interceptación y la evapotranspiración mediada por la vegetación, y por la evaporación desde las superficies terrestres y de los lagos y arroyos (Figura 2) (Allan 1995).

Figura 2. Ciclo del agua.

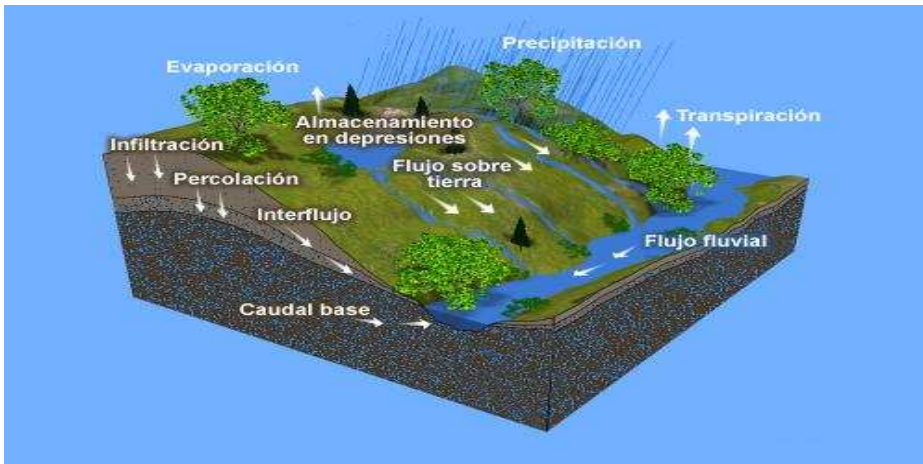


Tomado de University Corporation for Atmospheric Research -UCAR- (2006).

Una vez la lluvia encuentra la superficie de la tierra, sigue varios caminos hasta alcanzar el canal del río o el agua subterránea (Figura 3).

Las propiedades del suelo y/o de la cubierta del suelo, y la intensidad y frecuencia de la precipitación determinan si se presenta escorrentía superficial o subterránea y su magnitud.

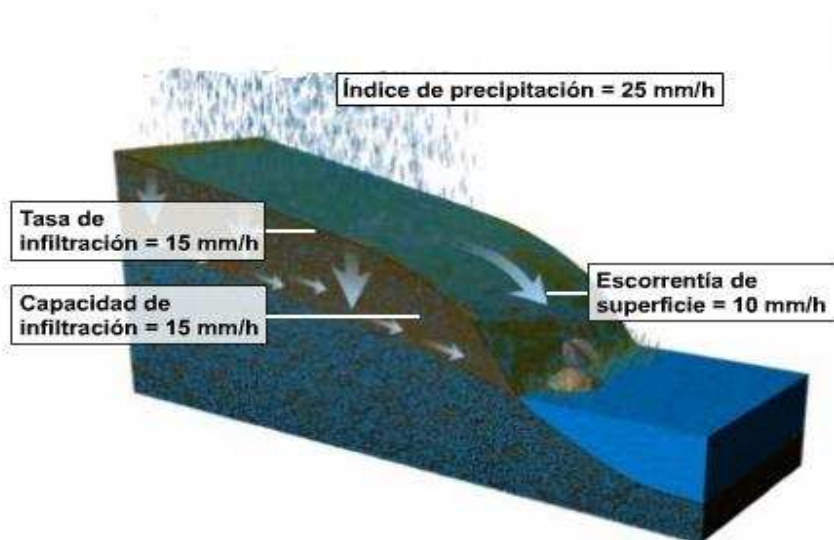
Figura 3. Movimiento del flujo del agua superficial y subterránea.



Tomado de UCAR (2006).

El suelo puede absorber agua lluvia hasta cierta tasa máxima, llamada capacidad de infiltración. Si el índice de precipitación excede la capacidad de infiltración, se produce escorrentía superficial (Figura 4) (UCAR 2006).

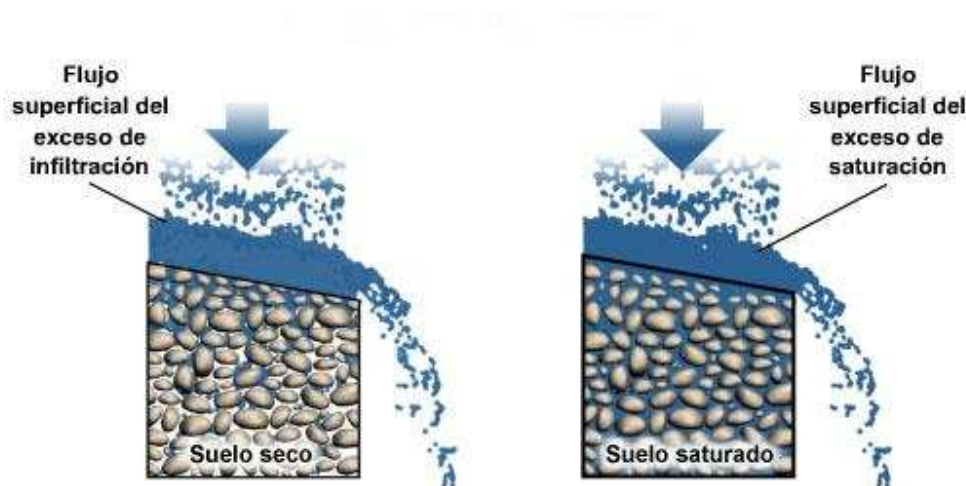
Figura 4. Índice de precipitación mayor a la capacidad de infiltración. Presencia de Escorrentía superficial



Tomado de UCAR (2006).

De hecho, un suelo puede estar muy seco, pero debido a las propiedades del mismo o de su cubierta tiene una baja tasa de infiltración, por tanto no puede absorber el agua producida por un aguacero y por ende se generará escorrentía superficial, este tipo de escorrentía es conocido como respuesta al fenómeno de exceso de infiltración, el cual se observa con mayor frecuencia durante episodios de lluvia breves e intensos, y es también más común en zonas con suelos con alto contenido de arcilla o cuya superficie ha sido alterada por la compactación del suelo, urbanización o incendios (Figura 5) (UCAR 2006).

Figura 5. Flujo superficial del exceso de infiltración y flujo superficial del exceso de saturación.



Nota: Las partículas de tierra no han sido dibujadas a escala.

Tomado de UCAR (2006).

Si el índice de precipitación es menor o igual a la capacidad de infiltración, no se produce escorrentía superficial (Figura 6) (UCAR 2006).

Cuando un suelo ha alcanzado la capacidad máxima de acumulación de agua es decir la capacidad de almacenamiento, también generará flujo superficial (Figura 5) (UCAR 2006).

Figura 6. Índice de precipitación menor a la capacidad de infiltración. Ausencia de Escorrentía superficial.



Tomado de UCAR (2006).

Así pues, cuando las capas del suelo se saturan hasta tal punto que ya no permiten la infiltración de más agua, se producen las escorrentías debidas al exceso de saturación, esto es más común en episodios de lluvia leve a moderada de larga duración, o bien durante el último de una serie de episodios sucesivos de precipitación. El fenómeno de flujo superficial del exceso de saturación puede producirse siempre que el suelo esté mojado, aunque es más común en climas húmedos en cuencas llanas o con pendientes poco pronunciadas (Figura 5) (UCAR 2006).

Algunos ríos continúan fluyendo durante periodos sin lluvia, estos ríos son llamados perennes; los que se secan y fluyen nuevamente son llamados intermitentes (Allan 1995).

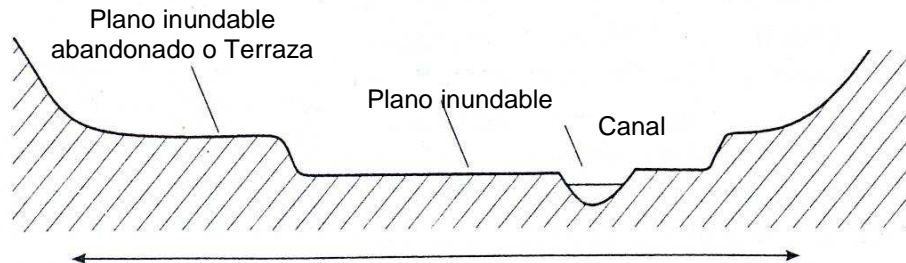
Los ríos que permanentemente contienen agua presentan una condición denominada por Allan (1995) como “ganadora”, es decir que puede mantener agua en el canal durante la época sin lluvia, debido a que la capa freática está sobre el nivel del fondo del cauce, así pues el agua del canal proviene del agua subterránea. Sin embargo, los ríos que presentan la capa freática bajo el nivel del fondo del cauce y dependiendo de la permeabilidad de los materiales del fondo del cauce pueden perder agua hacia el suelo, esta condición del río es denominada “perdedora” y el canal puede llegar a secarse. El mismo río puede cambiar de una condición ganadora a una perdedora o viceversa a lo largo de su curso debido a cambios subyacentes en la litología, el clima o la temporalidad debido a la alternancia del flujo base y las condiciones de flujo de tormenta (Allan 1995).

El intercambio de agua entre el canal y el agua subterránea es muy importante en las dinámicas de los nutrientes y de la ecología de la biota que reside dentro del substrato del fondo del río (Allan 1995).

Dinámica de los canales

El desarrollo natural de los canales de los ríos, de las estructuras de drenaje completas, y de varios patrones regulares en la forma de los canales, indica que los ríos están en un equilibrio dinámico entre la erosión y la deposición, los cuales dependen de procesos hidráulicos y a través de los cuales se conforma el perfil transversal dinámico (Figura 7) (Allan 1995). Es importante considerar que el cauce o canal y el plano inundable son una unidad (Binder 2008).

Figura 7. Perfil transversal de un río.

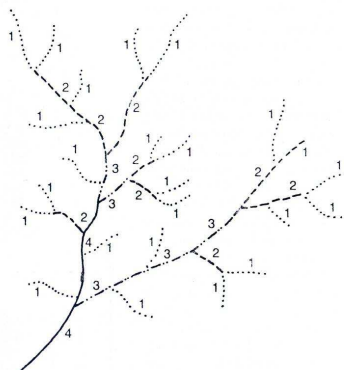


Modificado de Allan (1995)

Valle

La mayoría de arroyos y ríos exhiben pendientes mayores en las cabeceras las cuales disminuyen aguas abajo. La descarga fluctúa en un lugar debido a la variación diaria, estacional y anual de la precipitación. La descarga se incrementa aguas abajo debido a las entradas de los tributarios y la suma de aguas subterráneas (Figura 8). El ancho puede incrementarse ampliamente en respuesta a las inundaciones sobre las orillas, particularmente en el plano inundable. A medida que se va aguas abajo y el río se agranda, el ancho, la profundidad y la velocidad se incrementan de manera lineal-logarítmica con la media de descarga anual (Allan 1995).

Figura 8. Orden de clasificación de corrientes para una cuenca, en el que se evidencia la confluencia de tributarios a un cuerpo de agua de cuarto orden.



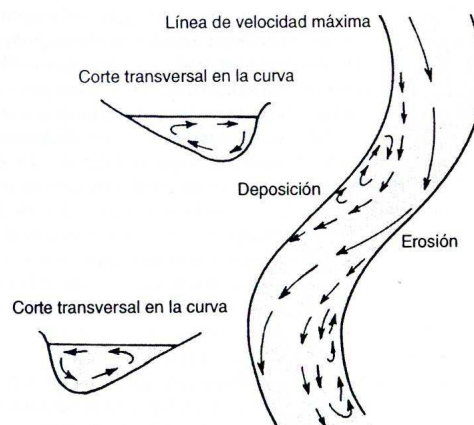
Tomado de Roldán y Ramírez (2008)

Otros cambios pueden ser vistos a medida que se dirige desde el origen hasta la desembocadura. Las partículas gruesas incluyendo la grava y guijarros son típicas de las corrientes aguas arriba, mientras que substratos más finos y suaves son frecuentemente ocupados en los ríos tierras a bajo. La organización de las partículas por las corrientes producen bancos a intervalos regulares, aproximadamente de 5 a 7 veces el ancho del canal, pero solamente cuando está disponible un rango de tamaño de sedimento (Allan 1995).

Los ríos forman meandros, especialmente cuando el gradiente es pequeño y las características topográficas no limitan esta tendencia natural (Figura 9) (Roldán y Ramírez 2008).

El canal del río por si mismo cambia de ubicación con el tiempo. En ubicaciones aguas abajo, de relieve bajo, los ríos tienden a fluir a través de valles anchos y planos. Este es el plano inundable, anegado en tiempos de alta descarga (Allan 1995).

Figura 9. Formación de un meandro, se indica la línea de velocidad máxima y las áreas de deposición y erosión.



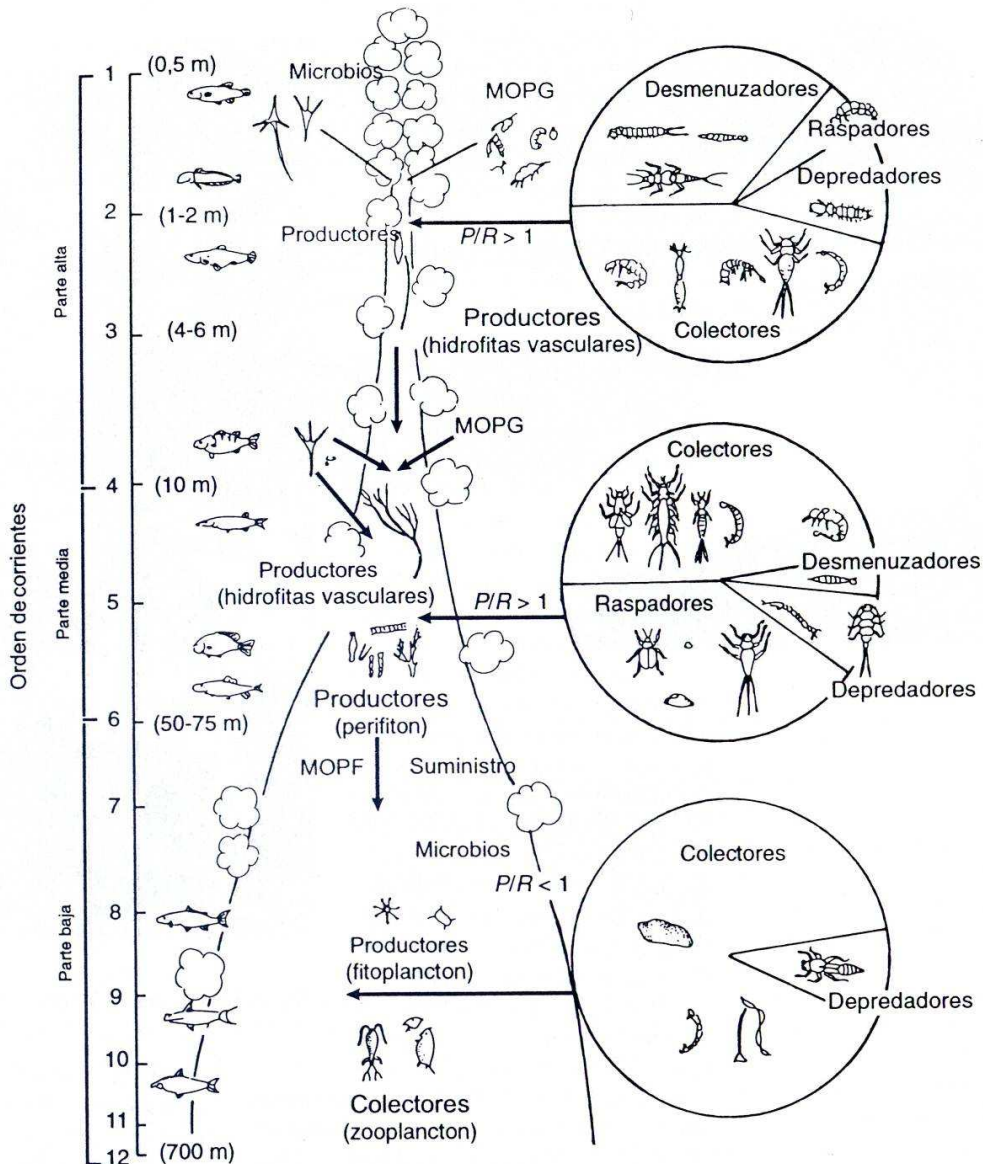
Tomado de Roldán y Ramírez (2008)

Los cambios geomorfológicos sucesivos son acompañados de cambios físicos y químicos del agua, lo que produce el establecimiento de comunidades específicas, adaptadas a cada hábitat particular. Lo cual fue sustentado a través del desarrollo del concepto de río continuo, en el que se evidencian los cambios en las comunidades a lo largo de un sistema tributario (Figura 10) (Roldán y Ramírez 2008).

Los ríos y quebradas han sido los ecosistemas más aprovechados por el hombre a lo largo de su historia, son usados para extraer agua y descargar aguas residuales, han sido canalizados para mejorar el drenaje de la tierra, el transporte de bienes, generar energía y controlar inundaciones (Binder 2008).

Son muchas las actividades humanas que alteran los componentes de los ecosistemas fluviales, y cada vez en mayor medida estas actividades afectan superficies mayores, a grandes distancias desde donde se producen, y con mayor intensidad en función del creciente poder tecnológico y de desarrollo de los países. La gestión y conservación para el aprovechamiento sostenido de los recursos que ofrecen estos ecosistemas exige adoptar una estrategia a nivel de cuenca hidrográfica, realizando una planificación de los usos del suelo acorde con la conservación de los mismos, y teniendo en cuenta las interrelaciones que existen entre los componentes fluviales y los sistemas terrestres que les rodean (González de Tánago y García de Jalón 2001).

Figura 10. Cambios en las comunidades a lo largo de un sistema tributario.



Tomado de Roldán y Ramírez (2008).

De acuerdo con la Guía Técnico Científica para Ordenación de Cuencas Hidrográficas (IDEAM 2004) la cuenca se define como la unidad de territorio donde las aguas fluyen naturalmente conformando un sistema interconectado, en el cual interactúan aspectos biofísicos, socioeconómicos y culturales.

Según el Instituto Nacional de Ecología de México (2008) las cuencas cumplen diversas funciones hidrológicas, ecológicas, ambientales y socioeconómicas, las cuales se mencionan a continuación:

Función hidrológica:

- Captación de agua de las diferentes fuentes de precipitación para formar el escurrimiento de manantiales, ríos y arroyos.
- Almacenamiento de agua en sus diferentes formas y tiempos de duración.
- Descarga del agua como escurrimiento.

Función ecológica:

- Provee diversidad de sitios y rutas a lo largo de la cual se llevan a cabo interacciones entre las características de calidad física y química del agua.
- Provee de hábitat para la flora y fauna que constituyen los elementos biológicos del ecosistema y tienen interacciones entre las características físicas y biológicas del agua.

Función ambiental:

- Constituyen sumideros de CO₂
- Alberga bancos de germoplasma.
- Regula la recarga hídrica y los ciclos biogeoquímicos.
- Conserva la biodiversidad.
- Mantiene la integridad y la diversidad de los suelos.

Función socioeconómica:

- Suministra recursos naturales para el desarrollo de actividades productivas que dan sustento a la población.
- Provee de un espacio para el desarrollo social y cultural de la sociedad.

Como consecuencia de la interacción de estas funciones se derivan unos servicios ambientales, los cuales pueden clasificarse de acuerdo a si están relacionados con el flujo hidrológico, los ciclos biogeoquímicos, la producción biológica o la descomposición:

Servicios ambientales:

- Del flujo hidrológico: usos directos (agricultura, industria y agua potable), dilución de contaminantes, generación de electricidad, regulación de flujos y control de inundaciones, transporte de sedimentos, recarga de acuíferos, dispersión de semillas y larvas de la biota.
- De los ciclos biogeoquímicos: almacenamiento y liberación de sedimentos, almacenaje y reciclaje de nutrientes, almacenamiento y reciclaje de materia orgánica, detoxificación y absorción de contaminantes.
- De la producción biológica: creación y mantenimiento del hábitat, mantenimiento de la vida silvestre, fertilización y formación de suelos.
- De la descomposición: procesamiento de la materia orgánica, procesamiento de desechos humanos.

1.2 PRESIONES URBANAS

Desde hace siglos las orillas de los ríos han sido lugares atractivos para el desarrollo urbano. Las áreas urbanas son establecidas a lo largo de los ríos y sus planos inundables. Este desarrollo impone cambios enormes en la forma y funcionamiento de los ecosistemas fluviales (Walsh et. al. 2005).

La urbanización suele alterar las superficies naturales del suelo y de los cauces fluviales de las cuencas. Los factores tales como la permeabilidad de la superficie, el tamaño de la cuenca, la densidad de drenaje, la rugosidad, la longitud y la pendiente del canal pueden verse afectados de forma tal que la escorrentía

adquiere mayor magnitud y velocidad (Keckeis et. al. 2008; Gurnell et. al 2007; Allan 1995).

En las zonas urbanas, la mayor cobertura de pavimentación, edificios y suelos compactos impide la infiltración del agua lluvia en comparación con la superficie natural del suelo; lo cual puede disminuir la infiltración y el almacenamiento y aumentar en gran medida la magnitud de la escorrentía (Figura 11) (UCAR 2006)

Figura 11. Reducción de la infiltración y el almacenamiento, y aumento de la escorrentía superficial en zonas urbanas debido la deforestación y al incremento de superficies impermeables como el cemento y el asfalto.

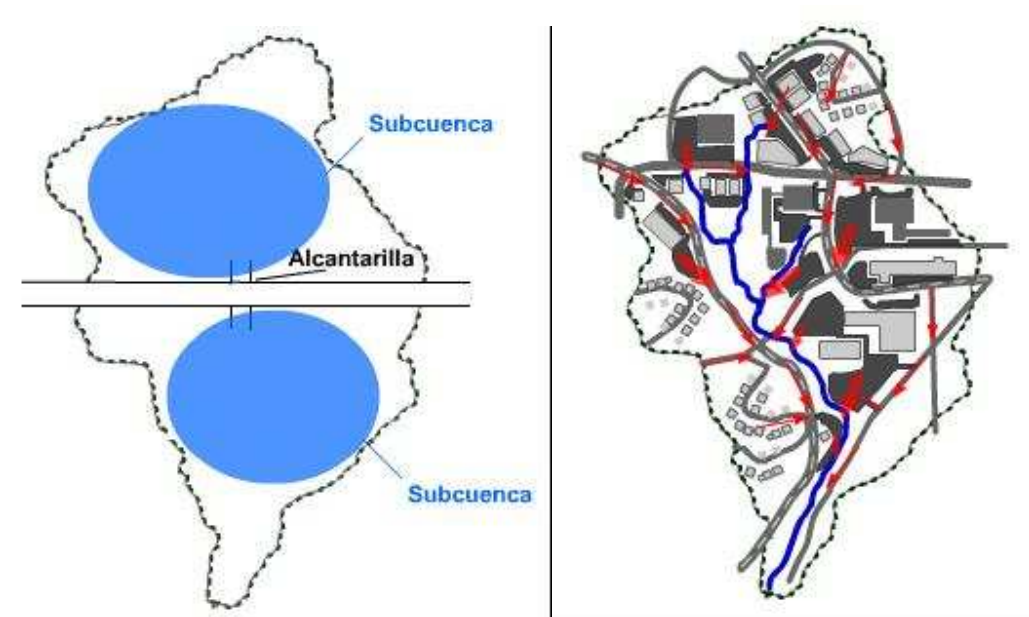


Tomado de UCAR (2006)

Las características urbanas, como los muros de contención pueden dividir una cuenca natural en subcuencas más pequeñas. Las redes viarias, las cunetas y los sistemas de drenaje pluvial funcionan como una red de afluentes y aumentan la

densidad de drenaje. Una mayor densidad de drenaje resulta en una escorrentía más rápida hacia los cauces fluviales (Figura 12) (UCAR 2006).

Figura 12. Efectos de la red urbana en la escorrentía.



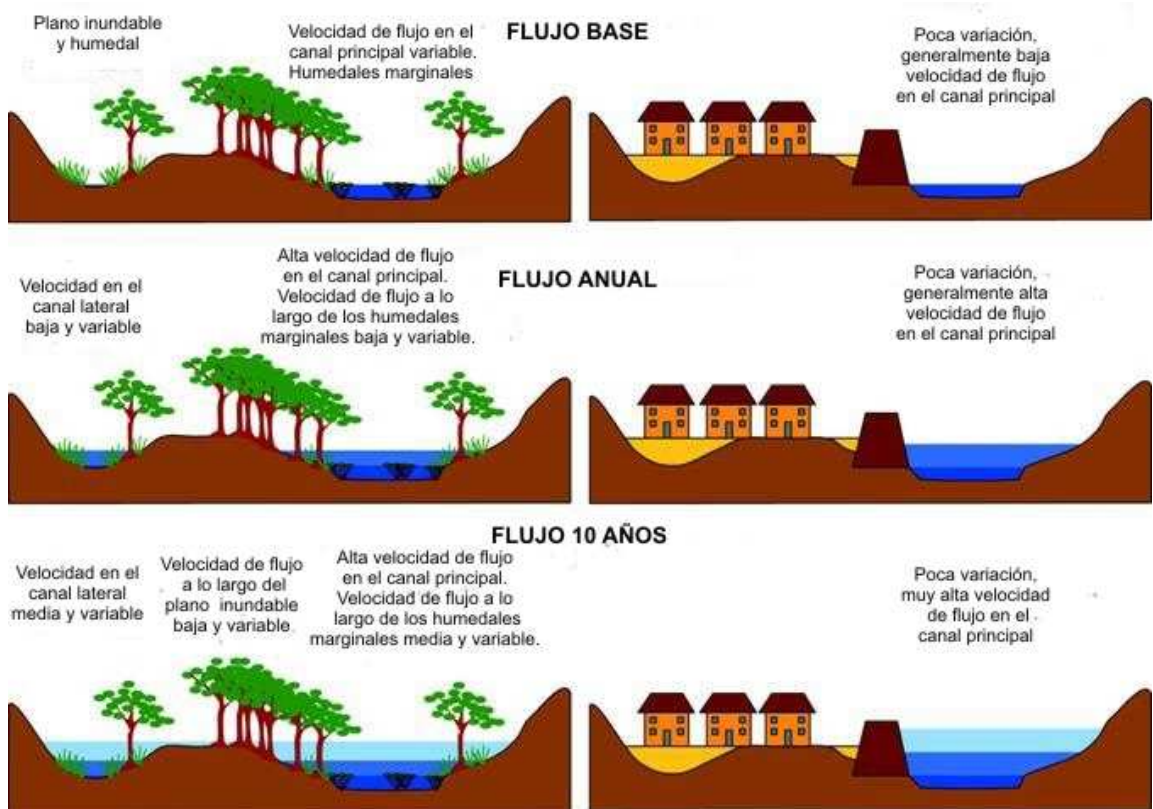
Tomado de UCAR (2006)

En comparación con un lecho fluvial natural, las superficies de las calles, las alcantarillas y los sistemas de drenaje pluvial tienen superficies lisas. La menor rugosidad superficial permite un movimiento mucho más rápido de la escorrentía hacia los cauces fluviales principales (UCAR 2006).

Las técnicas de ingeniería de canales cuyo objetivo es el manejo de aguas de inundación en zonas urbanas generan la remoción de la vegetación de los ríos, la canalización (cubrir con cemento) de sus cauces, y la rectificación de su curso (eliminación de meandros), lo cual disminuye la conectividad entre el canal y el plano inundable, y entre el canal y las aguas subterráneas, e incrementa

severamente la conectividad longitudinal (Figura 13) (Gurnell et. al 2007; Goldschmid et. al. 2006).

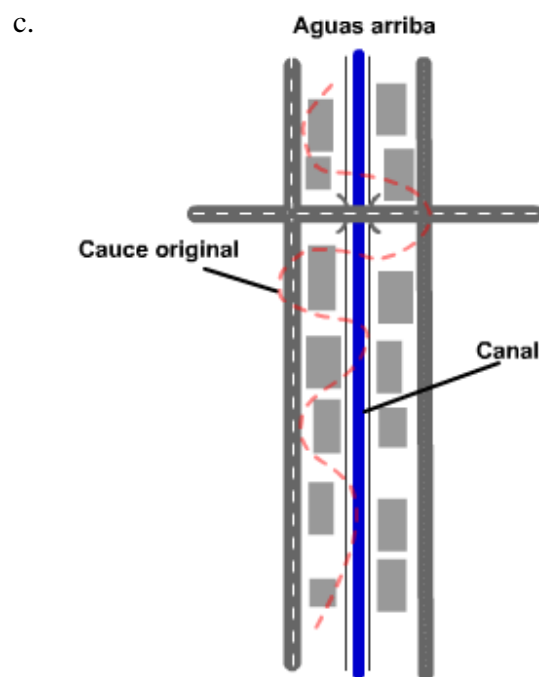
Figura 13. Cambios hipotéticos inducidos por el desarrollo urbano, reforzamiento y alargamiento del canal sobre la complejidad y conectividad en tres estadios de flujo.



Modificado de Gurnell et. al (2007).

Al eliminar los meandros se reduce la distancia que el agua recorre desde el comienzo hasta el final del curso del río, así mismo se reduce el tiempo disponible para que el agua se infiltre en el suelo a través del fondo del lecho fluvial, lo cual finalmente conduce al aumento de la velocidad y del volumen de escorrentía resultante (Figura 14) (UCAR 2006).

Figura 14. a) Curso de agua meandriforme, b) Rectificación del curso de agua en zona urbana, c) Canalización y rectificación del cauce.

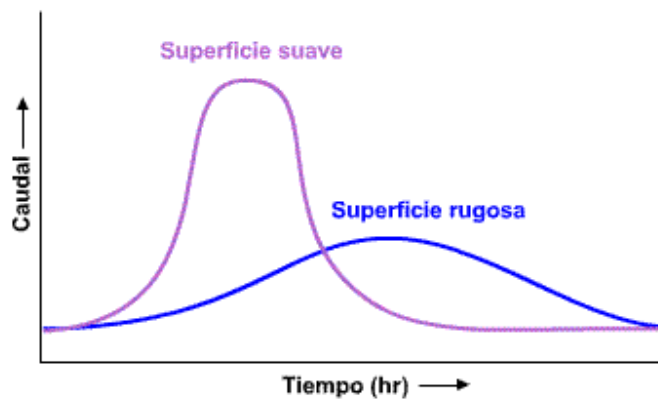


Tomado de UCAR (2006)

Por otra parte, al eliminar la presencia de piedras, vegetación y escombros y al cubrir el lecho fluvial con cemento para crear un canal, se reduce la rugosidad del

cauce, produciendo flujos más rápidos y caudales máximos mayores (Figura 15) (UCAR 2006).

Figura 15. Hidrogramas para cauces rugoso y liso.



Tomado de UCAR (2006).

Sin embargo, los impactos de las actividades humanas no se reducen a los impactos hidromorfológicos, si no que incluyen otros aspectos como los fisicoquímicos y biológicos, tal como lo presentan Schanze et. al., (2004) quienes identificaron un gran número de presiones típicas sobre las aguas urbanas resultantes de las actividades antropogénicas y las clasificaron de acuerdo con la directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo en aspectos hidrológicos, morfológicos, fisicoquímicos y biológicos:

Componente hidrológico:

- Incremento de la escorrentía desde superficies urbanas selladas o impermeables.
- Dinámica de descarga mayor, incrementada en magnitud y frecuencia de ocurrencia.
- Incremento de las velocidades de flujo en los cursos de agua.
- Incremento en el riesgo de erosión.
- Disminución del flujo base que alimenta las corrientes en tiempo seco.
- Encerramiento de partes del río con diferentes propósitos (ej. represa)

Componente morfológico:

- Desnaturalización de la alineación y los gradientes de las corrientes (ej. restricciones espaciales por infraestructura domiciliaria, industrial y urbana, canalización de ríos).
- Estabilización del cauce y las orillas.
- Secciones de conductos (culverted) bajo infraestructura, edificios y sectores de pueblos y ciudades.
- Instalación de infraestructura urbana a lo largo o debajo de los cursos de agua (conductos de alcantarillado, líneas de abastecimiento eléctrico, tuberías de agua y gas, vías, etc.)
- Régimen desbalanceado de sedimentos debido a la erosión no natural del cauce por el incremento de la velocidad de flujo, decremento de la entrada de sedimento natural e incremento de la entrada de sedimentos no naturales y materiales de las superficies urbanas y de los sitios de construcción.
- Pérdida general de transferencia de sedimento causando problemas de manejo.

Componente físico-químico (calidad de agua):

- Ingreso de varias sustancias (ej. nutrientes, metales pesados, sales, compuestos orgánicos) desde puntos urbanos (ej. vertederos de alcantarillas o

descargas directas de aguas residuales) y desde orígenes no puntuales (drenaje de la superficie urbana).

- Condiciones de temperatura y radiación alteradas por la descarga de aguas de enfriamiento y la ausencia de vegetación ribereña.

Componente biológico (hábitat y biodiversidad del río):

- Reducida disponibilidad de hábitats naturales (cuerpo de agua, orillas, cauce, plano inundable, plantas).
- Reducido acceso a los hábitats debido a la alteración de la continuidad ecológica (especialmente rutas de migración rotas).
- Alteración de la renovación del hábitat debido a la estabilización del cauce y las orillas, a los ajustes de gradientes y al manejo intensivo.
- Degradación cualitativa del hábitat debido a los regímenes no naturales de flujo y sedimento.
- Alteración del desarrollo del hábitat debido al mantenimiento extensivo y/o intensivo.
- Degradación de áreas ribereñas debido a la separación funcional del curso de agua y el uso extensivo dentro del área urbanizada.
- Cambio y pérdida de biodiversidad (fauna y flora).

2. CONCEPTOS SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS

Los términos restauración ecológica y mejora de ríos y quebradas urbanas han sido ampliamente utilizados bajo diferentes concepciones teórico-prácticas. Por tanto, es importante aclarar las definiciones de los términos a utilizar en el presente documento.

De acuerdo a la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER International), la **restauración** es una actividad deliberada que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema respecto a su salud -procesos funcionales-, integridad -composición de especies y estructura de la comunidad- y sostenibilidad -resistencia a disturbios y resiliencia- (Clewell et. al. 2005; SER International 2004).

Con frecuencia, el ecosistema que requiere restauración se ha degradado, dañado, transformado o totalmente destruido como resultado directo o indirecto de las actividades del hombre. En algunos casos, estos impactos en los ecosistemas fueron causados o empeorados por causas naturales, tales como incendios, inundaciones, tormentas o erupciones volcánicas, hasta tal grado que el ecosistema no se puede restablecer por su cuenta al estado anterior a la alteración o a su trayectoria histórica de desarrollo (Clewell et. al. 2005; SER International 2004).

La restauración trata de retomar un ecosistema a su trayectoria histórica. Por lo tanto, las condiciones históricas son el punto de partida ideal para diseñar la restauración. El ecosistema restaurado puede no recuperar su condición anterior debido a limitaciones y condiciones actuales que pueden orientar su desarrollo por una trayectoria diferente (Clewell et. al. 2005; SER International 2004).

Cuando se logra la trayectoria deseada, es posible que el ecosistema manipulado ya no requiera de más ayuda externa para asegurar su salud e integridad futuras, en cuyo caso se puede dar por terminada la restauración. No obstante, el ecosistema restaurado muchas veces requiere un manejo constante para contrarrestar la invasión de especies oportunistas, los impactos de varias actividades humanas y otros acontecimientos imprevisibles; así pues la restauración ecológica tiene como meta ayudar o iniciar la recuperación, mientras que el **manejo** del ecosistema tiene la intención de garantizar el bienestar constante del ecosistema restaurado de ahí en adelante (Clewel et. al. 2005; SER International 2004).

Es de resaltar la importancia de la participación local para el desarrollo exitoso de los proyectos de recuperación ecológica, el SER Internacional menciona que “la restauración ecológica fomenta, y quizás hasta depende de la participación a largo plazo de la población local” (SER International 2004).

Según la SER Internacional, la **rehabilitación** comparte con la restauración un enfoque fundamental en los ecosistemas históricos o preexistentes como modelos o referencias, pero las dos actividades difieren en sus metas y estrategias. La rehabilitación enfatiza la reparación de los procesos, la productividad y los servicios de un ecosistema, mientras que las metas de la restauración también incluyen el restablecimiento de la integridad biótica preexistente en términos de composición de especies y estructura de la comunidad (SER International 2004).

El Protocolo Distrital para la Restauración Ecológica (DAMA – BACHAQUEROS 2000) presenta definiciones de restauración y rehabilitación semejantes a las de la SER Intenacional; sin embargo también propone la definición de **recuperación**, haciendo alusión a lo que la SER Internacional llama reclamación (o reclamation en inglés), la cual es la restauración del potencial ambiental de un área dada para

un uso o conjunto de usos predeterminados (ej: abastecimiento hídrico, recreación pasiva, investigación, etc.), sus métodos y alcances dependen del objetivo económico.

Por otra parte, el proyecto de “Métodos de mejoramiento de cuencas de ríos urbanos” -URBEM- introduce el término de **mejora o realce**, el cual tiene una perspectiva más amplia y significa una mejora del estado actual de los ríos y sus alrededores, dirigiéndose a la valorización general de las propiedades ecológicas, sociales, económicas y estéticas. Schanze et. al. (2004) mencionan que si la restauración de las aguas urbanas se pone en un entendimiento comprensivo del desarrollo urbano sostenible el término que se utiliza es el de mejora o realce. En este caso la multifuncionalidad ecológica, social, económica e incluso estética de aguas urbanas con sus áreas ripícolas es tenida en cuenta.

3. ESTRATEGIAS Y MÉTODOS UTILIZADOS INTERNACIONALMENTE EN LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS

La información sobre el proceso de planeación de los diferentes proyectos estudiados fue generalmente escasa.

Sin embargo Schanze et. al. (2004) menciona en su trabajo que la mayoría de los proyectos realizados sobre restauración ecológica y/o mejora de ríos y quebradas urbanas estudiados por ellos, responden a la idea inicial de la administración pública, mientras que algunos de los proyectos fueron promovidos en conjunto con grupos de ciudadanos.

Estos autores mencionan que los procesos de planeación e implementación comenzaron con procesos políticos para la consecución de los fondos necesarios y que la mayoría de esquemas se basaron en presupuestos de múltiples orígenes, siendo unos pocos financiados por fondos privados. La selección del sitio en la mayoría de los casos fue basada en conocimiento previo y usualmente solo fue considerada una opción. La mayoría de proyectos fueron justificados en la legislación.

Entre la idea inicial, la planeación y la implementación generalmente pasaron varios años. Los objetivos fueron definidos generalmente por los problemas más urgentes del curso de agua o por las opciones más realistas para la mejora. Entre los objetivos mencionados están la mejora ecológica, el bienestar y recreación, el mejoramiento urbano, el control de inundaciones, la participación pública y el mejoramiento visual.

En su trabajo Schanze et. al. (2004) reportan que el cincuenta por ciento de los estudios de caso cuyo objetivo era el mejorar las condiciones ecológicas del curso de agua se enfocaron en las condiciones morfológicas.

Esto coincide con la percepción de la canalización del río (restringiendo la morfología del río) descrita más abajo la cual es un problema que prevalece de los ríos urbanos. Este enfoque es seguido en importancia por la calidad del agua (36%) y la hidrología y la hidráulica (32%). Otros importantes objetivos de la rehabilitación de cursos de agua urbanos son las especies acuáticas y ribereñas y la continuidad longitudinal principalmente en términos de tránsito de peces. Solamente pocos apuntan la conectividad lateral (ej:Leine, Quaggy).

Siguiendo la clasificación propuesta por Schanze et. al. (2004) referente a las presiones típicas sobre las aguas urbanas, las técnicas y métodos utilizados en los proyectos de restauración y/o mejora de ríos y quebradas urbanas se clasificaron en aspectos hidrológicos, morfológicos, fisicoquímicos y biológicos:

3.1 TÉCNICAS PARA MEJORAR LA HIDROLOGÍA Y LA HIDRODINÁMICA

La mejora de los hábitats acuáticos y semiacuáticos es en gran medida dependiente del mejoramiento de los procesos hidrológicos de los ríos. Estos procesos determinan el caudal mínimo ecológico, las posibles ondas de inundación, los flujos de la materia, la deriva de organismos, entre otros. Su importancia para la morfología de los ríos es considerada más adelante.

El régimen hidrológico de aguas urbanas es fuertemente influenciado por las superficies impermeables, y también por el retiro del agua. Las superficies impermeables aumentan el volumen y la velocidad de escorrentía y por lo tanto, la frecuencia y la magnitud de flujos máximos. Esto puede dar lugar a la erosión del cauce y de las orillas, así como a la contaminación del agua a través de

escorrentía contaminada por superficies urbanas y por desbordamientos combinados aguas residuales. Además la recarga del agua subterránea se reduce, se disminuye el flujo base, y las concentraciones de agentes contaminantes en estaciones secas se incrementan (UCAR 2006; Schanze et. a. 2004; Ridgway et. al. 1996).

El retiro de agua para la industria, recreación y otros propósitos (ej:hidroelectricidad) reducen la cantidad de agua disponible; lo cual afecta especialmente al caudal mínimo ecológico y a los procesos hidromorfológicos.

Las medidas para mejorar la hidrología e hidrodinámica se pueden clasificar en dos: las que mejoran el régimen de descarga y las que mejoran el flujo base a través de la infiltración de agua de tormenta.

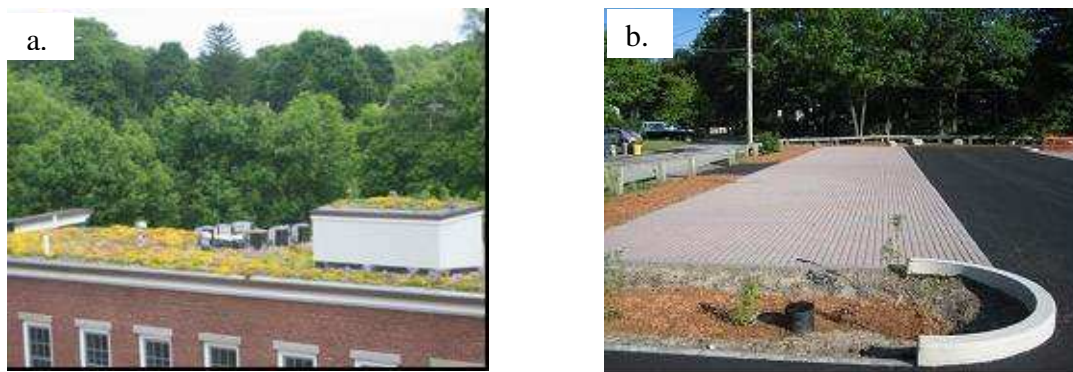
En el estudio llevado a cabo por Schanze et. al. (2004) se determinó que aproximadamente el 50% de los casos involucraron medidas para mejorar el régimen de descarga, principalmente por el manejo de aguas de tormenta, aunque también fueron llevadas a cabo medidas de manejo de la substracción de agua.

Un ejemplo de lo anterior es el caso del río Isar, donde nuevos contratos con la planta hidroeléctrica disminuyeron la substracción de agua e incrementaron la descarga ecológicamente relevante (Binder 2005).

Las técnicas de manejo de aguas de tormenta son de vital importancia para establecer un régimen hidrológico más natural. Estas incluyen técnicas para disminuir el volumen de escorrentía cerca a su origen, técnicas para detener el flujo máximo, y técnicas para mantener la recarga de aguas subterráneas. En muchos casos estos objetivos se sobrelapan y también contribuyen a la mejora de calidad del agua.

Las medidas para disminuir el volumen de escorrentía cerca de su fuente en zonas urbanas incluyen los techos vegetados y los materiales superficiales permeables, tales como pavimentos porosos (Figura 16); ambos se pueden adaptar las azoteas existentes y las áreas para parquear como fue realizado por el Departamento de Conservación y Recreación de Massachusetts, USA (Massachusetts Department of Conservation and Recreation s.f.)

Figura 16. Foto de “techos verdes” (a) y superficies permeables (b). Medidas llevadas a cabo en la cuenca del Río Ipswich (Massachusetts).



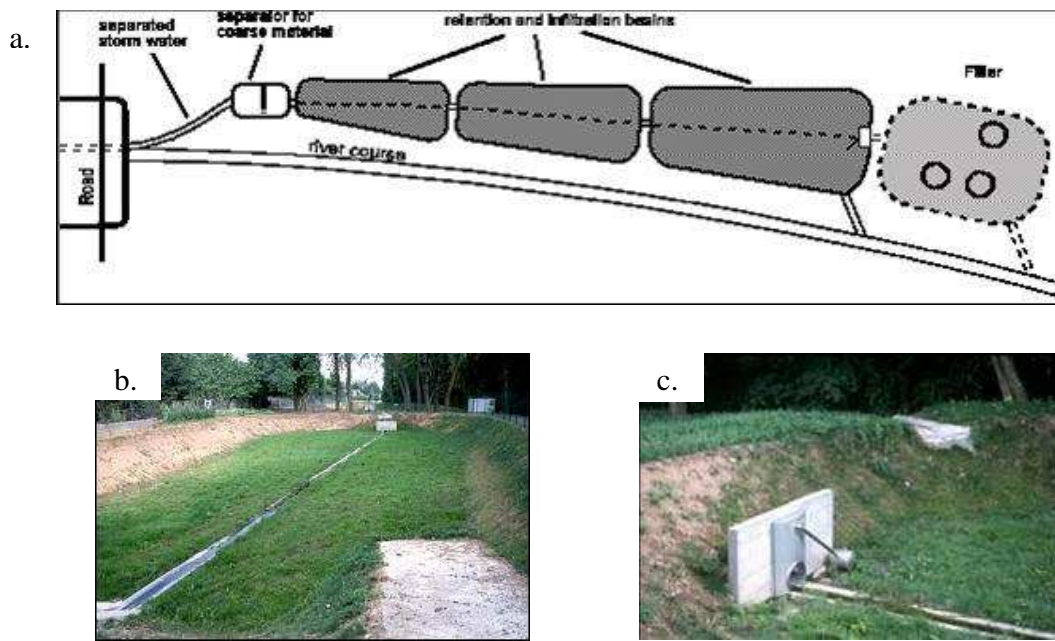
Tomado de Massachusetts Department of Conservation and Recreation s.f.

Adicionalmente, la recarga del agua subterránea se puede propiciar con el uso de la infiltración superficial de la escorrentía a través de los dispositivos de infiltración, como por ejemplo el uso de cubetas de infiltración en La Chaudanne (Figura 17) (Schanze et. al. 2004), de celdas de bioretención y reduciendo la proporción de superficies impermeables en la cuenca (Figura 18) (Massachusetts Department of Conservation and Recreation s.f.). Algunas medidas descentralizadas para detener los flujos pico son las piscinas de detención -secas y húmedas-, las cuales proveen múltiples usos tales como hábitat y recreación acuática.

Sistemas de biofiltración en espacios públicos o privados pueden también reducir los volúmenes de agua dispuestos a través de tuberías. Estos también pueden

retener contaminantes para reducir los impactos en la calidad del agua, y asemejar caminos hidrológicos sub superficiales preurbanos, particularmente durante eventos de lluvia frecuentes de pequeña a moderada intensidad (Walsh et. al. 2007).

Figura 17. a) Esquema de las cubetas de infiltración en La Chaudanne. b y c) Fotos de una cubeta de infiltración.



Modificado de Schanze et. al. (2004)

Figura 18. Detalle de: a) Matriz de pavimento de grava; b) Pavimento permeable; y c) Celda de bioretención; en el parqueadero de la playa del lago Silver, Wilmington, Massachusetts.



Tomado de Massachusetts Department of Conservation and Recreation s.f.

3.2 TÉCNICAS PARA MEJORAR LA MORFOLOGÍA DE LA CORRIENTE Y LA CONECTIVIDAD

Las características morfológicas de los ríos urbanos a menudo son fuertemente alteradas en espacios urbanos densamente usados. Las restricciones espaciales sobre los cursos de agua urbanos debido a la demanda urbana por el espacio y la seguridad en la utilización del suelo pueden resultar en: el encerramiento de los cauces con culverts, la estabilización del cauce y de las orillas, la construcción de represas para el control de inundaciones y de levantamientos para proteger la tierra adyacente.

Estas alteraciones interrumpen drásticamente la integridad ecológica y con llevan a la pérdida de especies y de otras características ecológicas. Además, los ríos urbanos uniformes tienen un bajo valor estético y pueden incluso devaluar la zona urbana circundante. Hoy en día hay un creciente soporte e incluso una demanda por los corredores de ríos multifuncionales, que respondan tanto a los requerimientos ecológicos como económicos, estéticos y recreacionales, para lo cual requieren una estructura morfológica diversa.

La morfología dentro de la corriente es el factor principal de la calidad del hábitat; ya que solamente las aguas morfológicamente apropiadas pueden hacer uso de la buena calidad del agua para alcanzar el mejor estado ecológico posible (Petts 2000). La conectividad de aguas desempeña un papel importante en la ecología de la corriente; estrechamente vinculada al tipo morfológico de los cursos de agua, describe la relación de las aguas con sus alrededores, los cuales incluyen los hábitats ribereños así como las partes del río aguas arriba y aguas abajo.

Esto corresponde al hecho de que la ecología de los cuerpos del agua es influenciada en gran parte por la disponibilidad y la accesibilidad de hábitats más o

menos distantes y por la interrelación permanente y periódica de las aguas y su biota con sus alrededores y viceversa (Allan 1995).

Según Schanze et. al. (2004) debido a la estrecha relación entre la morfología y la conectividad, las medidas para mejorar un tipo de conectividad lleva a mejoras en otras; las medidas enfocadas especialmente a la conectividad longitudinal en muchos casos influyen la morfología lateral y vertical. Por tanto, los diversos aspectos de la conectividad no pueden ser separados totalmente. Para no omitir aspectos de la conectividad, el capítulo se estructura como sigue:

- Técnicas para mejorar la morfología dentro de la corriente: incluyendo medidas que mejoran la conectividad vertical con el lecho del cauce y la conectividad lateral dentro de las líneas completas de las orillas del canal de la corriente.
- Técnicas para restablecer y para integrar los planos de inundación y su conexión al curso de agua: conectividad lateral más allá de las líneas completas de las orillas del canal de la corriente.
- Técnicas para mejorar continuidad de la corriente: representando la conectividad longitudinal.

3.2.1 Técnicas para mejorar morfología dentro de la corriente:

Los cambios en el uso del suelo adyacente frecuentemente conducen a “correcciones” de la alineación de la corriente. La canalización da lugar a una longitud más corta de la corriente, incrementa el flujo generado por la tensión de corte, y por lo tanto amplifica la erosión de la cuenca. En el estudio realizado por Schanze et. al. (2004) casi la mitad de los estudios de caso restauraron la alineación de la corriente.

Las estrategias más comunes usadas para mejorar la morfología dentro de la corriente incluyen el retiro o el reemplazo de la construcción dura, la iniciación de unos procesos hidromorfológicos más naturales y la rehabilitación de una estructura del hábitat diversa; los tres grupos de medidas se traslapan. Varios de los esquemas estudiados reportaron haber retirado el revestimiento duro de la cuenca -ej: Alterbachsystem, Emscher, Isar (Figura 19), Leine, Quaggy- (Semrau & Hurck 2008; Binder 2006a y b; Schanze et. al. 2004).

Figura 19. Vista del “Großhesselohrer Brücke” en la cuenca del Río Isar. Izquierda: orillas con revestimiento lateral de concreto y pendientes pronunciadas, derecha: orillas sin revestimiento lateral de concreto y menores pendientes.



Tomado de Binder (2006a)

En zonas urbanas, donde está restringido el espacio para el desarrollo natural del cauce y se alteran los parámetros más importantes, una restauración completa de procesos hidromorfológicos puede ser excepcional. Las técnicas suaves pueden ser utilizadas bajo estas circunstancias; sin embargo, frecuentemente pueden tener un impacto y fuerza de retención similar a la “ingeniería dura” y a los pilotajes convencionales, pero agregan la mejora estética de la vegetación y el valor de la vida salvaje, mientras que sostienen las funciones anteriores (Schanze et. al. 2004).

En varios proyectos de restauración han sido aplicadas diversas formas de rip-rap -con vegetación-, es el caso del Río La Saone, en el que el grupo de plantas inicialmente establecido se dispersó naturalmente, lo cual mejoró la estética del

talud y ofrece un hábitat a ser utilizado (Figura 20). En el río Skerne, se usaron varias técnicas para la estabilización de taludes entre estas las enramadas vivas, colchones de matorral, fajines, entibación viva de paredes (leño-tronco); medidas que a su vez iniciaron procesos hidromorfológicos de formación de hábitat usando la energía natural del agua corriente (Kronvang 1998).

Figura 20. Revegetalización del enrocado rip-rap en el río La Saone.



Modificado de Schanze et. al. (2004).

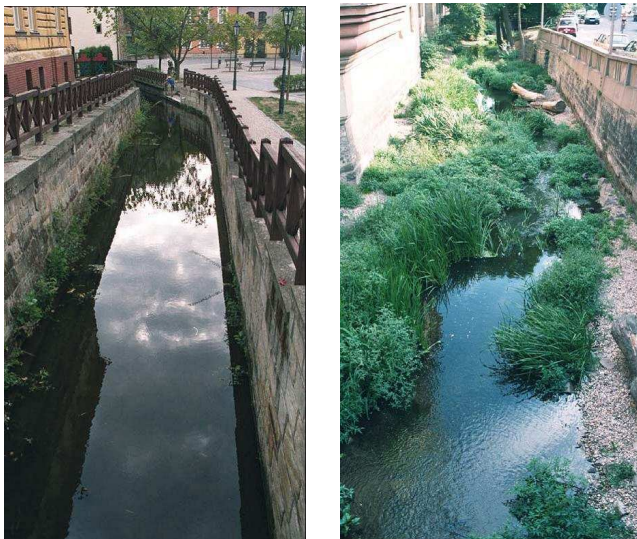
En términos de mejora de conectividad vertical se han limpiado o reemplazado los sedimentos o relleno de los cauces (dependiendo del caso) y se han colocado orillas de adoquín y grava para apoyar posteriores procesos hidromorfológicos autosostenibles (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

La introducción de estructuras, gravas, o sedimentos y su disposición espacial, en conjunto con las variaciones de profundidad longitudinal y transversal ofrecen el mosaico de hábitats necesarios para suministrar a las especies acuáticas el lugar

para vivir y reproducirse. Ofreciendo funciones tales como las de los bancos de arena y los rápidos (que se han quitado a menudo en muchas corrientes urbanas con el pasado manejo) (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

Los travesaños, los diversos tipos de rampas de tierra, las rampas de bloque y los amarres (estantes) crean características de la corriente que ayudan a mejorar la diversidad del hábitat para los macroinvertebrados y los pequeños peces. Estas estructuras aumentan la turbulencia que airea las corrientes, y aumenta los niveles de oxígeno disuelto que son críticos para la supervivencia de los peces. Además, las piscinas y los bancos de arena estabilizan el cauce del río contra la erosión al reducir de manera natural el gradiente del cauce del río (Figura 21); el modelamiento hidrológico e hidromorfológico ha sido usado para sustentar el desarrollo de soluciones sustentables como en los casos de Skerne y Náhon (Schanze et. al. 2004).

Figura 21. Introducción de orillas de grava en Náhon (Chrudim) basada en modelamiento geomorfológico.



Tomado de Schanze et. al. (2004).

Las metas para mejorar la continuidad ecológica, así como el balance del sedimento y la protección de inundación pueden traslaparse. Estrechamente vinculado a la hidrodinámica de aguas, el balance del sedimento es un factor hidromorfológico importante.

El equilibrio del sedimento está estrechamente relacionado con la hidrodinámica y la hidromorfología pero también se traslapa con aspectos de la calidad del agua. Las modelaciones permiten el diseño de medidas permanentes para mejorar las condiciones morfológicas dentro de la corriente como base para un balance del sedimento más natural.

Las técnicas para prevenir la erosión contribuyen a la mejora del balance del sedimento; esto incluye trampas de sedimento, tales como piscinas de sedimento (Fosso della Bella Monaca, Don, Mud Creek), represas para el control de sedimentos (Alterbachsystem, La Chaudanne) y el manejo de sitios de construcción (ej. Construcción de canales vertederos o desviaciones temporales del agua de escorrentía). Algunas de las técnicas usadas para la mejora hidrológica combinan diferentes objetivos de control de sedimentos y mejora hidrológica; dentro de estas técnicas los estanques húmedos con detención extendida fueron los más frecuentemente nombrados en los esquemas analizados (Schanze et. al. 2004).

3.2.2 Técnicas para restablecer y para integrar los planos de inundación:

Los planos de inundación son por definición parte de cualquier ecosistema riveroño y son caracterizados normalmente por fauna ripícola y flora típica. La necesidad de la conectividad lateral, por lo tanto, se aplica particularmente al reestablecimiento y la rehabilitación del plano de inundación. La calidad de los planos de inundación como áreas de retención puede ser optimizada mejorando la interacción del río principal con el área natural de inundación, por ejemplo bajando o reubicando los diques de aguas altas, ensanchando la sección transversal del

canal y del plano de inundación, lo cual es frecuentemente asociado con reducir la pendiente de la orilla (Figura 22) (Binder 2006b; Binder 2004).

Figura 22. Restauración del río Isar cerca a Icking.



Tomado de Binder 2006b.

Los planos de inundación y especialmente las orillas del río vegetadas desempeñan un papel vital en la hidromorfología de la corriente, la calidad del agua, la temperatura del agua y la vida acuática. Por lo tanto, el reestablecimiento de los planos de inundación es una meta frecuente de la rehabilitación del río. Las medidas que se han aplicado incluyen la reintroducción de comunidades ripícolas silvestres, malezas, hierbas inundables, y plantas herbáceas altas no susceptibles a erosión, la regeneración natural, y el control de las especies exóticas invasoras.

Las estacas vivas, las capas a manera de cepillo y las capas de cercas se utilizan para estabilizar cuevas más escarpadas y para establecer la vegetación de la orilla incluyendo arbustos y árboles (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

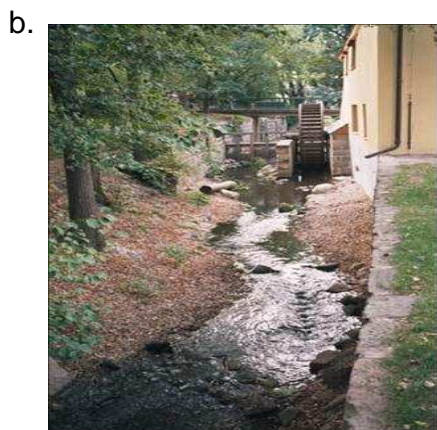
3.2.3 Técnicas para mejorar continuidad de la corriente:

La continuidad del río puede ser negativamente afectada a través de estructuras transversales, secciones de canales cubiertos (culverted) y morfología artificial. La

supresión o la desviación de tales barreras son esenciales para la migración biológica.

Las estructuras transversales que exceden alturas de 30 cm, tal como vertederos y pendientes verticales, pueden formar barreras de migración para los organismos acuáticos. Tales pendientes fueron quitadas, substituidas o perforadas, donde las barreras de migración no pueden ser eliminadas son substituidas usando técnicas de estabilización de bioingeniería, estructuras transversales tales como travesaños, rampas de tierra o cantos de tal modo que permitieran la migración aguas arriba y abajo. Si las barreras de la migración no pudieron ser eliminadas, (Isar, Wandse, Náhon), fueron introducidos subideros y pasos para los pescados para sobrepasar las barreras (Figura 23) (Binder 2006b; Schanze et. al. 2004).

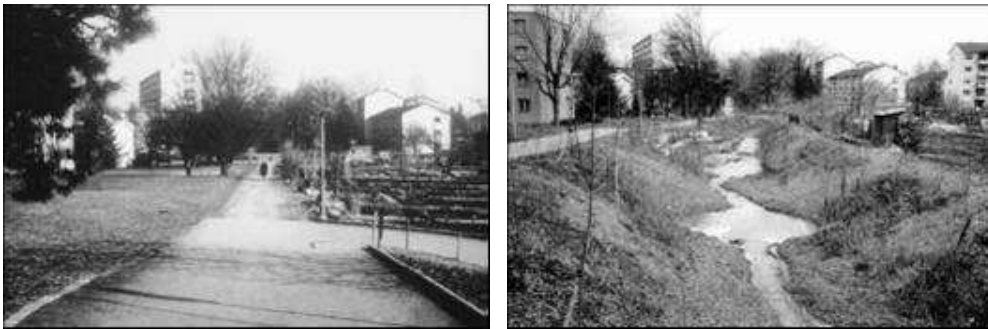
Figura 23. a) Isar, de represa a rampas. b) Eliminación de barreras de flujo y de migración, Náhon.



a) Tomado de Binder (2006b). b) Tomado de Schanze et. al. (2004).

Las secciones de canales cubiertos (Culverted) son otra barrera para la migración de organismos acuáticos. Destaparlos, es la medida inevitable para comenzar la rehabilitación. La ciudad de Zürich, Suiza ha destapado alrededor de nueve millas de quebradas y drenajes de aguas lluvia (Figura 24) (Pinkham 2000).

Figura 24. Imágenes antes y después de destapar una quebrada en la ciudad de Zurich.



Tomado de Pinkham (2000).

Si es posible, las anteriores orillas pueden ser utilizadas (Figura 25), pero también pueden ser formadas nuevas orillas, como en el caso de Albisrieder Dorfbach en Zurich, donde se destaparon varios culverts y el nuevo diseño fue adaptado a la disponibilidad espacial (Figura 26) (Schanze et. al. 2004; Pinkham 2000).

Figura 25. a) Una quebrada entubada en el parque Longdale Park cerca a Atlanta. b) La misma quebrada un año después de destaparla. La sección del frente estaba previamente abierta, sin embargo sus orillas fueron reajustadas.



Tomado de Pinkham (2000).

Figura 26. Culvert destapado en Albisrieder Dorfbach, Zurich. El diseño fue adaptado a la disponibilidad espacial.



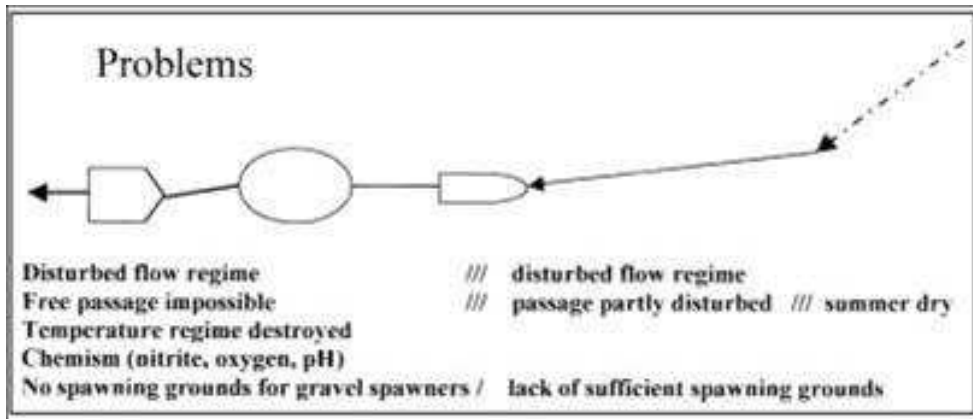
Tomado de Schanze et. al. (2004).

No sólo las barreras transversales y las secciones con canales cubiertos, sino también las secciones ecológicamente pobres o las secciones que se desvían de condiciones naturales forman barreras para la continuidad biológica. Por lo tanto, una mejora total del estado ecológico dentro de estas secciones, especialmente las condiciones morfológicas, es necesaria. Donde las secciones ecológicamente pobres del río no pueden ser mejoradas, se pueden poner en el lugar estructuras de paso (Tent 2000).

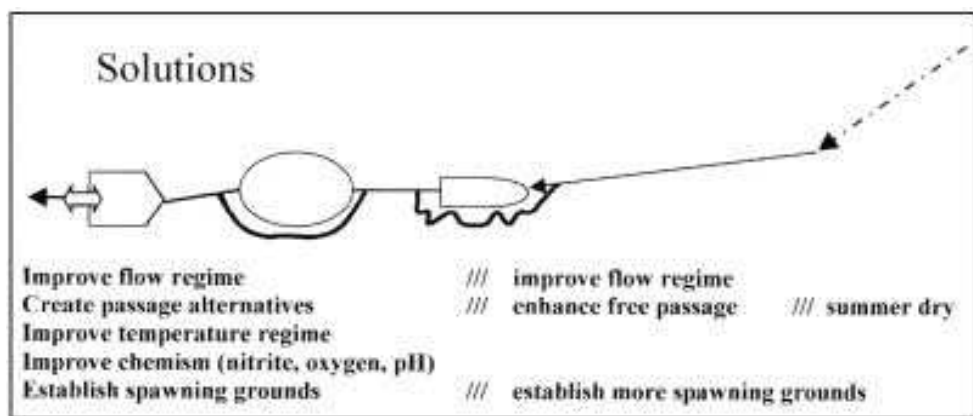
En el estudio de caso de Wandse una sección nueva de la corriente tuvo que ser creada, sobre pasando una laguna de un parque (Figura 27). Este embalsamiento formó una barrera debido al régimen artificial de flujo, los parámetros físicos del hábitat y la desviación los procesos químicos en comparación con el agua que fluye (Tent 2000).

Figura 27. Esquema de la situación de la quebrada de Wandse. a) Problemas a solucionar. b) Soluciones propuestas.

a.



b.



Tomado de Tent (2000).

3.3 TÉCNICAS PARA MEJORAR CALIDAD DEL AGUA

Las técnicas para el control de la contaminación de agua se refieren a fuentes puntuales y no puntuales. Fuente puntuales de contaminación se pueden definir como la contaminación que entra en una corriente o un río en una localización definida (EPA 1994) e incluye las plantas depuradoras de aguas residuales, vertidos combinados de alcantarilla, vertidos sanitarios de alcantarilla, así como descargas ilegales y conexiones ilegales de aguas residuales. El tratamiento de las fuentes puntuales se aplica en las plantas depuradoras de aguas residuales centrales, que luego descargan en los cuerpos del agua.

En la mayoría de los estudios de caso, el tratamiento de aguas residuales por sí mismo no ha sido un objetivo principal. Sin embargo, en algunos esquemas una mejora del tratamiento de aguas residuales fue ejecutada, por ejemplo el tratamiento con radiación ultravioleta para reducir cargas bacteriológicas a lo largo del Isar o la desconexión de las entradas ilegales de aguas residuales. Técnicas descentralizadas tales como la reducción al mínimo de vertidos combinados de alcantarillas (CSO) por la separación de la red o la regulación de la escorrentía de superficies urbanas han sido de particular interés (Ridgway et. al. 1996).

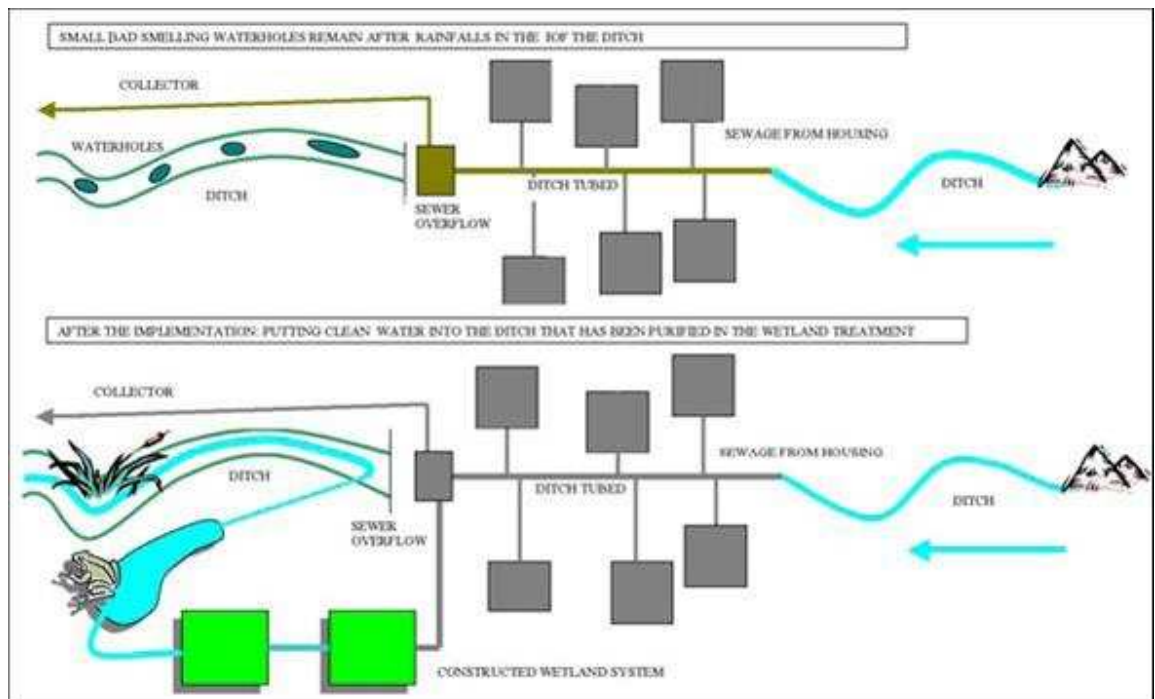
Los vertidos combinados de alcantarilla son otra causa de contaminación de fuentes puntuales. Las alcantarillas combinadas llevan aguas residuales y aguas de escorrentía durante eventos de precipitación excesiva cuando las plantas depuradoras de aguas residuales han sido diseñadas con una capacidad limitada (Ridgway et. al. 1996; Allan 1995).

Así, durante los eventos de lluvia los vertidos combinados (CSO) descargan aguas residuales no tratadas mezcladas con aguas de tormenta en aguas locales. El control de la fuente de los vertidos aguas combinadas y el almacenaje de las aguas residuales combinadas reduce los desbordamientos de estas aguas combinadas CSOs. El control en la fuente combina medidas descentralizadas e incluye en primer lugar la separación de aguas de tormenta de las aguas residuales. Esto ocurrió en cerca de un tercio de los estudios de caso (ej: La Chaudanne, Albisrieder Dorfbach). También incluye el control de conexiones ilícitas, el barrido de las calles, los residuos de limpieza del cauce, y las medidas de manejo de aguas de tormenta que reducen o retrasan el volumen de escorrentía que se incorpora al sistema (Schanze et. al. 2004; Ridgway et. al. 1996).

Las medidas para conservar el agua usada en hogares también reducirán cargas en las instalaciones de tratamiento. En el Fosso della Bella Monaca el almacenaje

de aguas combinados fue utilizado junto con un sistema de tratamiento de humedal para limpiar las aguas residuales combinadas (Figura 28). Solamente algunos de los estudios de caso tuvieron que ocuparse de conexiones ilegales de aguas residuales (Fosso della Bella Monaca) (Schanze et. al. 2004).

Figura 28. Esquema de la planta de tratamiento de humedal utilizada en Fosso de la Bella para tratar las aguas combinadas.



Tomado de Schanze et. al. (2004).

La contaminación por fuentes no puntuales ocurre cuando la escorrentía superficial y subsuperficial contaminada se incorpora a los cuerpos de agua sin caminos determinados. Las fuentes urbanas más importantes de contaminación no puntual son las superficies selladas (acumulación del polvo y de otros materiales granulosos finos durante períodos secos) y suelo no vegetado (contaminado) expuesto a la erosión y el lavado. Con la mejora de la tecnología del tratamiento para la contaminación de fuentes puntuales en plantas centrales, la contaminación de fuentes no puntuales se convierte en la razón primaria por la

que los ríos, las corrientes y los lagos no alcanzan el estado “apto para pescar o nadar” (EPA 1998).

La escorrentía de las calles urbanas, de los parqueaderos y de los techos es a menudo la fuente de contaminación más grande para aguas en zonas urbanas. El planeamiento de utilización del suelo que considera principios de manejo del agua y técnicas de manejo de agua de tormenta puede bajar esta carga de la contaminación a través de medidas que, dependiendo del uso de la superficie urbana, apunten diferentes clases de contaminación superficial potencial. En estudios de caso los filtros de arena y los filtros de turba-arena, los separadores de cascajo y aceite, los filtros de fajas de hierbas y los terrenos pantanosos con herbáceas para la escorrentía de las vías se han utilizado para atrapar o quitar los agentes contaminantes superficiales (Figura 29).

Figura 29. Separador de arena y grava ubicado en la primera de las tres cubetas de retención de La Chaudanne.



Tomado de Schanze et. al. (2004).

Esas medidas del tratamiento de la precipitación de tormenta fueron aplicadas en diferentes grados de extensión en aproximadamente la mitad de los estudios de

caso. Dos otras opciones en relación a la mejora de la calidad del agua y a la mitigación hidrológica de la escorrentía urbana son los humedales construidos, y la bioretención ((Walsh et. al. 2007; Massachusetts Department of Conservation and Recreation s.f..).

Problemas relacionados con la sedimentación a menudo resultan de la erosión creciente en la captación. Por lo tanto, medidas que apuntan a la sedimentación en aguas, tales como el retiro del sedimento o el intercambio del sedimento (Náhon) se deben preceder o acompañar por medidas que reduzcan la erosión de material fino en la captación. Dependiendo de la fuente del sedimento, pueden ser tomadas medidas temporales o permanentes, aunque las medidas temporales se pueden utilizar también para establecer soluciones permanentes. Las anteriores son utilizadas para establecer vegetación para reducir la erosión como fuente de sedimentos finos (ej:cieno) (Schanze et. al. 2004).

Estas incluyen la siembra de semillas con agua fertilizada y la estabilización química, mallas de sedimentación y trampas, sedimentadores, así como desviaciones de la escorrentía y canales, tales como zanjas, drenes, diques, bermas, terrenos pantanosos (vallados), y pavimento permeable. Las medidas permanentes apuntan a los cursos del río, donde los procesos hidromorfológicos naturales tienen que ser restablecidos. Además, los bosques ripícolas pueden desempeñar un papel importante como trampa natural del sedimento para el agua superficial antes de que se incorpore en el cuerpo del agua. Por esto y otras razones la vegetación ripícola existente merece ser mantenida (Schanze et. al. 2004).

El proyecto del Rouge River inicialmente apuntaba al control de las aguas combinadas, sin embargo rápidamente reconocieron que sin el control de otras entradas de contaminantes, los millones de dólares que serían empleados en el control de estas aguas no obtendrían los resultados esperados; por tanto,

incluyeron en el proyecto fuentes de contaminación no puntuales (Ridgway et. al. 1996).

3.4 TÉCNICAS PARA MEJORAR LA BIODIVERSIDAD

La restauración de los bosques riparios ha sido promovida como medio para mitigar los impactos urbanos en los ecosistemas de río (Walsh et. al. 2007). La protección y rehabilitación de la biodiversidad en ecosistemas ripícolas es una meta de la Directiva WFD.

Los elementos hidromorfológicos, así como los fisicoquímicos influyen la calidad del hábitat y por lo tanto, la composición y abundancia de las comunidades acuáticas y riparias; por esta razón, las técnicas y estrategias presentadas anteriormente son también importantes para la biodiversidad.

Las técnicas presentadas a continuación se dirigen más directamente al beneficio de la flora y la fauna; esto incluye técnicas para proveer de cubierta, alimento, y sitios de anidación, desove y protección para los pescados, los anfibios y demás fauna silvestre. Los hábitats acuáticos y ripícolas están conectados, así pues la protección y mejora del hábitat se refiere a condiciones dentro de la corriente así como al hábitat ripícola.

Para favorecer la fauna acuática, fueron realizados esfuerzos para restablecer los lugares de desove, cubiertas vegetales que evitan la evaporación, trampas de detritos, estanques limpios con sombras y protección. Las técnicas encontradas en los casos de estudio incluyeron las estructuras de cantos rodados (Alterbachsystem, Anacostia) y las estructuras para dar protección a los peces (Anacostia). Técnicas especiales han sido desarrolladas, por ejemplo barcazas de flotación y técnicas para mejorar tabloneras de empalizada y paredes del muelle, para proporcionar cubierta y zonas de descanso (Schanze et. al. 2004).

Además, el establecimiento de la continuidad biológica con la supresión de barreras de migración o el establecimiento de subideros y pasos de pescados contribuye a la mejora de la calidad del hábitat. En algunos esquemas, la introducción de stocks de especies en peligro y otras especies ha sido implementada. En un esquema han sido empleadas cajas para la cría de aves, paredes de cría, y gaviones con tubos de cría para restaurar la avifauna (Wienfluss) (Schanze et. al. 2004)..

La vegetación es un componente clave del hábitat dentro de la corriente. El lecho de hojas y los desechos de madera provenientes de la vegetación ripícola es parte de la cadena alimentaria. La vegetación acuática sumergida y emergente funciona como micro hábitat para los pescados (Allan 1995).

Además, la absorción de nutrientes por parte de las plantas emergentes mejora la calidad del agua. La restauración de la vegetación ripícola fue una de las medidas más frecuentemente usadas para la rehabilitación de ríos urbanos, siendo usada en el 87% de los estudios de caso. Medidas para restaurar la vegetación acuática fueron mencionadas por el 52% de los estudios de caso (Schanze et. al. 2004).

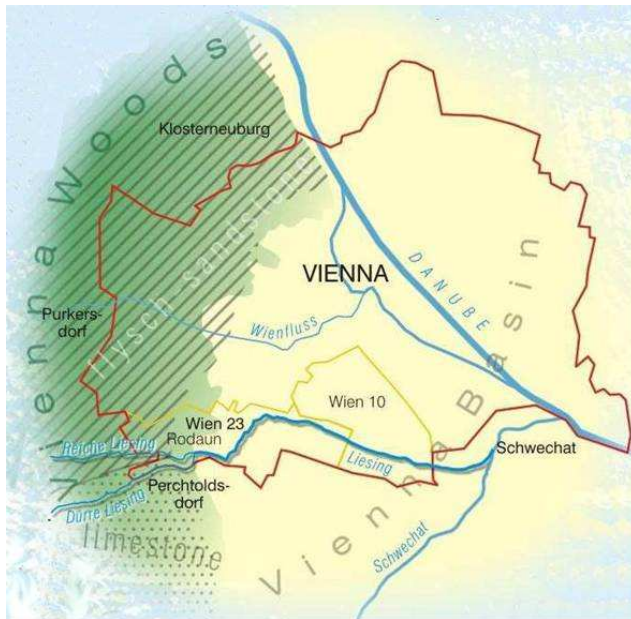
4. IMPACTOS GENERADOS POR LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS

Particularmente en zonas urbanas, los componentes del “triángulo de sustentabilidad” consistente en los aspectos ecológicos, sociales y económicos están estrechamente relacionados. Por esta razón los esquemas urbanos de rehabilitación de ríos contienen a menudo un fuerte componente de mejora urbana, permitiendo o mejorando las funciones sociales urbanas a lo largo y alrededor de los cursos de agua.

Aunque los impactos en cuanto a los cambios en las condiciones hidromorfológicas, de calidad de agua y de la biodiversidad han sido mencionados al desarrollar el capítulo anterior, en este capítulo se realiza una descripción más detallada del proyecto de mejora y restauración urbana llevado a cabo en el río Liesing en Viena, Austria, el cual ha sido monitoreado y documentado por varios años y permite un acercamiento a los impactos generados por el mismo.

El río Liesing es el tercer río más grande de Viena después del Danubio y el Wien. Su longitud total es de 30km, 18km de los cuales fluye dentro del territorio municipal de Viena (Figura 30). Su área de captura total es de 115km², 52km² de los cuales pertenecen al área municipal de Viena (Goldschmid et. al. 2006).

Figura 30. Ubicación del río Liesing en Viena, Austria.



Modificado de Goldschmid et. al. (2006).

El Liesingbach fluye a través del sur de Viena, Austria, es un río urbano que ha sido designado como fuertemente modificado debido a que a través del tiempo ha sufrido diferentes transformaciones. En el siglo XIII fueron construidos muchos molinos a lo largo de su cauce, y en el siglo XX su curso, predominantemente meandrónico con amplitudes de hasta de 200m, fue dramáticamente rectificado, su cauce fue uniformemente modificado a una forma de doble trapecio completamente cubierta con piedra gruesa en una matriz de concreto. La existencia de pozos para el control de sedimentos limitaba severamente el transporte natural de los mismos. La alta descarga de aguas residuales y efluentes no tratados de fuentes termales y de la planta de tratamiento de aguas servidas, llevaban a que sus aguas se consideraran ecológicamente pobres y con una integridad funcional del sistema acuático casi no existente (Panek et. al. 2008).

Además de la interrupción del flujo de sedimentos y peces, la construcción dura causaba varios déficits tales como la pérdida de variabilidad en el ancho y la

profundidad, así como la pérdida de la vegetación riparia. El flujo del agua era monótono y algo rápido (Panek et. al. 2008).

Un estudio en 1999 antes de la restauración confirmó el estatus ecológico pobre en términos de hidromorfología, bioscenosis acuática, vegetación riparia y fauna terrestre relacionada con el agua.

La revitalización del río Liesing se realizó con el objeto de inducir un desarrollo ecológico a través de la mejora de las condiciones hidromorfológicas (Panek et. al. 2008). Fue un proyecto piloto manejado por el Departamento de Ingeniería de la Ciudad de Viena, cubriendo 5,5 km de su curso, este proyecto era parte de un plan de revitalización a gran escala para el río entero y constituyó la primera iniciativa de restauración de este tamaño en un área urbana (Sarvan 2006).

La descarga de las aguas efluentes de fuentes termales fue parada y también la pequeña planta de tratamiento de aguas residuales fue detenida y sus aguas direccionadas a la planta principal de clarificación de Viena. Por tanto un nuevo alcantarillado principal tuvo que ser construido. Esta obra fue útil para la rehabilitación física del hábitat. El principal propósito fue el remover el fondo duro y las orillas, demoler los travesaños y vigas, y permitir una cierta dinámica lateral (Panek et. al. 2008).

El éxito de la revitalización depende de la calidad del agua del río; antes de realizar el proyecto el Liesing tenía una calidad del agua que lo calificaba como saprobio, por tanto, la reorganización del sistema de alcantarillado contribuyó notablemente en el mejoramiento de su calidad de agua (Figura 31 y 32 a y b) (Goldschmid et. al. 2006).

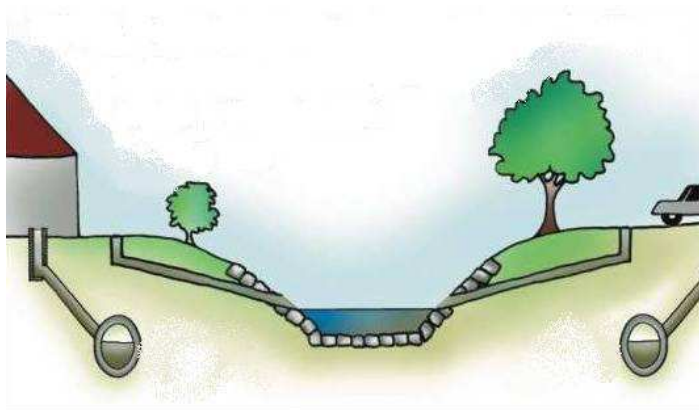
Figura 31. Reorganización del alcantarillado paralelo al río Leising, Viena.



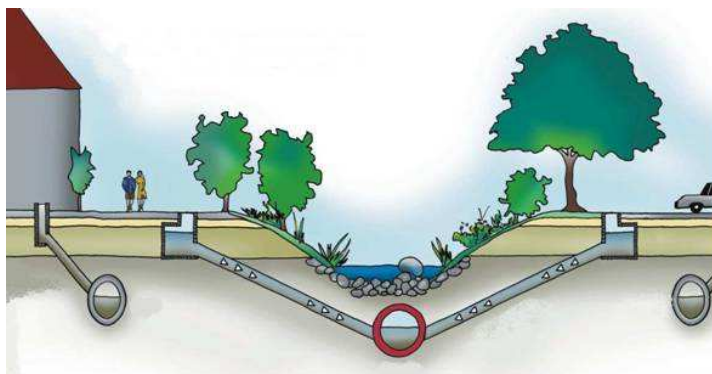
Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

Figura 32. Diagrama de las conexiones del sistema de alcantarillado al río Leising, Viena. a) Antes de las obras de restauración. b) Después de las obras de restauración.

a.



b.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

El nuevo alcantarillado fue localizado de manera inmediata al río Liesing (ya sea en el área de la orilla o debajo del cauce), así pues la revitalización del río estuvo estrechamente ligada a la construcción del alcantarillado. En cada sección fue construido el alcantarillado y luego se hicieron las obras de revitalización (Goldschmid et. al. 2006).

Una sección en forma de canal fue rediseñada en un río semi-natural que sin embargo cumplía con los requerimientos de protección contra inundaciones (Sarvan 2006).

Las actividades de revitalización incluyeron medidas para restaurar la continuidad del río a través de la remoción de las construcciones duras en el fondo del cauce y en las orillas, la estabilización del cauce a través de la inserción de guijarros gruesos, los cuales fueron cubiertos con grava fina natural y específica según el lugar permitiendo la construcción de un cauce semi-natural (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006). (Figura 33).

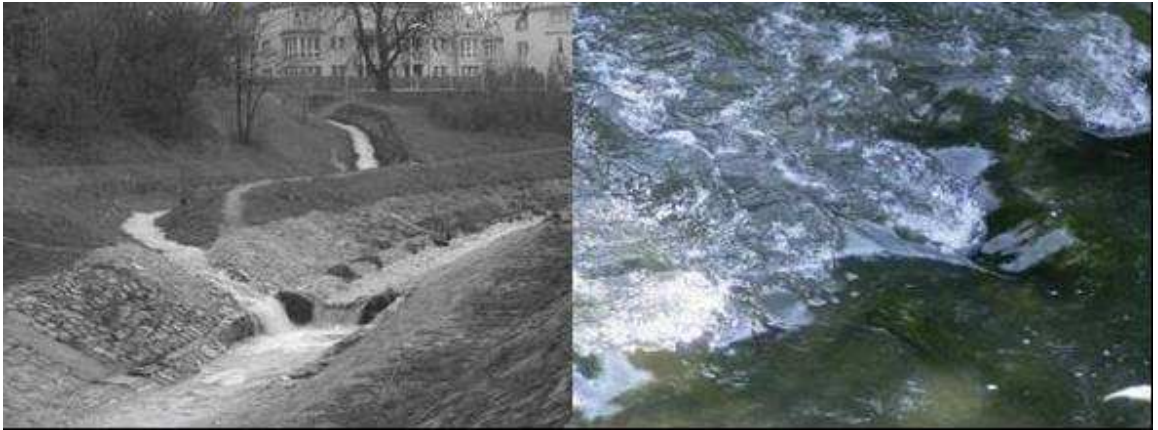
Figura 33. Remoción del fondo de concreto el cual fue remplazado por una estructura de fondo seminatural hecha de rip-rap y grava en tamaño natural en el río Leising, Viena.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

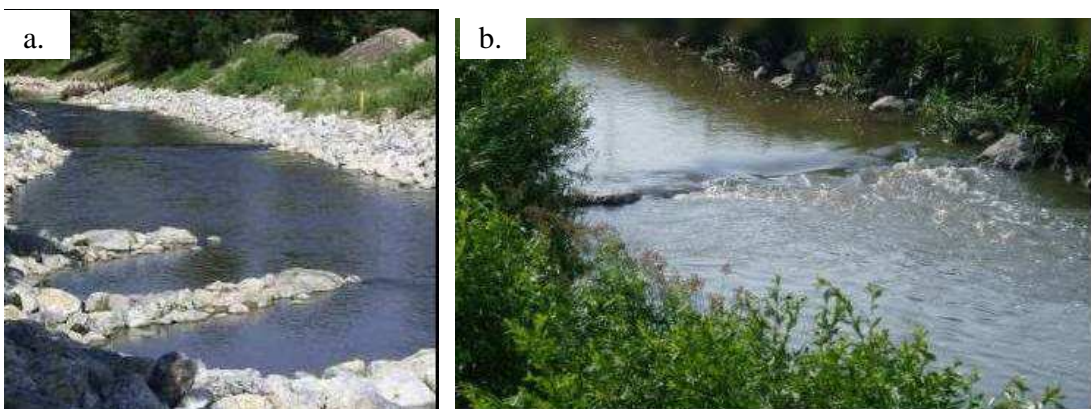
Otras medidas fueron la reconstrucción de las desembocaduras (Figura 34), la restauración de las condiciones morfológicas a través de la integración de bahías y áreas de aguas someras (Figura 35) y la restauración de la capacidad de transporte natural. De esta manera, la continuidad del río pudo ser restaurada, permitiendo el paso ininterrumpido de peces y otros animales en el río Leising, Viena (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

Figura 34. Las desembocaduras al cauce fueron remplazadas por estructuras de crestas sueltas que no sobrepasaban los 15-20 cm de altura.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

Figura 35. Creación de áreas más profundas y de estructuras de fondo como espolones (a) y bancos (b) para crear diferentes velocidades de flujo, pozos y remansos en el río Leising, Viena.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

En algunas secciones fue hecha una extensión del curso del agua y fueron construidas curvas en forma de meandros (Figura 36) (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006). Desafortunadamente, el ensanchamiento continuo del cauce del río no fue posible debido al conflicto de intereses. El espacio requerido para vías, líneas de bicicletas, senderos peatonales, puentes y nuevos asentamientos disputaban por el mantenimiento del carácter lineal, adicionalmente, la creación de una morfología típica de tierras bajas fue limitada debido a las dificultades en adquirir los predios adyacentes (Panek et. al. 2008).

Figura 36. Ampliación del cauce, retiro de la rectificación y restablecimiento de meandros en el río Leising, Viena.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

Estas acciones resultaron en el mejoramiento significativo de la disposición hidromorfológica con velocidades de flujo variables, sedimentos del fondo heterogéneos, desarrollo de pequeñas islas y bancos de grava (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

Pastos mesoxerofíticos muy valiosos fueron preservados al ser removidos antes de la construcción de las obras y replantados después de las mismas (Figura 37). Las orillas empinadas fueron allanadas, parcialmente agrandadas y protegidas a través de medidas de bioingeniería, tales como fascinas de sauces y cercas de zarzas (Figura 38) (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

Figura 37. Preservación y replantación de vegetación valiosa en el río Leising, Viena.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

Figura 38. Reforzamiento de las orillas en el río Leising, Viena.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

Las orillas de los ríos fueron mejoradas al plantar grupos de especies de árboles y arbustos autóctonos. Debido a que durante la construcción del alcantarillado tuvieron que ser removidos numerosos árboles se realizó un cambio en la composición de especies al remplazar las especies exóticas existentes con especies nativas y las cuales fueron ubicadas de acuerdo a las condiciones específicas de los lugares en el río (Figura 39) (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

Figura 39. Reemplazo de especies exóticas por especies nativas en las orillas del río Leising, Viena.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

Un cordón de ecosistemas acuáticos fue establecido y nuevos hábitats fueron creados para especies prioritarias como el castor europeo (*Castor fiber*) y la damisela (*Calopteryx virgo*). Diversas especies de peces y del macrozoobentos han repoblado el sector rediseñado del río (Panek et. al. 2008; Sarvan 2006; Goldschmid et. al. 2006).

Investigaciones comparativas antes y después de la implementación de las medidas de revitalización fueron llevadas a cabo para probar el desarrollo de los hábitats riparios y los de dentro del cauce. El estudio de referencia fue llevado a

cabo en 1999 y el monitoreo subsecuente fue desde el otoño de 2004 hasta finales de 2007 (Panek et. al. 2008).

El monitoreo ecológico comenzó a finales del año 2004 y terminó en el 2007. Los parámetros investigados fueron la morfología del río, composición del sedimento, ecología de la vegetación, libélulas, carábidos, ciliados, macrozoobentos y peces (Panek et. al. 2008).

Esto mostró que la disposición morfológica fue dramáticamente mejorada resultando en un incremento en la variabilidad en la profundidad del agua, el ancho del canal y el diseño de la orilla. Los sitios húmedos desarrollaron especies de plantas típicas. Fueron plantados bosques riparios en secciones pero esto necesita aún más tiempo para proveer sombra considerable. La riqueza de especies de los carábidos incrementó distintamente reflejando una mejora en la heterogeneidad del hábitat. En particular, carábidos ripícolas, los cuales fueron raramente encontrados antes de la revitalización, aparecen actualmente en considerable número. Las libélulas casi no se encontraban antes, pero 15 especies incluyendo taxones en peligro y protegidos, actualmente se encuentran frecuentemente. Al menos 5 especies de estas son consideradas autóctonas. Mientras solamente algunos especímenes jóvenes de cuatro especies de peces fueron encontrados antes de la restauración, 16 especies fueron encontradas después de la misma y el taxón dominante se encuentra en todas las clases de edad. Aún algunas de las especies menos frecuentes están desovando actualmente dentro de las extensiones del río reconstruidas (Figura 40) (Panek et. al. 2008; Goldschmid 2007).

Figura 40. Incremento en la biodiversidad de libélulas, macroinvertebrados, y carábidos en el río Liesing, Viena.



Tomado de Goldschmid (2007).

El crecimiento de la vegetación riparia aún continúa. Por razones de control de inundaciones, el sedimento es aún retenido en la cuenca alta. No obstante, ha sido observada descarga de grava en algunos lugares debido a que la dinámica de sedimentos dentro de la sección del río revitalizada fue iniciada. Esto indica que el restablecimiento del paso natural de sedimentos es esencial para alcanzar un éxito de revitalización sostenido (Panek et. al. 2008; Goldschmid 2007).

Las medidas permitieron cierta dinámica lateral y longitudinal. El desarrollo de los hábitats fue iniciado por el beneficio de una recolonización rápida y extensiva de muchos organismos. Como medida acompañante, la carga de entrada fue marcadamente reducida, lo cual mejoró la calidad del agua. Las estructuras construidas y desarrolladas fueron rápidamente colonizadas. A pesar de organismos ubicuos, elementos típicos de ríos de aguas bajas y algunas especies en peligro aparecieron en números importantes. La inmigración de otras especies depende fuertemente de las fuentes adecuadas y de la capacidad de las especies de cubrir grandes distancias. Los resultados indican que aun en ambientes urbanos con restricciones espaciales significantes una revitalización puede ser exitosa. Tres años después de la construcción de las obras, el desarrollo de la

biocenosis continúa en progreso (Figura 41) (Panek et. al. 2008; Goldschmid 2007).

Figura 41. Mejoramiento de la calidad del agua, de la dinámica de los flujos de agua y sedimento, incremento en el número de especies e individuos de peces, crecimiento de especies de plantas en peligro de extinción en el río Liesing, Viena.



Tomado de Goldschmid (2007).

En el 2006 el primer castor llegó al río (Figura 42) (Goldschmid 2007).

Figura 42. Castor de río, especie que empezó a repoblar el río Liesing luego de su rehabilitación.



Tomado de Scottish Natural Heritage. Sf.

Debido a que el objetivo no era solamente el promover la biodiversidad sino también mejorar la calidad de vida de los habitantes de la ciudad, fueron construidos un sendero peatonal y un parque para niños (Figura 43). Tener el parque acuático a la vuelta de la casa es importante para la educación ambiental de los niños, quienes apreciarán y protegerán más lo que ellos conocen. Los trabajos fueron acompañados de actividades intensivas relacionadas con el público las cuales comenzaron un año antes de iniciar las obras. Un centro de información fue operado en el área del proyecto, ofreciendo varias publicaciones y atendiendo preguntas, solicitudes y reclamos (Figura 44) (Goldschmid et. al. 2006; Sarvan 2006).

Figura 43. Creación de senderos peatonales (con superficies permeables) y un parque acuático en el río Leising, Viena.



Tomado de Goldschmid et. al. (2006).

Figura 44. Actividades públicas realizadas en el río Liesing, Viena.



Tomado de Goldschmid (2007).

Sarvan (2006) menciona que cada una de las soluciones individuales del proyecto puede ser aplicada independientemente o de manera combinada en ríos con características de flujo y parámetros ambientales similares, y las estructuras para la protección de las orillas pueden ser aplicadas en prácticamente todos los ríos Europeos. Y se refiere a que para el 2015, todo el río Liesing habrá sido transformado en un río seminatural, convirtiéndose en un nuevo corredor verde corriendo a lo largo de la ciudad de Viena, ofreciendo a los ciudadanos un ambiente ideal para relajarse y disfrutar de la naturaleza. (Sarvan 2006).

Así pues, los esquemas urbanos de rehabilitación de ríos pueden influenciar la ecología del río así como el bienestar social y económico de los alrededores.

Sin embargo, tanto los efectos ecológicos como los sociales y económicos de los esquemas de la rehabilitación del río son frecuentemente monitoreados de manera insuficiente, lo que complica la producción de una revisión consistente y representativa de la situación.

En muchos proyectos de rehabilitación un mejoramiento para la recreación activa y pasiva, así como aspectos culturales y educativos (principalmente el histórico y ambiental) juega un papel importante. Lo cual resalta el valor de los cursos de agua urbanos para los usos de espacio abierto y está relacionado con la mejora estética del agua urbana y de sus alrededores, la mejora de infraestructura en sitio, el estableciendo una mejor accesibilidad, así como un aumento general de la aceptación de los sitios por el público (Schanze et. al. 2004).

Algunos estudios evidencian ejemplos de cooperación entre programas y niveles del gobierno, en los cuales se han adelantado esfuerzos exitosos para llenar los vacíos entre la regulación y normatividad ambiental y sobre llevar las barreras institucionales que pueden obstaculizar los esfuerzos para manejar el recurso. De esta manera el trabajo con agencias reguladoras, comunidad local, industria,

grupos ambientales, pequeños empresarios, personas y público en general ha demostrado que todos desean tomar el siguiente paso en el manejo de la calidad del agua, el paso más allá del comando y control; demostrando que es posible alcanzar una mejora real de la calidad del agua más allá de la simple la obediencia a la norma (Ridgway et. al. 1996).

Por otra parte, los aspectos económicos desempeñan un papel importante en proyectos urbanos de rehabilitación de ríos en términos de ventajas que una zona urbana puede obtener derivadas de la mejora de funciones ecológicas y sociales de un cuerpo del agua. Sin embargo, a pesar del gran interés, la medida de los beneficios económicos plantea un problema en términos de selección y aplicación de indicadores y muy pocos proyectos han intentado estimar los impactos económicos.

Schanze et. al. (2004) mencionan que algunos de los proyectos respondieron ocasionalmente a parámetros como “el nivel de empleo en el área adyacente”, “costos de vivienda en el área adyacente”, “el valor de la propiedad en el área adyacente” y “el número de visitantes en el área adyacente”; sin embargo, debido a que no hay números disponibles solamente un cambio leve fue reportado por algunos esquemas.

5. LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS DE BOGOTÁ D.C.

5.1 RECURSO HÍDRICO EN BOGOTÁ D.C.

5.1.1 Marco Normativo del recurso hídrico en Bogotá D.C.

La Constitución Política de Colombia establece que es obligación del Estado y de los particulares proteger las riquezas naturales y culturales de la Nación (Artículos 8 y 95); que los bienes de uso público son inalienables, imprescriptibles e inembargables (Artículo 63); que es deber del Estado planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución, debiendo prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental (Artículo 79), así mismo es deber del Estado el proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica, y fomentar la educación para el logro de estos fines (Artículo 80).

Las disposiciones constitucionales armonizan con los Principios Generales Ambientales referidos en el Código de los Recursos Naturales, Decreto-Ley 2811 de 1974 y sus Decretos Reglamentarios 1449 de 1977, 1541 de 1978 y 1594 de 1984, relativos en su orden a la protección de la biodiversidad, el dominio público de las aguas, y a los usos del agua y vertimientos de residuos líquidos.

Por otra parte, la Ley de 99 de 1993 establece que el ordenamiento ambiental del territorio debe regular y orientar el proceso de diseño y planificación del uso del territorio y de los recursos naturales renovables de la nación a fin de garantizar su adecuada explotación y su desarrollo sostenible (Artículo 07), que corresponde en materia ambiental a los municipios y distritos elaborar y adoptar planes, programas

y proyectos ambientales y dictar normas para el control, la preservación y defensa del patrimonio ecológico (Artículo 65), que los municipios y distritos de más de un millón (1.000.000) de habitantes ejercerán dentro del perímetro urbano las mismas funciones atribuidas a las corporaciones Autónomas Regionales dentro de su perímetro urbano (Artículo 66), que los departamentos, municipios y distritos elaborarán sus planes, programas y proyectos de desarrollo, en lo relacionado con el medio ambiente y los recursos naturales renovables, con la asesoría y bajo la coordinación de las autoridades ambientales, quienes se encargarán de armonizarlos (Artículo 68).

En cuanto a la ordenación y manejo de cuencas hidrográficas en el país fue expedido el Decreto 1729 de 2002, en el cual se establecen las etapas del proceso de ordenación de cuencas y se da una indicación explícita de lo que las autoridades a cargo de la ordenación necesitan hacer.

Indirectamente, existen otras normas relacionadas con la protección del recurso hídrico, como son la Ley 142 de 1994, donde se establece la obligación por parte de las Empresas de Servicios Públicos de proteger las fuentes de abastecimiento de acueductos, así como el control de sus vertimientos; la Ley 101 de 1993, la cual fija incentivos a la protección de los recursos naturales; la Ley 160 de 1994 mediante la cual se crean las Zonas de Reserva Campesina; la Ley 139 de 1994 que creó el Certificado de Incentivo Forestal, entre otras.

En cuanto al marco regulatorio Distrital, existen múltiples antecedentes normativos que contienen disposiciones orientadas a la ordenación y protección del sistema hídrico del Distrito Capital. Especialmente en la década de los noventa se expedieron varios Acuerdos y Resoluciones que empiezan a destacar la importancia ecológica del sistema hídrico del Distrito; entre tales normas, se destaca el Acuerdo 19 de 1996, donde se establece que a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá le corresponde proteger las cuencas

hidrográficas que utiliza, adelantar los estudios y acciones necesarias para prevenir, mitigar y compensar los impactos ambientales que se puedan causar durante la construcción y operación de sus proyectos, y proteger y aumentar la cobertura vegetal en las rondas de los cuerpos de agua del Distrito Capital.

Con la promulgación del Plan de Ordenamiento Territorial -Decreto 619 de 2000-, de su Revisión -Decreto 469 de 2003- y su compilación -Decreto 190 de 2004-, se establecen las normativas para que el Distrito Capital ejerza sus competencias constitucionales de planificar el uso del suelo, así como de proteger el patrimonio ecológico local.

El Decreto 190 de 2004 (Artículo 72) define a la Estructura Ecológica Principal (E.E.P.) como la red de espacios y corredores que sostienen y conducen la biodiversidad y los procesos ecológicos esenciales a través del territorio, en sus diferentes formas e intensidades de ocupación, dotando al mismo de servicios ambientales para su desarrollo sostenible. Este decreto determina que la estructura ecológica debe propender por la preservación y restauración ecológica de los elementos constitutivos, funciones y conectividad ecológica del sistema hídrico dentro de la estructura superficial y subterránea de cada cuenca hidrográfica, procurando armonizar y optimizar los servicios y valores ambientales asociados al ciclo hidrológico y los ecosistemas acuáticos (Artículo 73, Numeral 4). Así mismo, establece que la distribución espacial y el manejo de la Estructura Ecológica Principal deben propender por la mitigación de los riesgos, la amortiguación de los impactos ambientales y la prevención y corrección de la degradación ambiental acumulativa, como condición fundamental para la equidad social y la competitividad económica de Bogotá y la región (Artículo 73, Numeral 7).

Mediante estas normas, se incluyó al sistema hídrico y sus elementos constitutivos dentro de la Estructura Ecológica Principal del Distrito Capital. Estos elementos

constitutivos comprenden: áreas de recarga de acuíferos; cauces y rondas de nacimientos y quebradas; cauces y rondas de ríos y canales; humedales y sus rondas; lagos, lagunas y embalses (Decreto 190 de 2004, Artículo 76).

El Artículo 77 del Decreto 190 de 2004 establece que el sistema hídrico deberá ser preservado, como principal elemento conector de las diversas áreas pertenecientes al sistema de áreas protegidas y, por lo tanto, es pieza clave para la conservación de la biodiversidad y de los servicios ambientales que estas áreas le prestan al Distrito, así mismo establece las siguientes acciones que las entidades distritales adelantarán:

- Coordinarán la definición de las estrategias de manejo del Sistema hídrico regional y local con la Gobernación de Cundinamarca, los municipios y la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), en la Región Bogotá -Cundinamarca.
- Priorizarán acciones de recuperación y conservación de la Cuenca del Río Bogotá, especialmente de las quebradas, cauces, rondas y zonas de manejo y preservación ambiental que hacen parte de este sistema.
- Determinarán las acciones que a nivel local se requieran para recuperar o conservar la continuidad de los corredores ecológicos que conforman los cuerpos de agua, las cuales serán base para la toma de decisiones en materia de ordenamiento.
- Fortalecerán la capacidad local para la implementación de acciones de recuperación, conservación, manejo adecuado, prevención y control del uso de los componentes del sistema hídrico Distrital.
- Incentivarán la preservación de los ríos y cauces naturales dentro de la ciudad, así como de los canales principales a través de acciones que serán definidas en el Plan Maestro de Alcantarillado, el cual será presentado por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá al Departamento Administrativo de Planeación Distrital en el primer año contado a partir de la vigencia del Decreto.

El Departamento Administrativo de Planeación Distrital lo analizará conjuntamente con la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca y el Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente -DAMA-.

Actualmente, el organismo que tiene por objeto orientar y liderar la formulación de políticas ambientales y de aprovechamiento sostenible de los recursos ambientales y del suelo distritales es la Secretaría Distrital de Ambiente -SDA-, ya que según el Acuerdo 257 de 2006 del consejo de Bogotá, el DAMA se transformó en esta Secretaria (Artículo 101). Dentro de las funciones Secretaría Distrital de Ambiente está el trazar los lineamientos para la elaboración y diseño de políticas referidas a la prevención de desastres y el manejo del recurso hídrico en el Distrito Capital en coordinación con las entidades distritales responsables.

5.1.2 Generalidades del estado actual del recurso hídrico en Bogotá D.C.

De acuerdo a la FAO (Aquastat, 2005 En: UNESCO 2006), Colombia ocupa el séptimo lugar en cuanto a riqueza de recursos hídricos a nivel mundial, después de Brasil, Rusia, Estados Unidos, Canadá, Indonesia, y China. Sin embargo, aunque éste recurso es abundante, se presentan situaciones de dificultad de disponibilidad espacial y temporal del agua superficial a nivel regional y local. Esta característica de disponibilidad hídrica espacio-temporal tiene causas que reducen la posibilidad de uso y acceso de la población a este recurso y que pueden convertirse en limitantes para el desarrollo. Entre estas causas están:

- La concentración y crecimiento de la demanda en zonas donde la oferta hídrica es limitada.
- La irregularidad hídrica, como efecto del impacto negativo que altera la oferta hídrica natural en cantidad y en distribución espacio-temporal.
- El deterioro de la calidad del agua por sedimentos y contaminación.

Por tanto, la abundancia hídrica es relativa porque está determinada por las limitaciones temporales y espaciales que presentan los regímenes hídricos característicos del país. Aunque algunos problemas del recurso son de origen natural, no puede desconocerse que las actividades humanas han contribuido en muchos casos a acentuarlos considerablemente (Ministerio del Medio Ambiente 1998).

El Distrito Capital no ha sido ajeno a los procesos de degradación de los cuerpos hídricos a través del tiempo, actualmente la degradación de la red hídrica ha traído consigo modificaciones del ciclo del agua, lo cual ha generado cambios en el microclima de algunas localidades y reducción en la cantidad y la calidad del agua sobre la superficie del Distrito, al igual que la pérdida en la función de conectividad de los drenajes de las áreas montañosas con las áreas aluviales, rompiendo la estructura longitudinal y vertical de las áreas de ronda y por tanto de la función de los cuerpos de agua (DAMA 2003).

La disponibilidad del recurso hídrico es el principal factor que determina donde y cuanto puede crecer una ciudad. La ciudad de Bogotá D. C. es drenada por una red hidrográfica que corre en sentido este-oeste, en la cual se destacan las subcuencas de los ríos Salitre, Fucha y Tunjuelo (Figura 45). El receptor de las aguas de todas las subcuencas existentes en el interior del Distrito Capital es el río Bogotá, que transita la ciudad en sentido norte-sur por el extremo occidental, desde el Puente del Común hasta Alicachín (DAMA 2001).

Bogotá se ha desarrollado convirtiendo las quebradas, ríos y humedales en parte de su sistema de alcantarillado. En algunas ocasiones este alcantarillado ha mezclado las aguas lluvias (que escurren por los cerros, calles y alcantarillas de la ciudad) junto con las aguas negras, que descargan por conexiones erradas residuos domésticos e industriales. La cantidad de materia orgánica y sustancias tóxicas que la ciudad vierte a su red hidrográfica excede por mucho la capacidad de autodepuración de los ecosistemas acuáticos que la conforman. Aunque el impacto de la contaminación hídrica se extiende a la región, aguas abajo, el mayor problema se causa dentro de la misma Bogotá, la extensa y profunda contaminación de toda la red hidrográfica de la ciudad, afecta la salud de las comunidades vecinas a los cauces y cuerpos de agua, destruyendo valiosos ecosistemas nativos -riberas y humedales- (DAMA 2001).

El manejo tradicional que se le ha dado a las aguas urbanas (inclusive las de Bogotá) consiste en mantener la alineación en un solo cauce (canalización) recurriendo a acciones drásticas como el corte de meandros, la construcción de diques y muros, la eliminación de zonas inundables, etc., lo cual transforma el cauce natural de los ríos y quebradas, cambiando el comportamiento funcional del sistema original, llevando a problemas mayores de destrucción de hábitats y ecosistemas, aumento de volúmenes aguas abajo, y crecimiento de la capacidad erosiva y de arrastre de flujo (Mejía 1999).

En Bogotá, la EAAB ha identificado 105 quebradas y delimitado aproximadamente el 95% (es probable que levantamientos topográficos detallados permitan definir otras nuevas). Estas quebradas forman parte del sistema de drenaje natural de las cabeceras de las cuencas, son las principales formas terrestres del ciclo hidrológico que captan y concentran la oferta de agua que proviene de las precipitaciones y conectan los cerros con los humedales y la planicie aluvial de río Bogotá (Rivera y Galindo 2007).

Las quebradas de Bogotá presentan enormes vacíos en su conocimiento ecológico y en su apropiación social tanto en el entorno rural como urbano. La complejidad de estos ecosistemas involucra muchas variables e interacciones que hasta ahora son pobremente conocidas; el uso de gradientes naturales ayuda a interpretar los mecanismos de control biofísico y social sobre los procesos ecológicos (Rivera y Galindo 2007).

A lo largo de su curso, las quebradas pasan por un territorio complejo con diferentes tipos de uso del suelo y de disturbios generados por la actividad urbana. El paisaje rural se transforma rápidamente al acercarse al borde urbano, el tejido urbano poco a poco se interconecta y consolida lo urbanizado. Las quebradas en el medio urbano se han convertido en sistemas de drenaje a través de canales revestidos de concreto que atraviesan la ciudad cuyo principal objetivo es conducir las aguas lluvias y transitar las crecientes, sin embargo también reciben conexiones erradas de aguas residuales (Rivera y Galindo 2007), y descargas no puntuales provenientes del lavado de las zonas adyacentes por medio de la escorrentía.

La longitud de las quebradas es relativamente corta hasta alcanzar el perímetro urbano, de 3 a 5 km, posteriormente son canalizadas o entubadas. El ancho y la profundidad del canal incrementan a lo largo de la quebrada debido a que aumenta también la descarga y los procesos de erosión y deposición. Los cambios estructurales también ocurren en la zona de inundación y en el valle de transición (Rivera y Galindo 2007).

La zona baja es la más intervenida y deteriorada por procesos de urbanización que modificaron la estructura del cauce en muchos tramos. La vegetación nativa del corredor ecológico de ronda ha desaparecido y fue remplazada por especies

exóticas invasoras como el pasto kikuyo y plantaciones aisladas con pinos, eucaliptos, acacias y saucos entre otras (Rivera y Galindo 2007).

La zona baja recibe la mayor carga contaminante por residuos sólidos y vertimientos de aguas residuales de origen doméstico e industrial. El estudio de calidad del agua de Bogotá (DAMA-IDEAM 2004) registra situaciones críticas en las fuentes hídricas del medio urbano que sobrepasan la norma establecida para los principales parámetros estudiados, con bajos niveles de oxígeno disuelto y altos niveles de DBO, DQO y SST.

En cuanto a la estructura transversal, las quebradas presentan tres componentes principales:

- **El cauce:** es la sección que presenta flujo de agua por lo menos en un parte del año.
- **La ronda hidráulica (RH) y la zona de manejo y preservación ambiental (ZMPA):** no necesariamente presenta simetría en su área alrededor del cauce, es inundada por eventos de flujo con intervalos cortos de tiempo y de periodos de retorno extensos.
- **Valle de transición:** conformado por un talud de transición al lado y lado de la zona de ronda, creado tanto por procesos geológicos, como por los procesos hidrogeomorfológicos y que une al corredor ripario con el resto del paisaje.

Las quebradas de Bogotá presentan diversos tipos de disturbio que afectan los diferentes componentes de su estructura, así como su funcionamiento. A continuación se mencionan los diferentes tipos de disturbio que afectan las quebradas del Distrito identificados por el Protocolo para la Recuperación Ecológica y Participativa de las Quebradas de Bogotá D. C. (Rivera y Galindo 2007).

- Disturbio por agricultura en la ZMPA.

- Disturbio por pastoreo en la ZMPA.
- Disturbio por explotación de canteras.
- Disturbio por intervención en el cauce.
- Disturbio por urbanización.

5.2 PERSPECTIVAS DE LA RESTAURACIÓN Y/O MEJORA DE RÍOS Y QUEBRADAS URBANAS EN BOGOTÁ D.C.

En el perímetro urbano de Bogotá Distrito Capital se han realizado en las dos últimas décadas aproximaciones de restauración de algunos componentes del sistema hídrico (fuertemente impactado por presiones antropogénicas), las cuales han sido enfocadas a la recuperación de humedales y sus zonas de ronda, así como a los nacederos y las zonas de ronda de algunas quebradas (Barrera-Cataño 2008; Rodríguez 2003; García 2000; Martínez 1998).

Sin embargo, es de resaltar el proyecto de recuperación integral de la quebrada La Vieja y su zona de ronda el cual abordó el saneamiento ambiental, la adecuación hidráulica, la restauración ecológica y la construcción de espacio público y fue ejecutado gracias al esfuerzo conjunto de la comunidad vecina, la Asociación AQUAVIEJA, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá -ESP-, la Fundación Compartir, el Instituto de Desarrollo Urbano (IDU), la Alcaldía Local de Chapinero, el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, la Secretaría Distrital de Salud y el Instituto de Protección de la Niñez. Este proyecto de recuperación integral es un claro ejemplo de recuperación y manejo de los ecosistemas desarrollado en el ambiente urbano (Castro de Ossa 2003).

Así pues, la mayoría de proyectos de restauración de quebradas se han enfocado en la recuperación de la estructura de los ecosistemas del corredor ecológico de ronda, devolviéndole los atributos paisajísticos y funcionales, es el caso de las

quebradas Chiguaza, La nutria, San Cristobal y Molinos, por ejemplo (Martínez 1998; García 2000; Rodríguez 2003).

Sin embargo y como es mencionado por Walsh et. al. (2007) a pesar de que la restauración de los bosques riparios ha sido promovida como medio para mitigar los impactos urbanos en los ecosistemas de río; el drenaje convencional de aguas de tormenta urbana puede disminuir el efecto benéfico de los bosques riparios.

Las coberturas de bosques riparios pueden influenciar la riqueza de algunos taxones de macroinvertebrados, pero las cuencas urbanizadas probablemente tienen un efecto mayor sobre los taxones sensitivos. Walsh et. al. (2007) mencionan en su estudio que en las cuencas con tan solo una pequeña cantidad de tierra urbana drenada convencionalmente, la vegetación riparia no parece tener un efecto en los indicadores de integridad biológica; así pues, parece ser más efectivo el reducir los impactos de la urbanización de la cuenca a través de esquemas de drenaje dispersos y de bajo impacto que restablecer el bosque ripario.

No obstante, aunque la importancia de las zonas riparias es reducida por el drenaje convencional de aguas de tormenta, el éxito de la restauración del río a través del rediseño de los sistemas de drenaje puede ser escondido si la vegetación riparia permanece sin restaurar. Así pues, una vez el drenaje de aguas de tormenta es ajustado para asegurar que las vías hidrológicas entre la cuenca y el río sean más semejantes al estado preurbano, las funciones potenciales de la vegetación riparia pueden ser entonces restauradas (Walsh et. al. 2007).

Lo anterior es importante de considerar ya que la restauración ecológica exitosa y la conservación de ríos en cuencas urbanas requieren la atención tanto de la cuenca de drenaje urbana como de las zonas riparias y del cauce mismo. Por ende, el entender la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas fluviales en

cuanto a sus componentes transversal, horizontal, longitudinal y temporal, así como el identificar los actores y actividades que generan modificaciones en la hidrología e hidrodinámica, la morfología y conectividad, la calidad de agua, y la biodiversidad de las aguas urbanas, permitirán determinar las mejores medidas y estrategias con el objeto de alcanzar la restauración y/o mejora de estos ecosistemas.

Es importante considerar que cuando se planea la restauración y/o el mejoramiento de los ríos urbanos los requerimientos sociales y económicos de las áreas adyacentes son de gran significancia (Panek et. al. 2008); por tanto, las características de seguridad y salud y la calidad ambiental de la vida de las comunidades en las proximidades de los ríos y quebradas tienen que ser tenidas en cuenta.

Hoy en día los proyectos de restauración y/o mejora de ríos en áreas urbanas integran la planeación de la ciudad, la ingeniería de ríos (incluyendo la morfología, hidromorfología, ecología y la ingeniería biológica), la conservación de la naturaleza y recreación. Estos proyectos hacen parte de la planeación urbana y están basados en planes de manejo de aguas urbanas, relacionados con el sistema de aguas residuales y con medidas de drenaje de aguas lluvias (Binder 2008), resaltando la importancia de tener una aproximación sistémica e integral para lograr su manejo adecuado.

ICE (2003) menciona que la rehabilitación y/o mejora de ríos urbanos es considerada como requisito para un desarrollo espacial continuo de los cursos de agua. Teniendo en cuenta que la mayoría de ríos y quebradas de Bogotá D.C. tienen su origen en suelo rural, las actividades que allí se realicen afectan también las condiciones estructurales y de funcionamiento de estos ecosistemas en suelos urbanos, de tal forma que las medidas de gestión deberán ser llevadas a cabo

tanto en zonas rurales como urbanas, obedeciendo a los límites de funcionamiento del ecosistema y no a la limitación establecida político-administrativamente.

Lo anterior conlleva a la necesidad de una articulación eficiente de los actores de ambas zonas, con el objeto de que las medidas adoptadas sean las indicadas para el abordaje de la problemática según los factores que estén generando las presiones y teniendo en cuenta las escalas espacio-temporales.

Dado que en estos ecosistemas interactúan aspectos biofísicos, socioeconómicos y culturales, es importante generar espacios en el que todos los sectores pertinentes, disciplinas científicas, comunidades indígenas y locales, participen en el reconocimiento de la problemática, la planeación, ejecución, seguimiento y monitoreo de las políticas, planes, programas y proyectos referentes a su gestión para obtener los logros esperados. De esta manera se tendrá una visión inter y transdisciplinaria, enriquecida por el conocimiento empírico de las comunidades locales e indígenas, en donde la apropiación local y la gestión descentralizada tomen mayor importancia, para sacar adelante las iniciativas, así como para evaluarlas y tomar las medidas preventivas y correctivas, que permitan la restauración y/o mejora de estos cursos de agua.

6. CONCLUSIONES

En su estado “natural”, los cauces de los ríos y sus planos inundables están compuestos por un mosaico de parches que están siempre cambiando con diferentes características hidrológicas, geomorfológicas y ecológicas. Una comprensión correcta de la heterogeneidad espacio-temporal en el estado inalterado es crucial para el entendimiento holístico de la estructura y función de los ecosistemas de río y es esencial para la protección y restauración exitosa.

Los impactos de las actividades humanas en los ríos y quebradas de zonas urbanas producen cambios en los aspectos hidrológicos, morfológicos, fisicoquímicos y biológicos; como consecuencia la vida urbana se ve afectada, al disminuir el abastecimiento de agua, al presentarse riesgos a la salud pública debido a la contaminación química y bacteriológica del agua, así como, por amenazas de inundación, y al reducir el valor estético de los espacios urbanos abiertos.

La comprensión de la estructura y dinámica ecosistémica del río y de las relaciones con el entorno en el que se desarrolla; permitirá realizar un proceso de planificación, permanente, sistemático, previsorio e integral en el que participen los actores que interactúan en y con el territorio de la cuenca, para mantener o restablecer un adecuado equilibrio entre el aprovechamiento social y económico del recurso hídrico y la conservación de su estructura y funciones ecosistémicas.

De esta manera será posible implementar medidas que promuevan la restauración y/o mejora tanto de los aspectos hidrológicos, morfológicos, fisicoquímicos y biológicos, como de los sociales y económicos de las comunidades adyacentes.

Existen diferentes estrategias y métodos utilizados para restaurar y/o mejorar los ríos y quebradas urbanas, entre los cuales se incluyen las técnicas para disminuir el volumen de escorrentía, mejorar la infiltración, restablecer la conectividad y morfología de la corriente (a través de la remoción de estructuras canales y la reconstrucción de meandros), mejorar la calidad del agua (a través del control de conexiones ilícitas) y la biodiversidad, entre otras; la aplicabilidad de cada una de éstas dependerá del estado de cada cuerpo de agua, de los objetivos y alcances de la propuesta de restauración y/o mejora la cual además de considerar los aspectos sociales y económicos deberá contemplar la escala espacio-temporal.

En el contexto de cualquier proyecto de restauración y/o mejora de ríos y quebradas urbanas hay una especial atención al mantenimiento de la función de protección frente a las inundaciones, con el objeto de proteger a la gente, las construcciones e infraestructura frente a los daños de las inundaciones. Las restricciones espaciales y de uso deben ser tenidas en cuenta para el planteamiento de objetivos reales y alcanzables y el logro de los mismos.

A pesar de que pocos estudios han realizado programas de monitoreo y evaluación de los esquemas de rehabilitación urbana, es evidente que las estrategias implementadas han afectado positivamente la dinámica ecosistémica de los cursos de agua, así como las condiciones de drenaje de aguas, de mejora de paisaje y de la calidad de vida de las comunidades adyacentes.

La inclusión de la restauración y/o mejora de ríos y quebradas urbanas en el tema general de restauración y gestión ambiental de ríos es un requisito para un desarrollo espacial continuo de los cursos de agua.

7. RECOMENDACIONES

Es importante reorientar los esquemas de intervención y manejo de los ríos y quebradas de zonas urbanas y rurales con el objeto de evitar que secciones de ríos y/o quebradas no intervenidas por obras de infraestructura “dura” sean fuertemente modificadas; y por el contrario sean manejadas con medidas que permitan el aprovechamiento y conservación de sus funciones ecológicas, hidrológicas y socio-económicas.

Para el establecimiento de proyectos de restauración y/o mejora de ríos y quebradas urbanas es necesario contar con el conocimiento de las condiciones específicas del ecosistema a intervenir y de su entorno, así como las características y restricciones de uso de tierra urbana con el objeto de establecer objetivos reales y alcanzables.

Utilizar indicadores del estado de los cuerpos de agua y de las condiciones socio-económicas de las zonas adyacentes a un proyecto de restauración y/o mejora de cuerpos de agua urbanos antes de implementarlo, permitirá realizar el monitoreo y evaluación de los impactos ecológicos y socio-económicos del mismo, información clave para el mismo y para futuros proyectos.

Las medidas de restauración de ríos y quebradas urbanas requieren de la participación de todos los actores que tienen influencia directa e indirecta sobre estos ecosistemas, ya sea a nivel de cuenca de captación, de la zona de inundación y/o del cauce, para lo cual es necesario se generen espacios de encuentro y comunicación entre ellos.

El sentido de apropiación de estos ecosistemas y de las medidas y estrategias de restauración y/o mejora favorecerán el desarrollo exitoso de las mismas, por ende es necesario propiciar el reconocimiento de las comunidades de su entorno y realidad a través de estrategias de educación ambiental y participación comunitaria.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adler R. W. 2008. A Restoring Colorado River Ecosystem: Troubled Sense of Immensity. Island Press. 344 p.

Aquastat 2005. Groundwater to surface water renewal ratio calculated from total annual internally generated groundwater and surface water volumes in the Aquastat database. En: UNESCO -United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization-. 2006. Water: a shared responsibility. The United Nations World Water Development Report 2. UNESCO Publishing and Berghahn Books. Barcelona. 550p.

Allan J. D. 1995. Stream ecology: Structure and function of running waters. Chapman & Hall. London. 388p.

Barrera-Cataño, J.L.; Aguilar-Garavito M. y Rondón-Camacho D.C. (Eds.) 2008. Experiencias de Restauración Ecológica en Colombia “Entre la sucesión y los disturbios”. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D.C. 274p.

Betsy Otto, Kathleen McCormick, and Michael Leccese. 2004. Ecological Riverfront Design: Restoring Rivers, Connecting Communities. American Planning Association. 177p.

Binder W. 2008. River restoration: an European overview on rivers in urban areas. 95-99p. In: Proceedings of the 4th ECRR Conference on River Restoration. Italy, Venice S. 16-21 June 2008.

Binder W. 2006a. Flussrevitalisierung in der Stadt, Chancen und Zwänge. Symposium Lebensraum Liesing, Life-Umwelt Projekt Revitalisierung erheblich veränderter Fließgewässer im städtischen Umfeld Wien, 16. Januar 2006. 15p.

Binder W. 2006b. River Restoration in Germany. River Restoration International Symposium. Madrid 19th-21st of September 2006. 28p.

Binder, W. 2005. The rehabilitation of the Isar in Munich: a channelized river back to nature. Pages 290-295 In: J. T. Toubier and J. Schanze, editors. *Urban river rehabilitation: proceedings of the International Conference on Urban River Rehabilitation* (Dresden, 2005). Leibnitz Institute of Ecological and Regional Development, Dresden, Germany.

Binder W. 2004. Restoration of rivers and floodplains in Bavaria. 3rd European Conference on River Restoration. RIVER RESTORATION 2004. Zagreb, Croatia, 17-21 May 2004. 27-32p.

Bunn, S. E., and Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30, pp. 492–507.

Castro de Ossa, J. 2003. Quebrada La Vieja. Testimonio de una recuperación. Dupligráficos Ltda. Bogotá, Colombia. 147p.

Church, M. (2002). Geomorphic thresholds in riverine landscapes *Freshwater Biology* 47, pp. 541–557.

Clewell A., Rieger J., and Munro J. 2005. Society for Ecological Restoration International. Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration

Projects. 2nd Edition. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International. 16p.

DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente). 2005. "Política de Humedales del Distrito Capital". DAMA, Bogotá. 120p.

DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente). 2004a. "Guía Técnica para la Restauración de Áreas de Ronda y Nacederos del Distrito Capital". Europublicidad, Bogotá. 88p.

DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente). 2004b. "Guía Técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales exóticas en el Distrito Capital". Universal Impresores, Bogotá. 77p.

DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente). 2003. Agenda de trabajo conjunto externa propuesta entre el Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente, la Corporación Autónoma Regional (CAR) y la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB, ESP).

DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente). 2001. Visión Ambiental Bogotá 2015. Síntesis del Plan de Gestión Ambiental del Distrito Capital. Colorgraphics Digital Ltda, Bogotá. 59p.

DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente) – BACHAQUEROS (Fundación Estación Biológica). 2000. "Protocolo Distrital de Restauración Ecológica". Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de Bogotá. DAMA, Bogotá. 288p.

DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente) - IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). 2004. Calidad del

Recurso Hídrico de Bogotá D.C. En: Rivera O. D. y Galindo P. L.(Eds.) 2007. Protocolo para la Recuperación Ecológica y Participativa de las Quebradas de Bogotá D.C. (Documento en construcción). 117p.

De Waal, L.C.; Large, A.R.G.; Gippel, C.J. and Wade P.M.. 1995. River and Flood plain rehabilitation in western Europe: Opportunities and constraints. Archiv für Hydrobiologie. Suppl. 101, Large Rivers 9, 3/4: 1-15.

Environmental Agency. 2000. River rehabilitation - Practical aspects from 16 case studies. Environmental Agency, Bristol.

EPA –Environmental Protection Agency-. 2009. Urban rivers restoration initiative. <http://www.epa.gov/oswer/landrevitalization/urbanrivers/>

EPA -Environmental Protection Agency-.1998. National Water Quality Inventory: Report to the U.S. Congress.

EPA -Environmental Protection Agency-. 1994. EPA's Polluted brochure EPA-841-F-94-005, US Environmental Protection Agency.

García E. 2000. Diseño paisajístico a nivel detallado y arborización, para la recuperación de la ronda de la quebrada Chiguaza en el ámbito de la localidad de San Cristobal en una longitud aproximada de 190 mts. Fotos, gráficos. 83p.

Goldschmid U., Fellingner W. and Rittsteuer V. 2006. LIFE-Environment-Proyect. Living River Liesing. Rötzerdruck, Eisenstadt. 24p.

González del Tánago M. y García de Jalón D. 2001. Restauración de ríos y riberas. Fundación Conde del Valle de Salazar – Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 319p.

Gurnell A.; Lee M. and Souch C. 2007. Urban Rivers: Hydrology, Geomorphology, Ecology and Opportunities for Change. *Geography Compass* 1/5 (2007): 1118–1137,

Hupp, C. R., and Osterkamp, W. R. (1996). Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14, pp. 277–295.

ICE - Institution of Civil Engineers -. 2003. Liquid Assets: Making the most of our Urban Water Courses. Westminster. [On line] http://www.ice.org.uk/navigation/index_know.asp?page=../know/profint/liquidassets.asp. Access on: November 20th, 2008.

IDEAM -Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-. 2004. Guía técnica científica para la ordenación y el manejo de cuencas hidrográficas en Colombia. 55p.

Instituto Nacional de Ecología (INE). 2008. Cuencas del INE. Disponible en línea: <http://www.ine.gob.mx/dgoece/cuencas/conceptos.html>. Accesado: Enero 14 de 2009.

Keckeis H., Fesl C., Hoyer H., Schludermann E., Scheder C., Forster R., and M. Katzmann. 2008. River Wien restoration project: improvement of the ecological condition of a heavily modified river in a urban environment. 571-582p. In: 4th ECRR Conference on River Restoration Italy, Venice S. Servolo Island 16-21 June 2008. 1058p.

Kronvang B., L. M. Svendsen, A. Brookes, K. Fisher, B. Moller, O. Ottosen, M. Newson and D. Sear (1998) - Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, III – Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment and nutrients. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8(1): 209-222.

Martínez, J. 1998. Informe final de los trabajos de arborización y cercamiento parcial en la ronda de las quebradas San Cristobal y Molinos en la localidad de Usaquén. 83p.

Massachusetts Department of Conservation and Recreation. s.f.
<http://www.mass.gov/dcr/waterSupply/ipswichRiver/downloads/factsheet.pdf>

Mejía Z. R. 1999. Diseño, restauración y rehabilitación de cauces con materiales naturales. VI Jornadas del CONAPHI-CHILE. (25-28 de Mayo). Santiago de Chile. 1-13p.

Ministerio del Medio Ambiente. 2002. “Política Nacional de Humedales Interiores de Colombia”. Ministerio del Medio Ambiente, Colombia. 53p.

Ministerio del Medio Ambiente 1998. Proyecto Colectivo Ambiental. Bogotá.

Nakamura K.; Tockner K. and Amano K. 2006. River and wetland restoration: Lessons from Japan. *BioScience*. Vol. 56. No 5. 419-429p.

Nijland, H.J. and Cals M.J.R. (Eds.). 2001. River Restoration in Europe – Practical Approaches. Proceedings of the Conference on River Restoration. Wageningen.

Observatorio Ambiental de Bogotá -DAMA- 2008. Disponible en línea:
<http://www.observatorio.dama.gov.co/anexos/pdf/galeria/hum/down.php?file=hidrografia.pdf>. Accesado: Noviembre 20 de 2008.

Panek K., Korner I., Lang H., Markut T., Petz R., Petz W., and Siegl W. 2008. Monitoring results of revitalisation measures on an urban lowland river (Liesingbach, Vienna, Austria). 837 – 846. In: 4th ECRR Conference on River Restoration Italy, Venice S. Servolo Island 16-21 June 2008. 1058p.

Petts, G. E. (2000): A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia* 422/423: 15-27.

Pinkham R. 2000. Daylighting: New life for buried streams. Rocky Mountain Institute. Colorado, USA. 73p.

Ridgway J.; Tolpa R.; Lindquist E. and Schrameck R. 1996. One Size Does Not Fit All: Storm Water is a Bigger Issue since Local Communities have No Regulatory Requirements through CSO Controls. 306-312. In: Watershed '96 Plenary Proceedings. EPA. USA. 1615

Rivera O. D. y Galindo P. L. (Eds.) 2007. Protocolo para la Recuperación Ecológica y Participativa de las Quebradas de Bogotá D.C. (Documento en construcción). 117p.

Roldán G y Ramírez J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. 2da Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 421p.

Rodríguez, O. 2003. Recuperación de ríos y quebradas de la localidad de San Cristobal : quebrada La Nutria, Parque Entre Nubes, sector de la cuchilla de Juan

Rey y la hondonada San Cristobal: documento de complementación del potencial sociodinámico, matriz de necesidades e inventario de recursos humanos. 230p.

Sarvan E. 2006. Living River Liesing: A river runs free. 40 p. In: LIFE in the City Innovative solutions for Europe's urban environment. European Communities, Belgium. 61 p.

Schanze, J.; Olfert, A.; Tourbier, J.T.; Gersdorf, I. and Schwager, T. 2004. Existing Urban River Rehabilitation Schemes. Urban River Basin Enhancement Methods. European Commission. 125p.

Semrau M. & Hurck R. 2008. The reconstruction of the Emscher system – an integrated planning process according to the WFD. 4th ECRR Conference on River Restoration Italy, Venice S. Servolo Island 16-21 June 2008. 891-896p.

SER International -Society for Ecological Restoration International-, Grupo de trabajo ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International. 15p.

Stanford, J. A. and Ward, J. V. (1992) Management of aquatic resources in large catchments: recognizing interactions between ecosystem connectivity and environmental disturbance. In *Watershed Management*, ed. R. J. Naiman, pp. 91-124. Springer-Verlag, New York

Tent L, 2000. Trout 2010 – restructuring urban brooks with Engaged citizens. En: Nijland H.J. & Cals M.J.R. (Eds.) 2000. River restoration in Europe: Practical approaches 231-236p. Proceedings of the Conference of River Restoration. Wageningen, The Netherlands 2000. 348p.

UCAR -University Corporation for Atmospheric Research-. 2006. Curso Básico de Hidrología The COMET program. http://www.meted.ucar.edu/index_es.htm

Walsh C.J., Waller K. A. Gehling J and Mac Nally R. 2007. Riverine invertebrate assemblages are degraded more by catchment urbanisation than by riparian deforestation. *Freshwater biology*. 52 p 574-587.

Walsh, C. J.; Roy A.; Feminella J.; Cottingham P. and Morgan II R. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24, pp. 706–723.

Ward J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 2–8.

Ward, J. V., Tockner K.; Arscott D. B. and Claret C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47, pp. 517–539.

Ward, J. V. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83, pp. 269–278.