

**ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAR EL IMPACTO SOBRE LA CALIDAD DEL
AGUA DE LA ZONA MEDIA DE LA QUEBRADA PIQUISIQÚÍ, MICROCUENCA
MIRAFLORES**

JUAN PABLO TORO MARTÍNEZ

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS AGRÍCOLAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AGROFORESTAL
PASTO – NARIÑO
2016**

**ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAR EL IMPACTO SOBRE LA CALIDAD DEL
AGUA DE LA ZONA MEDIA DE LA QUEBRADA PIQUISQUÍ, MICROCUENCA
MIRAFLORES**

JUAN PABLO TORO MARTÍNEZ

MONOGRAFÍA

**ASESORA
DIANA CAROLINA MORALES PABÓN
Ingeniera Sanitaria y Ambiental.**

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS AGRÍCOLAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AGROFORESTAL
PASTO – NARIÑO
2016**

NOTA DE RESPONSABILIDAD

Las ideas y conclusiones aportadas en el siguiente trabajo son responsabilidad y exclusividad del autor.

Artículo Primero del Acuerdo Número 324 de octubre 11 de 1966, emanado del Honorable Consejo de la Universidad de Nariño.

NOTA DE ACEPTACION:

ASESOR

JURADO

JURADO

San Juan de Pasto, Agosto del 2016.

RESUMEN

En la actualidad, preservar la calidad del recurso hídrico plantea, a nuestras sociedades, retos medioambientales, sanitarios y económicos de primer orden. Los ecosistemas acuáticos albergan una enorme diversidad de especies animales y vegetales cuya situación y dinámica son sensibles a la composición química, biológica o física del agua. No obstante, las actividades humanas pueden constituir una amenaza para la calidad del recurso hídrico, debido a las sustancias que introducen en el medio (Molénat *et al.*, 2012).

Para preservar la calidad del recurso hídrico es necesario diseñar herramientas de evaluación a largo plazo y optimizar el efecto de las actividades humanas en la calidad del agua. Por ende, es necesario contar con herramientas adecuadas, lo que impone a la investigación, la misión de estudiar la problemática relativa a la integración espacial y temporal de los procesos en juego, en el ámbito de los agentes contaminantes (Molénat *et al.*, 2012).

El objetivo de esta monografía fue el de identificar dos alternativas ambientales para minimizar el impacto sobre la calidad del agua de la zona media de la quebrada Piquisiquí, microcuenca Miraflores, obteniendo que los programas de restauración ecológica han demostrado ser la mejor alternativa para recuperar ecosistemas y garantizar el recurso hídrico a largo, e identificando que para la selección de una tecnología para el tratamiento de aguas residuales, es necesario el análisis de nueve (9) factores básicos que influyen en el proceso de selección de estos sistemas de tratamiento.

ABSTRACT

At present, preserving the quality of water resources poses, to our societies, environmental, health and economic challenges of the highest order. Aquatic ecosystems harbor an enormous diversity of animal and plant species whose status and dynamics are sensitive to the chemical, biological or physical composition of water. However, human activities may pose a threat to the quality of the water resource, due to the substances they introduce into the environment (Molénat et al., 2012).

To preserve the quality of the water resource, it is necessary to design long-term assessment tools and optimize the effect of human activities on water quality. Therefore, it is necessary to have adequate tools, which imposes on research, the mission to study the problems related to the spatial and temporal integration of the processes involved, in the field of pollutants (Molénat et al., 2012).

The objective of this monograph was to identify two environmental alternatives to minimize the impact on the water quality of the Piquisiquí gully, Miraflores micro-basin, and that ecological restoration programs have proven to be the best alternative to recover ecosystems and Ensuring long-term water resources, and identifying that for the selection of a technology for wastewater treatment, it is necessary to analyze nine (9) basic factors that influence the selection process of these treatment systems.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	11
1. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA	12
1.1 Identificación del problema.....	12
1.2 Descripción del problema.....	12
1.3 Planteamiento del problema.....	13
2. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA.....	14
3. OBJETIVOS	15
3.1 Objetivo General.....	15
3.2 Objetivos Específicos	15
4. MARCO CONTEXTUAL	16
4.1 Delimitación de la zona.....	16
5. MARCO TEÓRICO	18
5.1 Métodos para determinar la calidad del agua	18
5.1.1 Parámetros fisicoquímicos para determinar la calidad del agua.....	18
5.1.2 Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad del agua	20
5.1.3 Método BMWP	23
5.2 Impactos sobre la calidad del agua.....	26
5.2.1 ¿Qué son las aguas residuales?.....	27
5.2.2 Clasificación de las aguas residuales.....	31
5.2.3 Interacción entre la calidad del agua y los usos del suelo.....	35
5.3 Alternativas ambientales para minimizar el impacto sobre la calidad del agua ..	39
5.3.1 Recuperación de la ronda hídrica	39
5.3.2 Sistemas de tratamiento de aguas residuales.....	53
6. METODOLOGÍA.....	60
6.1 Análisis de la calidad biológica del recurso hídrico de la quebrada Piquisiqui	60
6.2. Identificación de focos de contaminación puntual en la quebrada Piquisiqui.	61
6.3. Identificación de alternativas ambientales que minimicen el impacto sobre la calidad del recurso hídrico de la quebrada Piquisiqui.	61
6.3.1 Criterios de selección de las alternativas ambientales	62
6.4. Diseño metodológico.....	63
7. RESULTADOS	64
7.1. Análisis de la calidad biológica del agua de la quebrada Piquisiqui.....	64
7.1.1. Determinación de la calidad del agua con algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos.....	68
7.2 Identificación de los focos de contaminación puntual en la quebrada Piquisiqui.....	73

7.3. Identificación de alternativas ambientales que minimicen el impacto hacia la calidad del recurso hídrico de la zona media de la quebrada Piquisiquí.	77
7.3.1 Recuperación de la ronda hídrica de la quebrada Piquisiquí.....	77
7.3.2 Guía para la selección de un sistema de saneamiento básico de aguas residuales por métodos naturales	90
8. CONCLUSIONES	98
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	99

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Sistema para la determinación del índice de monitoreo biológico BMWP	24
Tabla 2. Valores y características para aguas naturales clasificadas mediante el índice BMWP.....	26
Tabla 3. Reportes de disminución de erosión atribuida a vegetación	36
Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos en dos microcuencas con diferente cobertura.	38
Tabla 5. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en la parte alta.	64
Tabla 6. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en la parte media.	64
Tabla 7. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en la parte baja.	65
Tabla 8. Resultados calidad biológica del agua en los puntos de muestreo quebrada Piquisiqui.....	65
Tabla 9. Parámetros fisicoquímicos y biológicos en tres puntos de muestreo en la quebrada Piquisiqui (Julio - 2011).....	68
Tabla 10. Focos de contaminación puntual encontrados en la quebrada Piquisiqui	73
Tabla 11. Descripción de los tratamientos a establecerse dentro de la parcela experimental.....	80
Tabla 12. Material vegetal necesario para el programa de resturación	81
Tabla 13. Variables químicas del suelo a evaluarse en cada subparcela.....	84
Tabla 14. Variables físicas del suelo a evaluarse en cada subparcela.....	85
Tabla 15. Metodología para los parámetros fisicoquímicos de calidad de agua ...	87
Tabla 16. Parámetros fisicoquímicos de cuatro quebradas aisladas durante tres años de monitoreo.....	89
Tabla 17. Factores y variables considerados en el proceso de selección de tecnología para tratamiento.....	91
Tabla 18. Matriz de análisis cualitativo de las características de los sistemas de tratamiento natural	92
Tabla 19. Proyectos vigentes que pueden permitir vinculación y ejecución de las alternativas ambientales planteadas para la zona media de la quebrada Piquisiqui.	112
Tabla 20. Cronograma tentativo para la ejecución del programa de restauración ecológica en la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores	114

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la quebrada Piquisiqui	16
Figura 2. Mapa base de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores.....	17
Figura 3. Metodología.....	63
Figura 4. Desechos en el cauce de la quebrada Piquisiqui (Zona media).....	68
Figura 5. Comportamiento de la conductividad del agua en tres puntos de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).	69
Figura 6. Sólidos totales presentes en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).	70
Figura 7. Sólidos disueltos presentes en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).	71
Figura 8. Coliformes totales presentes en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).	72
Figura 9. <i>E. coli</i> presente en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).....	72
Figura 10. Foco de contaminación No. 12 de la quebrada Piquisiqui (zona alta). 74	
Figura 11. Contaminación por estiércol en el foco No. 9, quebrada Piquisiqui (zona media), microcuenca Miraflores.	74
Figura 12. Foco de contaminación No. 3, sistema de vertimiento de aguas residuales en la quebrada Piquisiqui (zona baja)	75
Figura 13. Mapa de ubicación de vertimientos puntuales en la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores	76
Figura 14. Distribución de los tratamientos en la parcela experimental.....	81
Figura 15. Esquema general de la guía de selección para el tratamiento de las aguas residuales por métodos naturales.....	97

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, preservar la calidad del recurso hídrico plantea, a nuestras sociedades, retos medioambientales, sanitarios y económicos de primer orden. Los ecosistemas acuáticos albergan una enorme diversidad de especies animales y vegetales cuya situación y dinámica son sensibles a la composición química, biológica o física del agua. No obstante, las actividades humanas pueden constituir una amenaza para la calidad del recurso hídrico, debido a las sustancias que introducen en el medio (Molénat *et al.*, 2012).

Para preservar la calidad del recurso hídrico es necesario diseñar herramientas de evaluación a largo plazo y optimizar el efecto de las actividades humanas en la calidad del agua. Por ende, es necesario contar con herramientas adecuadas, lo que impone a la investigación, la misión de estudiar la problemática relativa a la integración espacial y temporal de los procesos en juego, en el ámbito de los agentes contaminantes (Molénat *et al.*, 2012).

El objetivo de esta monografía fue el de identificar dos alternativas ambientales para minimizar el impacto sobre la calidad del agua de la zona media de la quebrada Piquisiquí, microcuenca Miraflores, obteniendo que los programas de restauración ecológica han demostrado ser la mejor alternativa para recuperar ecosistemas y garantizar el recurso hídrico a largo, e identificando que para la selección de una tecnología para el tratamiento de aguas residuales, es necesario el análisis de nueve (9) factores básicos que influyen en el proceso de selección de estos sistemas de tratamiento.

De igual forma, se caracterizaron doce focos de contaminación puntual a través de la quebrada, catalogándolos bajo vertimientos de agua residual doméstica y aguas residuales agrícolas, a los cuales debe aplicarse el proceso de selección de una tecnología de tratamiento de aguas residuales, a través de los nueve factores básicos encontrados.

1. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

1.1 Identificación del problema

Contaminación del recurso hídrico en la zona media de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores.

1.2 Descripción del problema

Hace aproximadamente 50 años atrás, el lecho de la microcuenca Miraflores era más grande, sus aguas eran cristalinas, abundantes, tenía gran cantidad de piedras, era muy rica en animales y en flora. Los habitantes tomaban el agua para llevarla en totumos a las viviendas para utilizarla en el uso doméstico, había más nacederos y acequias naturales. Pero con el crecimiento de la población llegó la contaminación, la quebrada se convirtió en la receptora de sustancias orgánicas e inorgánicas. La agricultura y la ganadería se convirtieron en actividades importantes en la economía de las familias campesinas y de otros, perjudicando las aguas de la quebrada con sustancias químicas y con desechos orgánicos del ganado vacuno, porcino y aves de corral (CORPONARIÑO, 2012).

Ante esto, cabe resaltar que los suelos que limitan con el Santuario de Flora y Fauna Galeras pero que no están dentro del área protegida, son dedicados al cultivo de pastos naturales para el pastoreo y cría de ganado, así como para la producción agrícola de subsistencia. Hechos que ratifican la ampliación de la frontera agrícola y ganadera, pues se ha invadido la ronda hídrica de la quebrada Piquisiqui (CORPONARIÑO, 2012).

CORPONARIÑO (2012), en su “Plan de ordenamiento del recurso hídrico de la microcuenca Miraflores”, da a conocer que la quebrada Piquisiqui posee vertimientos provenientes de viviendas, establos e industria, que están aportando sustancias y sólidos que contaminan el cauce de la misma.

En ese contexto, cabe resaltar que un agua con características fisicoquímicas y biológicas deterioradas es fuente de riesgos patológicos para el ser humano y puede cuestionar no sólo la sostenibilidad y la perennidad de las actividades

humanas sino también el buen estado de este recurso, que es necesario para las funciones medioambientales (Molénat *et al.*, 2012).

1.3 Planteamiento del problema

¿Cuáles son las posibles alternativas para minimizar el impacto sobre la calidad del agua en la zona media de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores?

2. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA

Actualmente, la demanda del recurso hídrico para el desarrollo de las actividades socioeconómicas en Colombia se representa principalmente mediante los siguientes usos: agrícola, doméstico, industrial, pecuario y servicios; el uso que presentan un mayor porcentaje son: el agrícola con el 54%, el doméstico con el 29% y el industrial con el 13%, en menor escala el pecuario y el de servicios con porcentajes del 3%, y el 1% respectivamente (Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial, 2010).

Pero para el caso de las aguas superficiales, existen fuentes de contaminación que pueden originarse por los propios organismos ambientales acuáticos y de los efluentes de aguas residuales o industriales, de las actividades agrícolas y ganaderas, o de animales que viven en el entorno acuático (Romero *et al.*, 2010).

Ante ello, es necesario el desarrollo y la aplicación de procedimientos eficaces para tratar los efluentes generados por las actividades humanas, pues estas constituirían un modo de reducir significativamente su impacto en la calidad del agua. El reto científico actual, es diseñar procedimientos que responden a exigencias medioambientales más globales que la de la calidad de los efluentes tratados (Molénat *et al.*, 2012).

En ese contexto, la quebrada Piquisiqui cuenta con un alto grado de deterioro causado por las actividades generadas por el hombre, las cuales han ocasionado pérdida de biodiversidad, contaminación con agroquímicos, vertimientos a través de acequias y zanjas directamente en la quebrada, disminución del caudal y procesos de erosión (Cortez y Zambrano, 2011).

De allí radica la importancia de este trabajo, pues ante lo anterior, es necesario identificar posibles alternativas para minimizar el impacto sobre la calidad del agua de la zona media de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General.

Identificar dos alternativas ambientales para minimizar el impacto sobre la calidad del agua de la zona media de la quebrada Piquisiquí, microcuenca Miraflores

3.2 Objetivos Específicos

- Analizar la calidad biológica del recurso hídrico de la quebrada Piquisiquí.
- Identificar los focos de contaminación puntual en la quebrada Piquisiquí.

4. MARCO CONTEXTUAL

4.1 Delimitación de la zona

Este estudio se realizó en la quebrada Piquisiqui, que es uno de los principales afluentes de la microcuenca Miraflores, subcuenca del río Pasto (Figura 1) y hace parte del Santuario de Flora y Fauna Galeras (SFFG), con un área de 867,45 Ha; la quebrada nace a los 3685 m.s.n.m. (Figura 2); y se encuentra ubicada entre los municipios de Tangua y Pasto. Al Norte limita con el corregimiento de Gualmatán y el municipio de Tangua, al Oriente con el corregimiento de Obonuco, al Occidente con el municipio de Tangua y al Sur con el corregimiento de Catambuco (Pasto) y la vereda Navarrete (Tangua) (Cortez & Zambrano, 2011), entre las coordenadas 77°19'10" W a 77°22'10" Longitud Oeste y 1°8'30" N a 1°12'10" N Latitud Norte respectivamente.

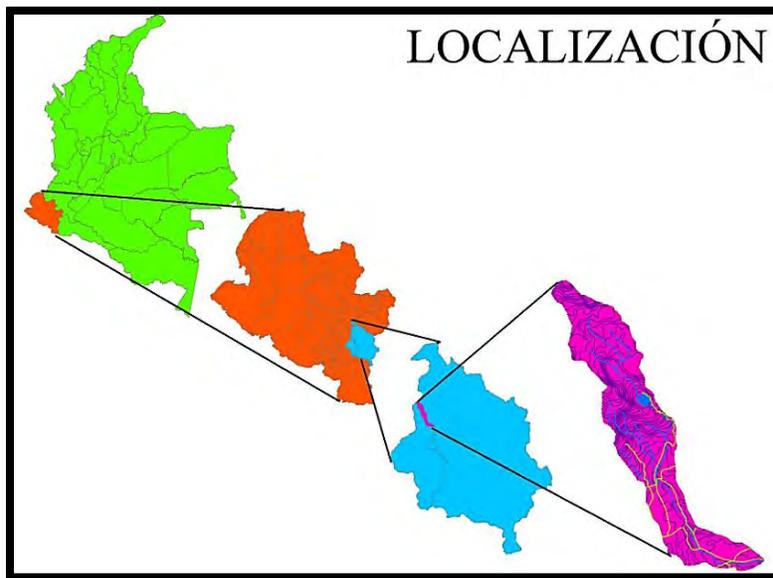


Figura 1. Localización de la quebrada Piquisiqui

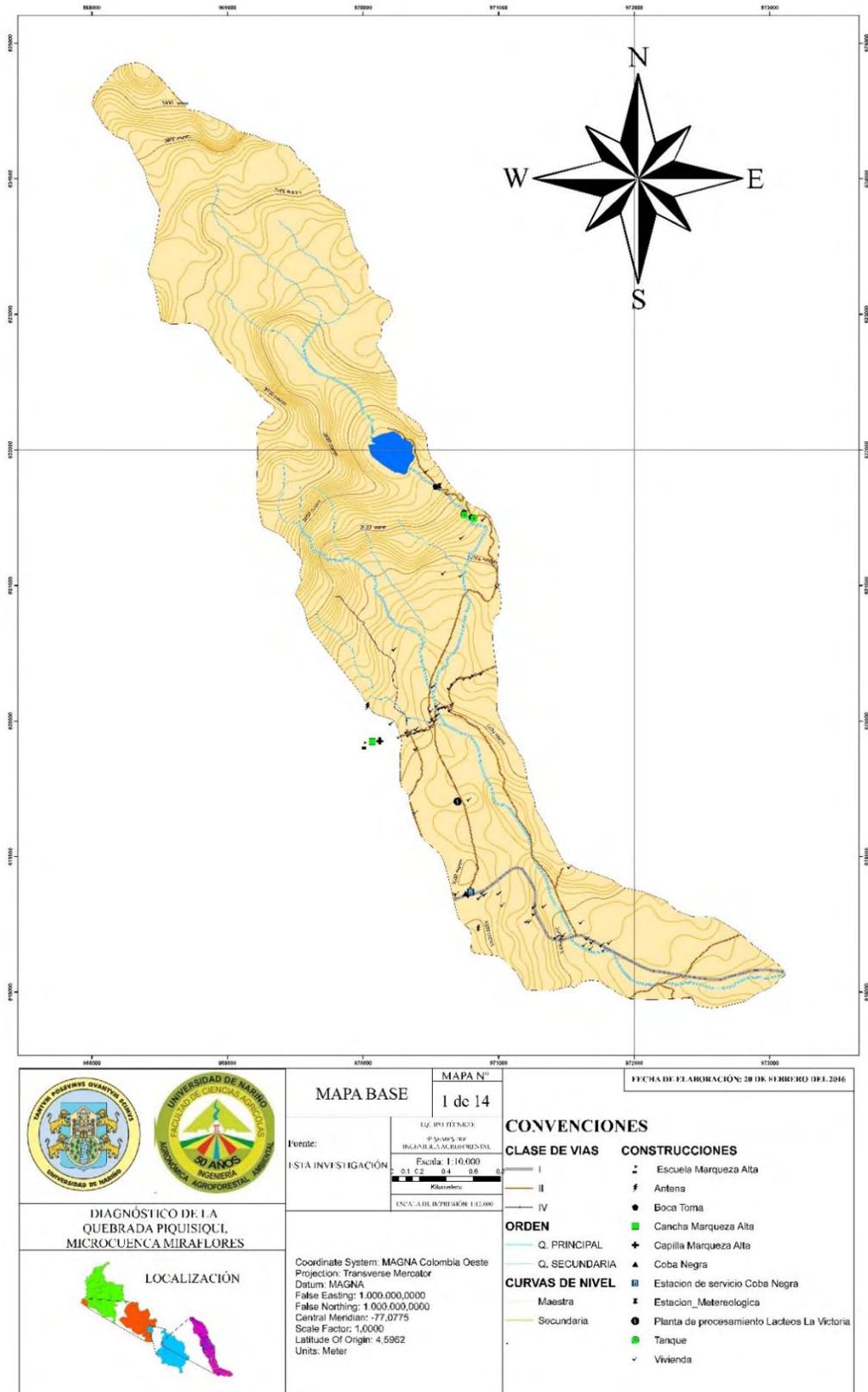


Figura 2. Mapa base de la quebrada Piquisiquí, microcuenca Miraflores.

5. MARCO TEÓRICO

5.1 Métodos para determinar la calidad del agua

5.1.1 Parámetros fisicoquímicos para determinar la calidad del agua

El término calidad del agua es relativo y solo tiene importancia universal si está relacionado con el uso del recurso. Esto quiere decir que una fuente de agua suficientemente limpia que permita la vida de los peces puede no ser apta para la natación y un agua útil para el consumo humano puede resultar inadecuada para la industria (De Vargas & Barrenechea, 2004).

La composición química natural de las aguas puede verse alterada por actividades humanas: agrícolas, ganaderas e industriales, principalmente. La consecuencia es la incorporación de sustancias de diferente naturaleza a través de vertidos de aguas residuales o debido al paso de las aguas por terrenos tratados con productos agroquímicos o contaminados (De Vargas & Barrenechea, 2004).

Es importante anotar que la evaluación de la calidad del agua se realiza usando técnicas analíticas adecuadas para cada caso. Para que los resultados de estas determinaciones sean representativos, es necesario dar mucha importancia a los procesos de muestreo y a las unidades y terminología empleadas (De Vargas & Barrenechea, 2004).

Parámetros físicos: Las características físicas del agua, llamadas así porque pueden impresionar a los sentidos (vista, olfato, etcétera), tienen directa incidencia sobre las condiciones estéticas y de aceptabilidad del agua (De Vargas & Barrenechea, 2004).

. Se consideran importantes las siguientes:

- Turbiedad
- Sólidos solubles e insolubles
- Color; olor y sabor
- Temperatura

Parámetros químicos: El agua, como solvente universal, puede contener cualquier elemento de la tabla periódica, Sin embargo, pocos son los elementos significativos para el tratamiento del agua cruda con fines de consumo o los que tienen efectos en la salud del consumidor (De Vargas & Barrenechea, 2004). Se consideran importantes las siguientes:

- pH
- Materia Orgánica (Carbono orgánico total ,COT)
- DBO
- DQO
- Nitrógeno y compuestos derivados (amoníaco, nitratos, nitritos, etc.)
- Fósforo y compuestos derivados (fosfatos)
- Aceites y grasas
- Hidrocarburos
- Detergentes
- Cloro y cloruros
- Fluoruros
- Sulfatos y sulfuros
- Fenoles
- Cianuros
- Haloformos
- Metales
- Pesticidas
- Gases disueltos
- Oxígeno
- Nitrógeno
- Dióxido de carbono
- Metano
- Ácido sulfhídrico

Parámetros biológicos: pueden mostrar los diferentes tipos de bacterias, virus, protozoos y otros organismos que transmiten enfermedades como el cólera, tifus, gastroenteritis diversas, hepatitis, etc. Normalmente estos microbios llegan al agua en las heces y otros restos orgánicos que producen las personas infectadas. Por esto, un buen índice para medir la salubridad de las aguas, en lo que se refiere a estos microorganismos (De Vargas & Barrenechea, 2004). Se consideran importantes las siguientes:

- Coliformes totales y fecales
- Estreptococos fecales

- Salmonellas
- Enterovirus

De lo anterior, cabe resaltar que los métodos fisicoquímicos ayudan a conocer con precisión el tipo de contaminante vertido en detalle. Pero según Leiva (2004), las principales desventajas de determinar la calidad de agua mediante el uso de métodos fisicoquímicos radica en parte en el costo elevado, al mismo tiempo que la información proporcionada por estos análisis es puntual y transitoria, por ende cabe determinar la calidad por otros métodos para complementar esta información.

5.1.2 Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad del agua

De acuerdo con Roldan (1992), los macroinvertebrados acuáticos son un grupo variado de organismos que no tienen espina dorsal y que son fáciles de ver sin la necesidad de un microscopio, además de ser una fuente de energía para los animales más grandes. Roldan (2003), expone que estos organismos pueden vivir en la superficie, en el fondo o nadar libremente; de ahí que reciban diferentes nombres de acuerdo con el tipo de adaptación.

Al hablar de bioindicadores no se puede generalizar con todos los organismos acuáticos, las adaptaciones evolutivas a diferentes condiciones ambientales y límites de tolerancia a una determinada alteración dan las características a ciertos grupos que podrán ser considerados como organismos sensibles (Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera) por no soportar variaciones en la calidad del agua, mientras que organismos tolerantes (Chironómidae, Oligoquetos), son característicos de agua contaminada por materia orgánica (Roldan, 1996).

Por esto mismo, una muestra de estos organismos acuáticos puede servir como indicador de la calidad del agua al ofrecer más información sobre la contaminación o la calidad general del agua a través de un período más largo de tiempo (Alvarez & Perez, 2007).

De acuerdo a la WRC (2001), los macroinvertebrados son sensibles a distintas condiciones físicas y químicas, por lo que un cambio en la calidad del agua, podría cambiar también la estructura y composición de las comunidades acuáticas. Por ende, la riqueza de la composición de la comunidad de macroinvertebrados puede ser utilizada para proveer un estimado de la salud de un cuerpo de agua. Chapman (1996), asegura que los organismos indicadores de la calidad del agua determinan los efectos de los impactos en el ecosistema acuático a través de un tiempo más prolongado. Sin embargo, la información biológica generada, a partir de los también llamados bioindicadores, no reemplaza los análisis fisicoquímicos, pero si reduce costos, por lo que estos estudios son importantes en el monitoreo de la calidad del agua.

- **Ventajas y desventajas del uso de macroinvertebrados acuáticos.**

Según Roldán (2003), las razones por las cuales se consideran los macroinvertebrados como los mejores indicadores de calidad de agua son las siguientes:

- a. Son abundantes, de amplia distribución y relativamente fáciles de recolectar
- b. Son sedentarios en su mayoría, por tanto, reflejan las condiciones locales
- c. Relativamente fácil de identificar, si se comparan con otros grupos, como las bacterias y virus entre otros
- d. Presentan los efectos de las variaciones ambientales de corto tiempo
- e. Proporcionan información para integrar efectos acumulativos
- f. Poseen ciclos de vida largos
- g. Son apreciables a simple vista
- h. Se pueden cultivar en el laboratorio.
- i. Responden rápidamente a los cambios ambientales
- j. Varían poco genéticamente

Segnini (2003), expone que las desventajas de la aplicación de este tipo de análisis están referidas en parte a la omisión o pérdida de información biológica importante cuando se eliminan especies raras para poder aplicar los métodos multivariados (métodos estadísticos) y en ciertos casos son incapaces de discriminar entre la variabilidad natural y la provocada por factores antropogénicos. Además, requieren un equipo estadístico importante, como el

cumplimiento de algunos supuestos estadísticos difíciles de obtener cuando se trabaja con datos de monitoreo y cuando se desconoce las características de los sistemas loticos a evaluar.

Igualmente, Prat (1999), hace una comparación de las ventajas y desventajas que ofrecen los métodos químicos y los biológicos. Dentro de las ventajas ofrecidas por los métodos químicos están: los cambios temporales detallados, la determinación precisa de la contaminación y la fácil estandarización. Dentro de las desventajas: la posible contaminación de las muestras la no integración temporal y los costos elevados. En cuanto a los análisis biológicos, tiene la ventaja de hacer integraciones espaciales y temporales, hacer estudios de bioacumulación, dar respuesta a contaminaciones crónicas y puntuales y medir la degradación de hábitat. Con relación a las desventajas están la sensibilidad temporal baja, dificultades de cuantificación y estandarización, así como con las aguas subterráneas.

- **Importancia ecológica de los macroinvertebrados acuáticos.**

De acuerdo con Sánchez (2011), la importancia de ciertos taxones como los Efemerópteros, Dípteros y Tricópteros en la alimentación de diferentes especies de peces, es evidente; por otro lado, dado que la duración de la fase acuática de los macroinvertebrados es relativamente duradera (González y Cobo, 2006), y que la composición faunística de la comunidad del macrobentos cambia en respuesta a los cambios ambientales, ya sean naturales (temperatura, altitud, etc) o antrópicos (contaminación, estrés hídrico, etc.), debido a los requerimientos específicos de cada una de las especies, estos se utilizan con frecuencia como indicadores de la calidad ecológica de los medios acuáticos.

Según Hurtado *et al.*, (2003), la estabilidad ecológica de un río puede ser vista como una tendencia a reducir cambios en el flujo de energía, lo que conlleva a que la estructura ecológica de las comunidades varíe con las condiciones ambientales estacionales; así, estas variaciones temporales y espaciales en la composición de especies y abundancia de individuos en las poblaciones son importantes para la

estabilidad del sistema entero. Las comunidades biológicas pueden ser caracterizadas por una secuencia temporal de reemplazo de especies, para mantener los procesos dentro del sistema general, los macroinvertebrados bentónicos, al responder rápidamente a las variaciones ambientales, reflejan el grado de integridad ecológica del sistema, no sólo momentáneamente, sino estacionalmente

Ecológicamente, por lo tanto, estos insectos y principalmente en su estado larvario forman parte de la fauna de macroinvertebrados, bentónicos participando en múltiples tramas tróficas donde actúan como depredadores, detritívoros, herbívoros o comedores de perifiton. También actúan como eslabones tróficos intermedios entre productores primarios y consumidores secundarios principalmente peces. Finalmente, estos insectos pueden actuar como transformadores e integradores de materia orgánica alóctona como hojas, semillas, ramas y troncos caídos (Araya, 2000).

5.1.3 Método BMWP

Los organismos vivos que habitan en los cursos de agua presentan adaptaciones evolutivas a unas determinadas condiciones ambientales y presentan unos límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos límites de tolerancia varían y así frente a una determinada alteración se encuentran organismos sensibles que no soportan las nuevas condiciones impuestas comportándose como intolerante mientras que otros que son tolerantes no se vean afectados. Si la contaminación llega a un nivel letal para los intolerantes estos mueren y su lugar es ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Del mismo modo aun cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada por lo que dejan el espacio libre que puede ser colonizado por organismos tolerantes (Hunter, 2005).

El uso de organismos en la evaluación de la calidad de agua ha sido ampliamente utilizado; sin embargo, de todos los grupos considerados en los monitoreos biológicos de las aguas continentales, los macroinvertebrados acuáticos son los

más recomendados (Alba-Tercedor, 1996; Figueroa *et al.*, 1996; Rosenberg *et al.*, 1997; Leiva, 2003; Alba-Tercedor *et al.*, 2004), esto se debe a que ofrecen numerosas ventajas (Carter *et al.*, 2007; Segnini, 2003) en estudios de impacto urbano (Pavé y Marchese, 2005).

En la vigilancia y el control de la contaminación, con base a los organismos como bioindicadores existen multitud de metodologías, una de las más usadas es la de Macroinvertebrados acuáticos que permite evaluar la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos para la obtención del Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System), propuesto por Armitage *et al.*, (1983), en Gran Bretaña al amparo del “National Water Council”.

Tabla 1. Sistema para la determinación del índice de monitoreo biológico BMWP

ORDEN	FAMILIA	PUNTAJE
Plecoptera	Perlidae	10
Ephemeroptera	Oligoneuridae, Euthyplociidae, Polymtarcyidae	
Trichoptera	Odontoceridae, Glossosomatidae, Rhyacophilidae, Calamoceratidae, Hydroptilidae, Anomalopsychidae, Atriplectididae.	
Coleoptera	Psephenidae, Ptilodactylidae, Lampyridae.	
Odonata	Polythoridae.	
Diptera	Blepharoceridae.	
Unionoida	Unionidae.	
Acari	Lymnessiidae.	
Hidroida	Hidridae.	
Ephemeroptera	Leptophlebiidae, Efemeridae.	
Tricoptera	Hydrobiosidae, Philopotamidae, Xiphocentronidae.	
Coleoptera	Gyrinidae. Scirtidae.	
Odonata	Gomphidae, Megapodagrionidae, Coenagrionidae.	
Diptera	Simullidae.	
Gordioidae	Gordiidae, Chordodidae.	
Lepidoptera	Pyralidae	
Mesogastropoda	Ampullariidae	
Hirudiniformes	Hirudinae.	
Ephemeroptera	Baetidae, Caenidae.	

Trichoptera	Hidropsychidae, Leptoceridae, Helicopsychidae.	8
Coleoptera	Dytiscidae, Dryopidae.	
Odonata	Lestidae, Calopterygidae.	
Hemiptera	Pleidae. Saldidae, Guerridae, Veliidae, Hebridae	
Diptera	Dixidae.	
Decápoda	Palaemonidae, Pseudothelphusidae.	7
Basommatophora	Chilinnidae.	
Ephemeroptera.	Tricorythidae, Leptohiphidae.	
Trichoptera	Polycentropodidae.	
Coleoptera	Elmidae, Staphylinidae	
Odonata	Aeshnidae.	
Hemiptera	Naucoridae, Notonectidae, Mesoveliidae, Corixidae.	
Díptera	Psychodidae	
Basommatophora	Ancylidae, Planorbidae	
Mesogastropoda	Melaniidae, Hydrobiidae.	
Archeogastrópoda	Neritidae.	
Coleoptera	Limnichidae, Lutrochidae.	6
Odonata	Libellulidae.	
Hemíptera	Belostomatidae, Hydrometridae, Gelastocoridae, Nepidae.	
Díptera	Dolichopodidae.	
Megalóptera	Corydalidae, Sialidae.	
Decapoda	Atyidae.	
Anphipoda	Hyalellidae.	
Tricladida	Planariidae, Dugesidae.	
Coleóptera Díptera Basommatophora	Chrysomelidae, Haliplidae, Curculiónidae. Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae. Thiaridae, Lymnaeidae	5
Coleoptera	Hidrophilidae, Noteridae, Hydraenidae, Noteridae.	4
Diptera	Tipulidae, Ceratopogonidae.	
Basommatophora	Limnaeidae, Sphaeridae.	
Diptera	Culícidae, Muscidae, Sciomizidae.	3
Basommatophora	Physidae.	
Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Cylicobdellidae.	
Diptera	Chironomidae, Ephydridae, Syrphidae.	2
Heplo-taxida	Todas las familias (Excepto tubifex)	1
Haplo-taxida	Tubificidae	

Fuente: Roldán (2003).

Tabla 2. Valores y características para aguas naturales clasificadas mediante el índice BMWP

Clase	Calidad	BMWP/COL	ASPT	Significado	Color
I	Buena	>100	0,8-1,0	Aguas muy limpias	
II	Aceptable	61 - 100	0,6-0,8	Aguas ligeramente contaminadas	
III	Dudosa	36-60	0,4-0,6	Aguas moderadamente contaminadas	
IV	Critica	16 - 35	0,2-0,4	Aguas muy contaminadas	
V	Muy critica	<16	0,0-0,2	Aguas fuertemente contaminadas.	

Fuente: Roldan, 2003.

5.2 Impactos sobre la calidad del agua

El agua es uno de los recursos naturales que forma parte del desarrollo de cualquier país; es el compuesto químico más abundante del planeta y resulta indispensable para el desarrollo de la vida. Su disponibilidad es paulatinamente menor debido a su contaminación por diversos medios, incluyendo a los mantos acuíferos, lo cual representa un desequilibrio ambiental, económico y social (Esponda, 2001).

El agua constituye una necesidad primordial para la salud, por ello debe considerarse uno de los derechos humanos básicos. En las sociedades actuales el agua se ha convertido en un bien muy preciado, debido a la escasez, es un sustento de la vida y además el desarrollo económico está supeditado a la disponibilidad de agua (Sanchón, 2011).

El ciclo natural del agua tiene una gran capacidad de purificación. Pero esta misma facilidad de regeneración y su aparente abundancia hace que sea el vertedero habitual de residuos: pesticidas, desechos químicos, metales pesados, residuos radiactivos, etc. La degradación de las aguas viene desde la antigüedad pero ha sido en este siglo cuando se ha extendido este problema a ríos y mares de todo el mundo (Sanchón, 2011).

En el río, si el agua permanece lo suficientemente aireada no habrá problemas en volver a las condiciones ambientales previas al vertido, pero si el aporte de oxígeno no es suficiente, las degradaciones pasan a ser anaerobias, provocando eutrofización y todo tipo de putrefacciones con todos sus daños y patogenicias (Félez, 2009).

5.2.1 ¿Qué son las aguas residuales?

Se considera que el agua está contaminada cuando se ven alteradas sus características químicas, físicas, biológicas o su composición, por lo que pierde su potabilidad para consumo diario o para su utilización en actividades domésticas, industriales o agrícolas (Rodríguez–Monroy & Duran de Bazúa, 2006).

De lo anterior, la OEFA (2014), afirma que las aguas residuales son aquellas aguas cuyas características originales han sido modificadas por actividades humanas y que por su calidad requieren un tratamiento previo, antes de ser reusadas, vertidas a un cuerpo natural de agua o descargadas al sistema de alcantarillado.

Las aguas residuales se definen como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general, de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (Rodríguez–Monroy & Duran de Bazúa, 2006).

Ante esto, cabe resaltar que es práctica común de las ciudades o municipios descargar sus aguas residuales sin tratamiento al cuerpo de agua más cercano y usualmente se dan mínimas consideraciones a las consecuencias ambientales principalmente por la falta de recursos económicos, como también por falta de conocimiento (Salas, 2000).

Generalmente, la contaminación de los cuerpos de agua está relacionada con los vertimientos de origen doméstico. En el caso de los residuos de origen doméstico, la carga contaminante está representada por altos porcentajes de materia orgánica y microorganismos. La determinación de parámetros básicos de contaminación bacteriológica, orgánica y química del agua de consumo y de

vertido, requiere una serie de análisis dirigidos a conocer la calidad de éstas (Pinilla, 2003).

Las aguas residuales, debido a la gran cantidad de sustancias (algunas de ellas tóxicas) y microorganismos que portan, pueden ser causa y vehículo de contaminación, en aquellos lugares donde son evacuadas sin un tratamiento previo (Espigares & Pérez, 1985).

Los problemas causados no son sólo de índole física o estética, sino que trascienden al campo de la sanidad, ya que las comunidades humanas necesitan recurrir a diversos recursos de agua superficiales para su abastecimiento de agua de bebida, y si éstos están contaminados con los productos de desecho humanos o industriales, pueden dar lugar a problemas epidemiológicos graves (Espigares & Pérez, 1985).

En la mayoría de las naciones, los programas de control de la contaminación, se han iniciado restringiendo las descargas, estableciendo limitaciones para determinados compuestos químicos y parámetros, y se han identificado algunos productos químicos tóxicos en las aguas residuales, para los que se han fijado límites de vertido (Espigares & Pérez, 1985).

Los compuestos con acción tóxica tienen características y orígenes diversos, como los siguientes:

- **Compuestos orgánicos de efluentes domésticos e industriales:** representan el problema más antiguo de contaminación del agua. En un principio, se priorizaban los efectos de los residuos domésticos sobre los industriales, debido al potencial de efectos agudos sobre la salud que poseían los residuos humanos, comparados con la creencia de que los residuos industriales producían sólo efectos indirectos. Pero conforme fueron apareciendo nuevos compuestos químicos procedentes de las industrias, se empezó a prestar una mayor atención a los efectos de los residuos industriales sobre la salud y su impacto en el medio ambiente (Espigares & Pérez, 1985). Hay una gran diversidad de compuestos orgánicos presentes en el ambiente acuático causando la polución de éste, y existen numerosas técnicas para detectarlos (Espigares & Pérez, 1985).

Otras sustancias a tener en cuenta son los compuestos organometálicos, ya que su presencia en el medio ambiente, incluso a pequeñas concentraciones, puede afectar a la cadena alimentaria, alcanzando concentraciones muchos mayores en los organismos. Los de mayor interés son los derivados del plomo, cadmio, estaño y mercurio. Hay que hacer también mención especial de las industrias estacionales (azucareras, almazaras, etc.) que provocan contaminaciones agudas en determinadas épocas del año (Espigares & Pérez, 1985).

En los últimos años, se está tomando un interés creciente por los agentes tensoactivos, cuyas espumas engloban multitud de microorganismos, inhiben la oxidación química y biológica y dificultan los procesos de tratamiento (Espigares & Pérez, 1985).

Según Félez (2009), los contaminantes orgánicos: son compuestos cuya estructura química está compuesta fundamentalmente por carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno. Son los contaminantes mayoritarios en vertidos urbanos y vertidos generados en la industria agroalimentaria.

Los compuestos orgánicos que pueden aparecer en las aguas residuales son:

- **Proteínas:** Proceden fundamentalmente de excretas humanas o de desechos de productos alimentarios. Son biodegradables, bastantes inestables y responsables de malos olores (Félez, 2009).
- **Carbohidratos:** se incluye en este grupo azúcares, almidón y fibras celulósicas. Proceden, al igual que las proteínas, de excretas y desperdicios (Félez, 2009).
- **Aceites y grasas:** Son todas aquellas sustancias de naturaleza lipídica, que al ser inmiscibles con el agua, van a permanecer en la superficie dando lugar a la aparición de natas y espumas. Estas natas y espumas entorpecen cualquier tipo de tratamiento físico o químico, por lo que deben eliminarse en los primeros pasos del tratamiento de un agua residual. Son altamente estables, inmiscibles con el agua, proceden de desperdicios alimentarios en su mayoría, a excepción de los aceites minerales que proceden de otras actividades (Félez, 2009).

- **Otros:** se incluyen varios tipos de compuestos como los tensioactivos, fenoles, organoclorados y organofosforados. Su origen es variable y presentan elevada toxicidad (Félez, 2009).
- **Compuestos inorgánicos y minerales:** proceden de industrias mineras y de productos químicos inorgánicos. Entre ellos se pueden citar el amonio, los cianuros, fluoruros, sulfuros, sulfitos y nitritos (Espigares & Pérez, 1985).
También están los metales pesados, que se acumulan en la cadena alimentaria, a través de la captación por el fitoplancton, peces y organismos filtradores, y pueden afectar al hombre (Espigares & Pérez, 1985).
De todos los residuos industriales, el drenaje ácido de las minas alcanza el récord, en cuanto a perjuicios para las fuentes de agua, puesto que aumenta los costos de tratamiento y distribución y origina corrosiones (Espigares & Pérez, 1985).
Según Félez (2009), los contaminantes inorgánicos son de origen mineral y de naturaleza variada, tales como sales, óxidos, ácidos y bases inorgánicas, metales, etc. Aparecen en cualquier tipo de agua residual, aunque son más abundantes en los vertidos generados por la industria. Los componentes inorgánicos de las aguas residuales estarán en función del material contaminante así como de la propia naturaleza de la fuente contaminante.
- **Compuestos procedentes de efluentes agrícolas:** los residuos agrícolas contienen altos niveles de nitratos, fosfatos, amonio y sulfuros, y el drenaje de los silos puede ser tóxico, debido a sus bajos niveles de pH. Pero los compuestos más tóxicos de estos efluentes son los fertilizantes, herbicidas, fungicidas e insecticidas (Espigares & Pérez, 1985).
- **Compuestos que se forman durante el tratamiento del agua, asociados al proceso de cloración:** los trihalometanos, de los cuales uno de los más peligrosos es el cloroformo, por su posible carácter carcinogénico. La formación de trihalometanos se ve acentuada cuando el agua tiene gran contenido en materia orgánica, como consecuencia de los crecimientos explosivos de algas en los meses estivales (Espigares & Pérez, 1985).
- **Contaminantes habituales en las aguas residuales:**

- **Arenas:** son una serie de partículas de tamaño apreciable y que en su mayoría son de naturaleza mineral, aunque pueden llevar adherida materia orgánica. Las arenas enturbian las masas de agua cuando están en movimiento, o bien forman depósitos de lodos si se encuentran en condiciones adecuadas (Félez, 2009).
- **Residuos con requerimiento de oxígeno:** son compuestos tanto orgánicos como inorgánicos que sufren fácilmente y de forma natural procesos de oxidación. Estas oxidaciones van a realizarse bien por vía química o por vía biológica (Félez, 2009).
- **Nitrógeno y fósforo:** tienen un papel fundamental en el deterioro de las masas acuáticas. Su presencia en las aguas residuales es debida a detergentes y fertilizantes, principalmente. El nitrógeno orgánico también es aportado a las aguas residuales a través de las excretas humanas (Félez, 2009).
- **Agentes patógenos:** son capaces de producir o transmitir enfermedades (Félez, 2009).
- **Otros contaminantes específicos:** se incluyen sustancias de naturaleza diversa que provienen de aportes muy concretos, como los metales pesados, fenoles, petróleo, pesticidas, etc (Félez, 2009).

A pesar del éxito conseguido en el control de la contaminación del agua en los países más industrializados, muchos efluentes continúan deteriorando los sistemas acuáticos e interfiriendo en los usos potenciales del agua. Los vertidos de aguas residuales pueden contener desde algunos centenares a varios miles de productos diferentes, muchos de ellos subproductos que ni siquiera han podido ser identificados (Espigares & Pérez, 1985).

5.2.2 Clasificación de las aguas residuales

Desde el momento en que aparecieron las primeras poblaciones estables, la eliminación de los residuos ha constituido un problema primordial para las sociedades humanas, ya que surgió la necesidad de deshacerse tanto de las

excretas como de los restos de alimentación. Durante las últimas décadas de este siglo, el mundo ha venido observando con inquietud, analizando y tratando de resolver una serie de problemas relacionados con la disposición de los residuos líquidos procedentes del uso doméstico, agrícola e industrial (Espigares & Pérez, 1985).

Las aguas residuales se pueden definir como aquellas que por uso del hombre, representan un peligro y deben ser desechadas, porque contienen gran cantidad de sustancias y/o microorganismos (Espigares & Pérez, 1985).

Según Espigares & Pérez (1985), dentro de este concepto se incluyen aguas con diversos orígenes:

- **Aguas residuales domésticas o aguas negras**

Proceden de las heces y orina humanas, del aseo personal y de la cocina y de la limpieza de la casa. Suelen contener gran cantidad de materia orgánica y microorganismos, así como restos de jabones, detergentes, lejía y grasas (Espigares & Pérez, 1985).

Según la OEFA (2014), son aquellas de origen residencial y comercial que contienen desechos fisiológicos, entre otros, provenientes de la actividad humana, y deben ser dispuestas adecuadamente.

En las aguas negras o urbanas, los compuestos químicos que se hallan presentes son muchos. A título ilustrativo, se pueden citar: microorganismos, urea, albumina, proteínas, ácidos acéticos y láctico; bases jabonosas y almidones; aceites: animales, vegetales y minerales; hidrocarburos; gases: sulfhídrico, metano, etcétera; sales: bicarbonatos, sulfatos, fosfatos, nitritos, y nitratos (Muñoz, 2008).

- **Aguas blancas**

Pueden ser de procedencia atmosférica (lluvia, nieve o hielo) o del riego y limpieza de calles, parques y lugares públicos. En aquellos lugares en que las precipitaciones atmosféricas son muy abundantes, éstas pueden de evacuarse por separado para que no saturen los sistemas de depuración (Espigares & Pérez, 1985).

O también llamadas aguas residuales municipales, son aquellas aguas residuales domésticas que pueden estar mezcladas con aguas de drenaje pluvial o con aguas residuales de origen industrial previamente tratadas, para ser admitidas en los sistemas de alcantarillado de tipo combinado (OEFA, 2014).

Las aguas blancas están constituidas fundamentalmente por aguas pluviales, que son las generadoras de las grandes aportaciones intermitentes de caudales. No obstante, con el progresivo avance y desarrollo del urbanismo subterráneo (estacionamientos, centros comerciales y de ocio, vías de comunicación deprimidas y subterráneas, galerías de servicios, etcétera) las aguas de drenaje han ido cobrando una importancia creciente, especialmente por estar muy a menudo afectadas por la contaminación producida por fugas en las redes de alcantarillado (Muñoz, 2008).

Según Muñoz (2008), se integran, por tanto, como componentes de la suciedad de las aguas blancas lo siguiente:

- Elementos de la contaminación atmosférica: depuración húmeda de las lluvias ácidas.
- Restos de la actividad humana y asociada: papeles, colillas, excrementos de animales (aves, gatos, perros, etc.) restos de la recogida y evacuación de basuras, etc.
- Residuos de tráfico: aceites, grasas, hidrocarburos, componentes fenólicos y de plomo, etc.
- Arenas, residuos vegetales, insecticidas, herbicidas, abonos, etc.
- Contaminación aportada por las aguas de drenaje: aguas salobres, fugas de alcantarillado, etc.

Además de estos componentes, la primera oleada pluvial arrastra los depósitos acumulados en las conducciones por lo que a su vertido o llegada a la depuradora está frecuentemente, tanto o más cargada que las aguas negras (Hernández, 2000).

▪ **Aguas residuales industriales**

Proceden de los procesamientos realizados en fábricas y establecimientos industriales y contienen aceites, detergentes, antibióticos, ácidos y grasas y otros productos y subproductos de origen mineral, químico, vegetal o animal. Su

composición es muy variable, dependiendo de las diferentes actividades industriales (Espigares & Pérez, 1985).

Según la OEFA (2014), son aquellas que resultan del desarrollo de un proceso productivo, incluyéndose a las provenientes de la actividad minera, agrícola, energética, agroindustrial, entre otras.

Las aguas residuales industriales son aquellas que proceden de cualquier actividad o negocio en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utilice el agua. Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición, difiriendo las características de los vertidos, no sólo de una industria a otra, sino también dentro de un mismo tipo de industria. Éstas son más contaminadas que las aguas residuales urbanas, además, con una contaminación mucho más difícil de eliminar (Muñoz, 2008).

A veces, las industrias no emiten vertidos de forma continua, sino únicamente en determinadas horas del día o incluso únicamente en determinadas épocas de año, dependiendo del tipo de producción y del proceso industrial. También son habituales las variaciones de caudal y carga a lo largo del día (Muñoz, 2008).

- **Aguas residuales agrícolas**

Procedentes de las labores agrícolas en las zonas rurales. Estas aguas suelen participar, en cuanto a su origen, de las aguas urbanas que se utilizan, en numerosos lugares, para riego agrícola con o sin un tratamiento previo (Espigares & Pérez, 1985).

El hombre ha descubierto productos químicos llamados plaguicidas para controlar o eliminar plagas que causan enfermedades y que interfieren con la producción agrícola; entre los que se encuentran: los *insecticidas* que se usan para combatir a los insectos, los *fungicidas* contra los hongos, los *herbicidas* contra plantas consideradas nocivas, los *rodenticidas* contra los roedores, los *nematocidas* contra los gusanos y los *moluscidas* contra los caracoles. Se calcula que actualmente se usan más de 3,500 plaguicidas orgánicos. Todos ellos pueden contaminar el agua (Muñoz, 2008).

La contaminación del agua por plaguicidas se produce al ser arrastrados por el agua de los campos de cultivo hasta los ríos y mares donde se introducen en las

cadena alimenticias provocando la muerte de varias formas de vida necesarias en el balance de algunos ecosistemas. Estos compuestos químicos provocan la muerte de peces tanto en agua dulce como salada, también se acumulan en los tejidos de algunos peces los que a su vez ponen en peligro la vida de sus consumidores. Los plaguicidas acumulados en el agua ponen en peligro la vida de animales y vegetales acuáticos. En condiciones de laboratorio se ha observado que algunos de ellos son cancerígenos, teratogénicos y mutágenos en ratas, hámsteres y monos (Muñoz, 2008).

En el agua se han encontrado decenas de compuestos químicos utilizados como plaguicidas, de los cuales se conocen bien sus efectos en la salud. Los insecticidas y pesticidas tienen un efecto acumulativo en la naturaleza, conocido como bioacumulación (Muñoz, 2008).

5.2.3 Interacción entre la calidad del agua y los usos del suelo

La concentración de sólidos suspendidos en canales abiertos, como las quebradas, depende de dos procesos. El primero es la erosión natural dentro del canal, causado por el agua y el material que la corriente transporta, que en su recorrido desgastan tanto el lecho como los flancos del canal. El segundo es el drenaje de exceso de agua, que escurre por terrenos aledaños a la corriente, generalmente asociada a eventos de lluvia, o de corrientes afluentes. El contenido de sólidos de una corriente en particular depende del aporte del material particulado realizado por estas aguas (ECOVERSA, 2008).

De los procesos descritos, el mayor contribuyente de sedimentos es el escurrimiento proveniente de los lotes vecinos bajo alguna actividad productiva agrícola y/o pecuaria, debido a que estos usos del suelo no favorecen la retención prolongada de agua ni la integridad del perfil del suelo (ECOVERSA, 2008).

Las entidades nacionales que lideran la investigación en calidad de suelos y modelos hidrológicos, caracterizan la susceptibilidad de un suelo a la erosión mediante un factor de erosionabilidad; este factor está en función del tamaño de las partículas, el porcentaje de materia orgánica, la estructura de las partículas

que conforman suelo y la permeabilidad para agua y aire (se mide en mm recorridos por el fluido cada hora), cabe destacar que, el factor de erosionabilidad es aplicable a un suelo siempre que su contenido de limo y arena fina sea menor al 70% (ECOVERSA, 2008).

Los suelos están sujetos al cambio constantemente, y los principales causales son el clima y la vegetación. En particular, la vegetación actúa sobre un suelo mediante la estructura de raíces y follaje, y su demanda nutricional. En la medida en que el follaje de una especie vegetal particular proteja al suelo del viento o el agua hay un menor riesgo de erosión. Por ejemplo, reduciendo la energía de la lluvia por la intercepción de gotas, e impidiendo que su impacto sobre el suelo ejerza un efecto removedor (ECOVERSA, 2008).

En la región andina, en general, los procesos erosivos son causados por usos del suelo inadecuados, en áreas susceptibles a la erosión, generando fenómenos de desprendimiento, remoción en masa y avalanchas en sectores con fuertes pendientes (ECOVERSA, 2008). Algunos estudios internacionales muestran cómo la vegetación tiene un efecto positivo en la reducción de la erosión, en la siguiente tabla se presentan tres casos documentados con las cifras correspondientes:

Tabla 3. Reportes de disminución de erosión atribuida a vegetación

	NOMBRE DEL SITIO DE ESTUDIO, PAÍS	Ugum, Guam (Khosrowpanah et al., 2008)	Cordillera Serra Grossa, España (Cerdà, 2005)	Albany, Australia Occidental (McKergow et al., 2003)
DESCRIPCIÓN DEL ESTADO	Condición inicial	Pastizales y vegetación arbustiva (sabana)	Seis meses después de un incendio	Ronda sin vegetación
	Condición Intermedia	...	Doce meses después de un incendio	...
	Condición Final	Sitios en pendiente sin vegetación	Dos años después de un incendio	Ronda con vegetación de 4 años
PRODUCCIÓN DE SEDIMENTO	Condición inicial (Ton/Ha-año)	70	7008	0,1
	Condición Intermedia (Ton/Ha-año)	...	2628	...
	Condición Final (Ton/Ha-año)	547	876	0,01

Fuente: ECOVERSA, 2008.

De lo anterior, se puede inferir que la vegetación en las rondas de las corrientes tiene efectos positivos sobre la calidad del agua gracias a una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos. Los tres tipos principales de efectos documentados son: estabilizar la morfología del canal de la corriente; ayudar a proteger la corriente de fuentes de contaminación aguas arriba mediante filtración y sedimentación de sedimentos, nutrientes y químicos; y pueden desplazar las actividades productoras de sedimentos y nutrientes lejos de las corrientes. Cabe destacar que estas franjas ribereñas están asociadas a una reducción de 40 a 80% de sólidos suspendidos en las corrientes (McKergow *et al.*, 2003).

Los impactos pueden notarse a diferentes niveles como la calidad físico-química del agua, la estabilidad del cauce y los organismos acuáticos que viven allí. Todos estos parámetros se relacionan entre sí, y en la medida que se afectan por el uso del suelo, pueden ser empleados para determinar los efectos que esta última causa sobre el recurso hídrico (Chará 2002).

Por ejemplo, la falta de cobertura vegetal nativa y el libre acceso de los animales a los cursos de agua corriente, generan mayores sedimentos (sólidos disueltos en el agua) y sobre con el aporte de excretas incrementan en gran medida los coliformes fecales, afectando la calidad del recurso hídrico (Chará, 2002).

Respaldando lo anterior, en un estudio desarrollado en Albany, Australia, se midió una diferencia en producción de sedimentos (Véase Tabla 3) para un período de cuatro años que redundó en una diferencia de sólidos suspendidos promedio de 147 a 9,9 mg/L. La reducción de sedimento promedio observada en los estudios de caso es de 62% anual (ECOVERSA, 2008).

La ganadería por su parte puede afectar el suelo de la localidad donde tiene lugar de dos maneras. Primero, los pastos sin manejo tienden a empobrecerse y exponer el suelo, dejándolo a merced de los efectos del agua y el viento. Segundo, el pisoteo del ganado, especialmente si no se da al suelo temporadas de descanso, puede cambiar su estructura edáfica haciéndolo más compacto (LEAD y FAO, 2006).

Los suelos compactados pierden capacidad de retención de agua pues se reduce el tamaño y la cantidad de intersticios donde tiene lugar la circulación y almacenamiento de agua y aire. Esta condición es relevante en áreas donde la temporada seca es marcada y con eventos de escasez de agua, ya que el agua almacenada en el suelo adquiere más valor. En Estados Unidos, la ganadería está asociada a un aumento en la erosión del terreno del 55% (LEAD y FAO, 2006).

5.2.3.1 Impacto de actividades productivas sobre corrientes de la región del Guavio, Colombia (ECOVERSA, 2008).

En una evaluación comparativa desarrollada en doce microcuencas del departamento del Quindío, se midieron parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos en donde las microcuencas tienen en común que están afectadas por la ganadería y en ellas predominan tres coberturas vegetales relacionadas con usos del suelo particulares: bosques y vegetación sucesional avanzada, cafetales sin sombrero y pastizales ganaderos de rotación intensiva con mínima arborización (ECOVERSA, 2008). Los resultados se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos en dos microcuencas con diferente cobertura.

PARÁMETRO	MICROCUENCA CON VEGETACIÓN DE BOSQUE	MICROCUENCA CON VEGETACIÓN DE PASTOS
pH	6,16 (± 0,49)	6,25 (± 0,41)
Alcalinidad (mg/L)	43,1 (± 27,12)	64,5 (± 38,97)
Turbiedad (NTU)	5,1 (± 2,73)	40,2 (±66,23)
Conductividad (ws/cm)	124 (±70,25)	126 (±76,23)
OD (mg/L)	5,22 (± 2,07)	5,41 (± 2,26)
DBO ₅ (mg/L)	5,2 (± 0,63)	11,5 (±18,38)
N-NH ₃ (mg/L)	0,15 (± 0,29)	0,09 (± 0,2)
P-PO ₄ (mg/L)	0,1 (± 0,0)	0,26 (± 0,26)
ST (mg/L)	146 (± 53,76)	200 (± 131,66)
SDT (mg/L)	126 (± 45,63)	133 (± 56,58)
SST (mg/L)	20,5 (± 16,42)	60,2 (± 108,1)
Coliformes totales (NMP/100 mL)	3030 (± 3530)	56733 (± 16254)

Coliformes fecales (NMP/100 mL)	3030 (\pm 3530)	55805 (\pm 162797)
Caudal	5,91 (\pm 4,93)	11,2 (\pm 9,75)

Fuente: Chará, 2002.

De lo anterior, se puede observar que hay diferencias significativas en la cantidad de sólidos suspendidos totales entre la microcuenca con bosques y la microcuenca con pasturas, evidenciando menor cantidad de este indicador, en la microcuenca con presencia de bosques. Si bien los sólidos suspendidos totales (SST) no ofrecen un diagnóstico detallado de calidad, tienen la virtud de ser un indicador de fácil y económica medición para un diagnóstico general. Además es la medida más directa del impacto que tiene la erosión del suelo sobre una corriente (ECOVERSA, 2008). De igual forma, es notable la diferencia entre la cantidad de coliformes totales y fecales encontradas entre una microcuenca y otro, obteniendo la menor cantidad en donde hay presencia de cobertura boscosa, denotando ser aguas menos contaminadas y por ende presentando mejor calidad.

5.3 Alternativas ambientales para minimizar el impacto sobre la calidad del agua

5.3.1 Recuperación de la ronda hídrica

Los arroyos y ríos corresponden a uno de los tipos de ecosistemas más afectados por las actividades humanas (Master *et al.*, 1997; Naiman & Turner, 2000; Allan, 2004). Los ciclos de los nutrientes (Meyer *et al.*, 1999), la composición de especies (Ward, 1998; Jansson *et al.*, 2000), la estructura trófica (Wootton *et al.*, 1996) y la aptitud de miles de kilómetros de arroyos y ríos en el mundo han sido muy alterados respecto de su estado natural. Las principales causas de estas alteraciones son la regulación del caudal, la introducción de especies exóticas y el cambio en el uso de la tierra aledaña, que han determinado la desaparición de la heterogeneidad ambiental natural en los paisajes ribereños. Esto ha resultado en impactos graves en la biodiversidad y en los procesos ecológicos de los ríos (Ward, 1998; Townsend *et al.*, 2003; Allan, 2004).

Los ríos, lagos y cuerpos de agua en general, cumplen funciones esenciales para la preservación de los ecosistemas y las relaciones territoriales (Naiman *et al.*, 1993; Allan 2004), teniendo una dependencia estrecha y recíproca con la vegetación ribereña (Guevara *et al.*, 2008). Se reconoce esta última como sistema vegetal cercano a cursos y cuerpos de agua, siendo una transición entre hábitats terrestres y acuáticos en sus diferentes estratos verticales, incluidas las herbáceas. Weisberg *et al.*, (2013), dan cuenta del papel ecológico significativo que cumple esta vegetación en la conservación de los servicios ecosistémicos asociados a las riberas.

En general, estas zonas permiten al paisaje que los alberga procesar mayor cantidad de materia orgánica y capturar más nitrógeno, mejorar la cantidad y calidad del agua, facilitar el procesamiento de contaminantes y regular la temperatura y luz que ingresa a los sistemas acuáticos de mejor manera que aquellos sin este tipo de vegetación, reduciendo las probabilidades de afectar negativamente los ecosistemas río abajo (Scarsbrook *et al.*, 2001; Sirombra y Mesa, 2010). Además, los sistemas ribereños pueden categorizarse dentro de los más diversos, dinámicos y complejos hábitats presentes en la Tierra (Sweeney *et al.*, 2004), frecuentemente fértiles y productivos, debido principalmente a su ubicación cercana a los cursos y cuerpos de agua, donde los depósitos aluviales proporcionan un suelo rico en nutrientes y materia orgánica (Granados *et al.*, 2006).

5.3.1.1 Definición de ronda hídrica

El retiro ribereño, también denominado corredor ribereño o ripario, comprende la zona transicional entre un río, quebrada o corriente de agua (ecosistema acuático) y el ecosistema terrestre adyacente. Esta franja es caracterizada por un nivel freático alto y es altamente influenciada por las fluctuaciones en los niveles de agua. En esta zona la vegetación existente cumple diversas funciones ambientales y sociales. Entre estas funciones están la regulación hídrica y microclimática, el mejoramiento de la calidad del agua, la estabilización de las bancas y los lechos de los canales, la conservación del suelo, la protección de la biodiversidad, y la

oferta de productos secundarios del bosque para la comunidad (Colwell y Hix, 2008; Connecticut River Joint Commissions, 2000; Durst y Ferguson, 2000; Malanson, 1993; Ureña & Ollero, 2000; Wenger, 1999). Sin embargo, el cumplimiento de estos servicios depende tanto del ancho de la franja del retiro como de la cobertura vegetal asociada a estas áreas (Posada & Arroyave, 2015).

Estas rondas hídricas, o áreas de transición entre el medio netamente acuático y el terrestre (Bentrup y Kellerman, 2004; Jarro, 2004), son zonas de gran importancia ambiental, por sus funciones de captación y remoción de sedimentos de la escorrentía, estabilización de taludes, captación y remoción de contaminantes, almacenamiento de aguas de inundación, regulación de la temperatura del agua, provisión de hábitat para organismos terrestres, recreación y educación (Wender, 1999).

Como zonas de transición o interface cumplen la función de filtro y actúan como sistemas depuradores al evitar la erosión de las riberas, amortiguar el ingreso de contaminantes y regular la temperatura y la entrada de luz, lo que repercute en la estructura y la dinámica de los diferentes niveles tróficos (Newbold *et al.*, 1980; Osborne & Kovacic, 1993; Dudgeon, 1994; Pettit *et al.*, 2001). Existen múltiples interacciones entre los ecosistemas dulceacuícolas y los ecosistemas terrestres adyacentes, es evidente también que las alteraciones efectuadas en otras partes de la cuenca-vertiente pueden producir alteraciones importantes en el equilibrio natural de los ecosistemas riparios (Prat & Ward, 1994).

Respecto a esto, diversas actividades humanas amenazan la integridad de la zona ribereña. El avance de la frontera agrícola, la introducción de ganado que ramonea la vegetación hasta el límite del cauce y compacta el suelo por pisoteo, los asentamientos humanos y la extracción de agua, son algunas de las actividades que afectan la funcionalidad de estos ecosistemas creando, a su vez, ambientes propicios para el establecimiento de vegetación exótica (Richardson *et al.*, 2007).

Ante esto, cabe destacar que las consecuencias de la introducción de especies exóticas en las riberas pueden variar, desde provocar un ligero cambio en la composición de especies hasta la extinción de plantas nativas, generando esto último, una profunda modificación del ecosistema natural (Parker & Reichard,

1997). Los sistemas ribereños son propensos a la invasión por especies exóticas debido a que poseen una elevada relación área-borde, lo que provee de múltiples puntos de entrada para propágulos de especies exóticas (Ede & Hunt, 2009).

Dada la interrelación entre la corriente de agua y la ronda hídrica, la alteración de alguna de las dos puede afectar los procesos comunes a ellas (Jarro, 2004; Departament of Biological and Agricultural Engineering, 2007), por lo cual el cambio de la vegetación nativa en estos corredores influye en la calidad y cantidad del recurso hídrico. A manera de ejemplo, en el área rural del departamento de Boyacá, es común encontrar que la cobertura natural de las riberas ha sido cambiada con el fin de aprovechar la madera de bosques de ripario y ampliar las áreas para cultivo y pastoreo, usos del suelo que son los principales responsables de la degradación de las rondas (Corpoboyacá e Hidrogeología y Geotecnia Ambiental, 2004). Esta situación pone en evidencia la necesidad de adelantar estudios con el fin de identificar áreas en estado crítico de afectación, y tomar medidas correctivas que mitiguen los impactos ambientales negativos (Daza & Sanabria, 2008).

5.3.1.2 Contexto político

En Colombia, de acuerdo con el artículo 3 del Decreto 1449 de 1977 (República de Colombia, 1977), son consideradas *áreas forestales protectoras* los 100 m alrededor de los nacimientos de fuentes de agua y una franja de al menos 30 m a partir de la cota máxima de inundación de los cauces de los ríos, quebradas y arroyos, sean permanentes o no y alrededor de los lagos o depósitos de agua. Estas áreas forestales protectoras, de acuerdo con el artículo 204 del Decreto 2811 de 1974 el cual dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente (República de Colombia, 1974), deben ser conservadas permanentemente con bosques naturales o plantados para la protección de los recursos naturales renovables. Sin embargo, si existen estudios técnicos que evalúen las condiciones hidrológicas, geomorfológicas y ecológicas particulares de una cuenca, es posible definir diferentes dimensiones para este

retiro, las cuales pueden ser adoptadas por las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) como áreas de protección (Posada & Arroyave, 2015).

A pesar de que la normatividad colombiana considera las rondas hídricas como bienes inalienables e imprescindibles del Estado (Presidencia de la República de Colombia, 1974) y como áreas de conservación y preservación del recurso hídrico (Presidencia de la República de Colombia, 1998), en el país, no se les ha dado la importancia que demandan (Daza & Sanabria, 2008).

En el caso: “quebrada Piquisiqui”, que nace de la desembocadura o desagüe de la Laguna Negra ubicada dentro del Santuario de Flora y Fauna Galeras, administrado por Parques Nacionales Naturales de Colombia. Solo el área de la quebrada que se encuentra bajo la jurisdicción de Parques Nacionales es exclusivamente de protección y conservación, y por lo tanto está prohibido el desarrollo de cualquier actividad de carácter antrópico que genere un desequilibrio o impacto negativo sobre los ecosistemas protegidos (CORPONARIÑO, 2012).

Ante esto, cabe resaltar que los suelos que limitan con el Santuario de Flora y Fauna Galeras y que no están dentro del área protegida, son dedicados al cultivo de pastos para el pastoreo y cría de ganado, así como para la producción agrícola de subsistencia (CORPONARIÑO, 2012).

En cuanto al nivel de intervención, la cobertura predominante del suelo son los pastos y los cultivos agrícolas. De manera dispersa en los potreros se observan especies arbóreas como pino, eucalipto y acacia. Y solo se observan especies arbustivas en los márgenes de las corrientes superficiales aunque en proporciones menores debido a la ampliación de la frontera agrícola y ganadera que ha invadido la ronda hídrica de la quebrada Piquisiqui. De igual forma, las especies arbustivas y pastos o potreros abandonados que no tienen uso pecuario, solo se presentan en las zonas de altas pendientes del cauce principal de la quebrada (CORPONARIÑO, 2012).

5.3.1.3 Alternativas para la recuperación de la ronda hídrica

Frente a esta situación, han surgido planteamientos acerca de la imperiosa necesidad de emprender procesos de conservación de los ecosistemas y especies

y desde la década de los años 80's toma fuerza la idea de la necesidad no solo de la conservación, sino también de la reparación o remediación de los daños causados a los ecosistemas por las actividades humanas (Vargas, 2008). La restauración ecológica surge como una actividad humana necesaria para contrarrestar de alguna manera los efectos negativos que se han ido acumulando a través del tiempo y que al final amenazan la existencia misma del ser humano en el planeta. La restauración ecológica se considera entonces necesaria cuando los procesos de regeneración natural de los ecosistemas degradados son insuficientes o demasiado lentos para la recuperación de los mismos, es decir, cuando ocurren en el transcurso de varias décadas (Brown & Lugo, 1994).

La restauración ecológica es una disciplina de origen reciente, que se enfoca hacia la rehabilitación biótica y abiótica de los sistemas naturales, con la idea de restituir su estructura y procesos funcionales (Meli, 2003). Distintos autores han dado definiciones al respecto, sin embargo, parece muy adecuada aquella que define la restauración ecológica como “el esfuerzo práctico por recuperar de forma asistida las dinámicas naturales tendientes a restablecer algunas trayectorias posibles de los ecosistemas históricos o nativos de una región” (Vargas, 2006).

Si bien la composición, estructura y función de los ecosistemas naturales no siempre son recuperadas mediante los procesos de restauración, los objetivos que tenga cada proyecto pueden encausar el restablecimiento de algún atributo específico de los ecosistemas (Camargo, 2007).

El entendimiento de los fenómenos espaciales y temporales que ocurren en los ecosistemas y son clave para la restauración, implican el desarrollo de investigaciones básicas sobre diferentes aspectos del estado de las áreas que se van a restaurar, principalmente en el conocimiento de las barreras que impiden que las sucesiones naturales se puedan desarrollar, para lo cual es básico la comprensión del régimen de disturbios tanto naturales como antrópicos que actúan en las diferentes escalas. La restauración en ambientes altoandinos no es una tarea fácil, debido a la cantidad de barreras que hay que superar para garantizar que las dinámicas naturales se desarrollen. Algunos fenómenos no previstos inicialmente van apareciendo a diferentes escalas espaciales y

temporales; como por ejemplo, el efecto de la herbivoría, las heladas con diferentes periodicidades y magnitudes y actividades humanas como las quemas y la utilización de animales de pastoreo, y un más recientemente, el cambio climático (Vargas, 2006).

Cada vez más se incluyen y tienen más en cuenta en los proyectos de restauración ecológica las dimensiones social, económica y ética. El apoyo y participación de los grupos sociales es cada vez más importante para el éxito de las acciones de restauración ecológica, así como la oportuna divulgación que se haga de los mismos (van Diggelen *et al.*, 2001).

En el ámbito económico, es importante tener en cuenta que los procesos de restauración son comúnmente muy costosos, sin embargo, la pregunta acerca de cómo la sociedad va a afrontar los costos económicos de la restauración ha recibido poca atención (Holl & Howarth, 2000).

Finalmente, pero igual de importante a las otras dimensiones, está el componente ético, donde se pueden llegar a generar cuestionamientos que incluyen no solamente el cómo de la práctica, sino cuestiones más amplias sobre la naturaleza y autenticidad de los ecosistemas restaurados, sobre el rol apropiado de los humanos en el manejo de las especies y de la naturaleza en general, y sobre la relación entre las culturas y la naturaleza de las cuales ellas hacen parte (Jordan III *et al.*, 1987).

Esta realidad justifica la necesidad de adelantar acciones de restauración ecológica en los diferentes ecosistemas del país, con base en información científica pertinente y la participación institucional y comunitaria (Herrera, 2011). Tal caso, puede ser la ronda hídrica de la zona media de la quebrada Piquisiqui.

5.3.1.4 Definiciones en torno al concepto de restauración ecológica

En la literatura de habla inglesa especializada encontramos tres términos comúnmente utilizados para referirse a actividades relacionadas con la recuperación de ecosistemas: restauración, rehabilitación y reclamación (o reemplazo) (Vargas, 2008). Si bien buena parte de las definiciones incorporan la idea de revertir o redirigir el desarrollo de un ecosistema a una condición más

favorable a través de una activa intervención humana (Harris & van Diggelen, 2006), el significado de estos términos no es exactamente el mismo.

- **Restauración**

En el diccionario de la Real Academia Española (RAE, 2005), se define la palabra restaurar como recuperar, recobrar, reparar, renovar o volver a poner algo en el estado o estimación que antes tenía. Restaurar implica, entonces, retornar algo a un estado o posición anterior, es decir, la vuelta a un estado original. Esta idea ha permeado históricamente la definición de la restauración ecológica e influenciado la práctica de la misma (Vargas, 2008). La restauración ecológica se define como el “retorno de un sitio degradado a la condición ecológica exacta que exhibía antes del disturbio” (Munshower, 1994), haciendo especial énfasis en los atributos funcionales y estructurales del ecosistema (Guariguata, 2000). Por su parte, Bradshaw (1997), la define como “el proceso de inducción y asistencia a los componentes bióticos y abióticos de un ambiente para devolverlos a su estado no deteriorado u original en el que se encontraban”. Desde esta perspectiva, el objetivo de la restauración ecológica es concebido como la creación de un ecosistema con la misma composición de especies y características funcionales del sistema que existía previamente (Urbanska *et al.*, 1997).

Buena parte de las definiciones hacen referencia a actividades tales como asistencia (Guariguata, 2000; SER, 2004), aceleración (Brown & Lugo, 1994) o direccionamiento (Luken, 1990) de la recuperación o desarrollo del sistema ecológico en cuestión. En general, dependiendo del grado de intervención que se realice sobre el sistema, la restauración ecológica puede ser de dos tipos, restauración pasiva y restauración activa (Vargas, 2008). En la restauración pasiva la intervención consiste en retirar o eliminar los factores tensionantes o los disturbios que causan la degradación del sistema, de tal forma que éste se regenera por sí solo (SER, 2004). Por su parte, en la restauración activa es necesario ayudar o asistir al ecosistema para garantizar que se puedan desarrollar procesos de recuperación en sus diferentes fases y superar con celeridad las barreras que impiden la regeneración natural.

Toda definición de restauración ecológica implica *per se* una actividad de intervención humana en el sistema ecológico. La definición de la restauración ecológica como una actividad humana tiene implicaciones para el alcance mismo de dicha actividad, al mismo tiempo que plantea cuestionamientos acerca de la finalidad última de la restauración y de los criterios que guían al proceso. El establecimiento explícito de la restauración como actividad humana no es entonces una trivialidad, pues implica la definición de un sujeto (ser humano) que realiza una actividad (la restauración) sobre un objeto externo al sujeto y al cuál este no parece pertenecer (la naturaleza). La restauración, tal y como ha sido definida, implica entonces una concepción del mundo según la cual el hombre modifica la naturaleza y tiene la capacidad de manipularla para que esta logre un estado deseado. Así como el hombre se atribuyó el derecho de destruir la naturaleza al separarse de ella, ahora tiene el deber de recuperarla y retornar a ella si quiere sobrevivir (Vargas, 2008).

- **Rehabilitación**

Varios autores han usado la palabra rehabilitación como sinónimo de restauración, aunque originalmente existen diferencias entre los dos procedimientos. La rehabilitación no implica retornar a un estado original (SER, 2004).

La rehabilitación se puede entender entonces como cualquier acto de mejoramiento del ecosistema desde un estado degradado (Lake, 2001; Bradshaw, 2002), que permita la recuperación de la estructura y funciones básicas del ecosistema, particularmente la productividad (Walker & del Moral, 2003). Es posible también que se recupere la función ecosistémica sin recuperar completamente su estructura, caso en el cual estamos hablando de una rehabilitación de la función ecosistémica, muchas veces incluso con un reemplazamiento de especies (Samper, 2000). Por lo tanto, un ecosistema rehabilitado no es igual al original ni a uno restaurado, sino un ecosistema que ha recuperado algunas funciones (Vargas, 2008).

- **Reclamación o reemplazo**

Reclamación es un término utilizado en la literatura anglosajona (reclamation) y hace referencia al retorno a un estado de utilidad del ecosistema, sin tener como referente el estado original o predisturbio (SER, 2004). La reclamación busca entonces generar un ecosistema funcional, cuya composición y estructura no intentan reflejar las del ecosistema predisturbio (Ehrenfeld, 2000). Implica generalmente acciones para estabilizar un paisaje e incrementar la utilidad o valor económico de un sitio, permitiendo el establecimiento de algún tipo de vegetación (Walker & del Moral, 2003).

La reclamación a menudo se realiza en sitios donde actividades de tipo industrial o de minería han causado una degradación severa y/o un alto grado de contaminación (SER, 2004). Se realizan entonces acciones tendientes a la construcción de topografía, suelo y condiciones para facilitar el establecimiento de plantas después del disturbio, permitiendo a la tierra degradada funcionar adecuadamente en el ecosistema del cual era y es parte (Munshower, 1994). El resultado es entonces que la tierra es adecuada para un nuevo uso, por ejemplo, pasturas o campos para recreación (Vargas, 2008).

5.3.1.5 Contexto Regional

El conflicto por uso del suelo es claramente demostrado en todos y cada uno de los estudios de diagnóstico y planificación territorial regional, como el Plan de Desarrollo Departamental “Nariño Mejor” (2012-2015), el Plan de Acción Institucional de CORPONARIÑO (2012-2015), el Plan de Gestión Ambiental Regional (2002-2012), el Plan de Acción en Biodiversidad (2006- 2030), el Plan General de Ordenamiento Forestal (2008), el Plan Decenal de Educación Ambiental (2010- 2019), los Planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas, los Planes de manejo de áreas protegidas, los Planes de ordenamiento territorial, los Planes de desarrollo municipal, y los Planes de vida de los pueblos indígenas y afros, entre otros. Dichos documentos concuerdan además, en presentar soluciones alternativas y pertinentes al contexto regional y

local que buscan en general contribuir a la recuperación de las condiciones de estabilidad ecosistémica de aquellos ecosistemas considerados estratégicos para sus territorios (CORPONARIÑO, 2013).

Los marcos políticos de los lineamientos ambientales regionales y locales coinciden con las estrategias del Gobierno Nacional consignadas en su Plan Nacional de Desarrollo “Prosperidad para todos 2011-2014”, y particularmente con las Políticas Nacionales en Gestión integral del Recurso hídrico PNGIRH (2010), de Biodiversidad PNB (1996) y de Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE). Así mismo, muchas de las propuestas regionales se enmarcan en el Plan Nacional de Restauración de Ecosistemas (2010), plan que define las acciones de restauración ecológica que se consideran cruciales para alcanzar resultados positivos en materia de conservación de la biodiversidad, del recurso hídrico, de la mitigación y adaptación al cambio climático, y de la lucha contra la desertificación (CORPONARIÑO, 2013).

Considerando la gran importancia que reviste la Subregión Centro y sus respectivas cuencas para el departamento de Nariño y para la Nación, CORPONARIÑO dando cumplimiento a los Decretos 1729 del 2002 y 1604 de 2002, formuló los Planes de Ordenación y Manejo de las Cuencas Hidrográficas de los Ríos Guátara y Juanambú, así como también el Plan de manejo integral Humedal Ramsar – Laguna de la Cocha, este último en cumplimiento del Decreto 698 de 2002. Dichos planes de ordenación y manejo ambiental resaltan entre los aspectos más relevantes la alta fragilidad del recurso hídrico y las consecuencias negativas que han venido padeciendo los sectores económicos y sociales de la región. En este sentido, y de manera concertada las poblaciones circunscritas consideran prioritario iniciar acciones tendientes a la recuperación y conservación de aquellos ecosistemas estratégicos que garanticen el abastecimiento de este recurso natural esencial para la vida, y que en cuyas poblaciones se incluyen los habitantes de la Capital del Departamento, Pasto (CORPONARIÑO, 2013).

Por lo anterior que las autoridades municipales, la Gobernación de Nariño y CORPONARIÑO, a través de sus planes de ordenamiento territorial, y de sus planes desarrollo y de acción, plantean objetivos específicos relacionados con el

uso y manejo adecuado y sostenible del recurso hídrico, acordes todos ellos con las políticas nacionales (CORPONARIÑO, 2013).

En este sentido, la restauración ecológica es reconocida como la mejor estrategia para darle solución a la creciente degradación de áreas de gran importancia ambiental, tal como se establece en la versión preliminar del Plan Nacional de Restauración de Ecosistemas – PNRE (2010): *la restauración ecológica es la herramienta más adecuada para lograr “restablecer el estado, función y/o utilidad de las áreas degradadas por diferentes disturbios antrópicos o naturales”*. A partir de la cual, El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible priorizó más de 25 millones de hectáreas para restauración ecológica, teniendo en cuenta los principales disturbios asociados a los motores de pérdida y transformación de ecosistemas, meta que desde el Plan Nacional de Desarrollo se apuesta para el periodo 2011-2014 la recuperación y conservación de los bienes y servicios ecosistémicos de 90 mil hectáreas en todo el territorio Colombiano (CORPONARIÑO, 2013).

5.3.1.6 Aspectos relevantes para la ejecución de programas de restauración ecológica

Un primer problema de carácter práctico está relacionado con la capacidad de definir el estado original (Vidra, 2003). La definición clásica de la restauración ecológica asume que es posible establecer el estado predisturbio o estado original del ecosistema. Sin embargo, para la mayoría de los casos esta es una tarea difícil o hasta imposible, pues no existen estudios previos sobre la estructura de las comunidades que allí se presentaban o sobre los flujos y procesos al nivel ecosistémico. En buena parte de los casos se cuenta solo con un listado taxonómico aproximado de algunos grupos o con información del área de distribución de algún porcentaje de las especies que allí se presentaban (Vargas, 2008).

La aproximación adoptada comúnmente para salvar este inconveniente es complementar la información que se tiene del sitio antes del disturbio con una caracterización de las áreas adyacentes a la zona disturbada, con el fin de reconstruir una imagen aproximada del tipo de ecosistema que se encontraba en

el sitio. Las condiciones de referencia se obtienen a partir de estudios completos sobre la estructura histórica del ecosistema, los procesos y relaciones ecológicas (Alcote *et al.*, 2000).

Los objetivos de la restauración deberían enfocarse entonces en las características deseadas para el sistema en el futuro, más que en la relación de lo que éste era en el pasado (Hobbs & Harris, 2001). Existen sin embargo, varias propuestas alternativas y no excluyentes entre sí acerca del objetivo final de la restauración, algunas de las cuales se plantean a continuación.

Pfadenhauer (2001), plantea que la restauración ecológica debería estar enfocada en el desarrollo de procesos en el ecosistema (metas funcionales), que a su vez puedan ayudar a la consecución de estados finales deseados, más que la persecución de dichos estados *per se* (metas estructurales). Por su parte, Clewell (2000), plantea que la restauración debe pretender la autenticidad natural de los ecosistemas restaurados, más no su autenticidad histórica.

La autenticidad natural se refiere a que el ecosistema restaurado sea resultado de un desarrollo basado en procesos naturales. La dinámica sucesional de los ecosistemas constituye un proceso autogénico natural, propio de cualquier sistema ecológico (SER, 2004).

El objetivo principal de la restauración debe ser el iniciar o acelerar dicha dinámica, por lo que es posible entonces que los ecosistemas restaurados posean autenticidad natural. Es decir que a partir de cierto punto, en el cual el proceso de autoregeneración se acelera, el trabajo del restaurador termina (SER, 2004).

El éxito de los proyectos de restauración requiere de su divulgación entre toda la comunidad relacionada con ellos y especialmente entre las comunidades locales (van Diggelen *et al.*, 2001), pero sobre todo de la participación activa de las comunidades desde el momento mismo del planteamiento de los objetivos del proyecto (Hobbs & Harris, 2001). De las múltiples alternativas de restauración establecidas a partir de las características ecológicas del ecosistema a restaurar, aquella que se escoja se define con base en la discusión de las expectativas y objetivos de los grupos interesados en la restauración (Hobbs & Harris, 2001; Pfadenhauer, 2001).

Como toda actividad humana, la restauración ecológica está inmersa en un contexto económico y por ende, para que esta sea una actividad exitosa a gran escala, es necesario el desarrollo de herramientas, desde la economía, que permitan definir la viabilidad de los proyectos de restauración (Holl & Howarth, 2000; Hobbs, 2003).

De manera general, un proyecto de restauración puede declararse exitoso cuando ha cumplido con los objetivos que se propuso. En la medida en que se pueden plantear objetivos de corto y largo plazo, el éxito puede verse como un continuo que va desde los tratamientos iniciales planteados para la superación de las barreras a la restauración, hasta la recuperación de la dinámica y los atributos funcionales del ecosistema, así como de su capacidad de resistencia, resiliencia y estabilidad, de modo que sea capaz de automantenerse y autorenovarse (SER, 2004; Reay & Norton, 1999).

Un ecosistema se puede considerar restaurado cuando contiene suficientes recursos bióticos y abióticos para continuar su desarrollo sin posterior asistencia o subsidio, sosteniéndose a sí mismo tanto estructural como funcionalmente (SER, 2004).

La evaluación del éxito de la restauración se realiza usando tres estrategias diferentes (SER, 2004). La primera es la comparación directa, en la que algunos parámetros son determinados tanto en el ecosistema de referencia como en el restaurado. El problema de esta aproximación es la definición de que tan parecidos han de ser los valores de los parámetros para que se considere al ecosistema como restaurado. La segunda estrategia es el análisis de atributos, que consiste en la determinación de parámetros que permitan establecer si los criterios han sido alcanzados. La tercera estrategia es el análisis de trayectorias, en la cual se determina el comportamiento de diferentes parámetros en el tiempo para el ecosistema en restauración, con el fin de determinar si muestran una tendencia que conduzca a la consecución de los criterios establecidos.

5.3.2 Sistemas de tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es necesario para la prevención de la contaminación ambiental y del agua, al igual que para la protección de la salud pública (Reynolds, 2002).

De acuerdo al Banco Mundial, más de 300 millones de habitantes de ciudades en Latinoamérica producen 225,000 toneladas de residuos sólidos cada día. Sin embargo, menos del 5% de las aguas de alcantarillado de las ciudades reciben tratamiento (Reynolds, 2002).

Con la ausencia de tratamiento, las aguas negras son por lo general vertidas en aguas superficiales, creando un riesgo obvio para la salud humana, la ecología y los animales. En Latinoamérica, muchas corrientes son receptoras de descargas directas de residuos domésticos e industriales, por lo cual la región presenta intenso interés en la preservación y protección del medio ambiente, sin mencionar una preocupación por la salud humana (Reynolds, 2002).

Para 1995, se estimó que el porcentaje de latinoamericanos que contaban con instalaciones para el desecho de aguas residuales incluía 69% de la población total (80% urbana; 40% rural). Aunque, como promedio, 80% de la población urbana de Latinoamérica tiene acceso a servicios de recolección de aguas de alcantarillado, existe una gran variación entre los países (Reynolds, 2002).

La mayor parte de las aguas negras no han recibido tratamiento, aun las grandes ciudades como la Ciudad de México y São Paulo se encuentran a menudo altamente contaminadas y carecen de infraestructura de saneamiento para tratar los residuos peligrosos (Reynolds, 2002).

En Latinoamérica, existe una división marcada entre las poblaciones de escasos recursos y las de altos ingresos, con respecto al acceso a los servicios de saneamiento. Aproximadamente 18% de la población de escasos recursos cuenta con agua de tubería en sus casas, comparado con 80% de la población de altos ingresos. Las personas de escasos recursos se encuentran más susceptibles a las enfermedades y potencialmente están menos conscientes de cómo mantener las

condiciones salubres, lo cual lleva a una mayor propagación de enfermedades en la población general (Reynolds, 2002).

Como promedio, solamente 10% de las aguas de alcantarillado recolectadas en Latinoamérica son sujetas a cualquier tipo de tratamiento. Además, continúan las dudas acerca del modo apropiado de operar las plantas de tratamiento existentes (Reynolds, 2002).

Es necesario hacer una evaluación del nivel óptimo de tratamiento requerido, al igual que una evaluación práctica de cuáles métodos de tratamiento están dentro del presupuesto. En aquellas áreas donde no es factible construir plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales, podrían emplearse muchas otras opciones naturales de tratamiento (Reynolds, 2002).

El manejo efectivo de aguas residuales debe dar como resultado un efluente ya sea reciclado o reusable, o uno que pueda ser descargado de manera segura en el medio ambiente (Reynolds, 2002).

La meta del tratamiento de aguas residuales nunca ha sido producir un producto estéril, sin especies microbianas, sino reducir el nivel de microorganismos dañinos a niveles más seguros de exposición, donde el agua es comúnmente reciclada para el riego o usos industriales. Al escoger la tecnología apropiada de tratamiento, deben considerarse cierto número de factores, incluyendo la cantidad y composición de la corriente de residuos, los estándares del efluente, opciones indicadas de uso y desecho, opciones de pretratamiento industrial; y, factibilidad de funcionamiento (es decir, inquietudes económicas y técnicas) (Reynolds, 2002). En general, las aguas residuales consisten de dos componentes, un efluente líquido y un constituyente sólido, conocido como lodo. Típicamente existen dos formas generales de tratar las aguas residuales (Reynolds, 2002).

Una de ellas consiste en dejar que las aguas residuales se asienten en el fondo de los estanques, permitiendo que el material sólido se deposite en el fondo. Después se trata la corriente superior de residuos con sustancias químicas para reducir el número de contaminantes dañinos presentes (Reynolds, 2002).

El segundo método más común consiste en utilizar la población bacteriana para degradar la materia orgánica. Este método, conocido como tratamiento de lodos

activados, requiere el abastecimiento de oxígeno a los microbios de las aguas residuales para realizar su metabolismo (Reynolds, 2002).

Según Reynolds (2002), los pasos básicos para el tratamiento de aguas residuales incluyen:

1. **Pretratamiento:** remoción física de objetos grandes.
2. **Deposición primaria:** sedimentación por gravedad de las partículas sólidas y contaminantes adheridos.
3. **Tratamiento secundario:** digestión biológica usando lodos activados o filtros de goteo que fomentan el crecimiento de microorganismos.
4. **Tratamiento terciario:** tratamiento químico (por ejemplo, precipitación, desinfección). También puede utilizarse para realizar los pasos del tratamiento primario.

Las tecnologías de precipitación (coagulación y floculación) por lo general involucran sistemas de alimentación química sofisticados que a menudo se encuentran fuera del alcance tecnológico de los operadores de plantas de tratamiento de agua en las áreas más remotas (Reynolds, 2002).

Mientras tanto, la filtración lenta con arena es utilizada más a menudo como una aplicación de agua potable, pero puede (bajo condiciones propicias) ser también utilizada para el control de aguas residuales, jugando un papel doble como un sistema de tratamiento biológicamente activo antes de alimentar las corrientes naturales de agua. Aun así, éstas también requieren un funcionamiento y mantenimiento cuidadoso (Reynolds, 2002).

Las alternativas para las operaciones de tratamiento de aguas residuales hechas por el hombre involucran cierto número de tratamientos naturales. Los sistemas de desecho en sitio (tanques sépticos o pozos negros) ofrecen una opción viable para deshacerse de los residuos, al ser debidamente manejados (Reynolds, 2002).

Además, el uso de lagunas de estabilización, sistemas de tratamiento de terrenos y sistemas acuáticos para el desecho de residuos son adecuados, nuevamente, al ser manejados apropiadamente. Las lagunas de estabilización son una alternativa de bajo costo para el tratamiento de corrientes de residuos, pero requieren vastas extensiones de terreno (Reynolds, 2002).

Las aguas de alcantarillado también pueden ser aplicadas al terreno y utilizadas como una fuente de agua para los cultivos agrícolas. Los sistemas de tratamiento acuático incluyen estanques o ciénagas con plantas que tienen la capacidad de tomar los contaminantes dañinos que se encuentran en las aguas negras. Estos sistemas pueden ser ciénagas naturales o hechas por el hombre (Reynolds, 2002).

5.3.2.1 Sistema de tratamiento convencional (Depuración)

Según Muñoz (2008), puede definirse como esencial los siguientes objetivos justificativos de cualquier acción relativa a la depuración de las aguas:

- Prevenir y reducir al máximo la contaminación y sus molestias.
- Mantener un balance ecológico satisfactorio y asegurar la protección de la biósfera.
- Prever el desarrollo urbano, teniendo en cuenta las necesidades de calidad.
- Asegurar una atención especial a los aspectos ambientales en la planificación del suelo y de las ciudades.

Según Muñoz (2008), desde el punto de vista de los rendimientos alcanzables en los procesos de depuración, éstos se clasifican en:

- Depuración primaria o física.
- Depuración secundaria, normalmente por procesos biológicos.
- Depuración terciaria.

5.3.2.2 Sistemas de tratamiento no convencionales

Las pequeñas aglomeraciones urbanas, por su propia localización geográfica y grado de desarrollo, presentan una problemática específica, que dificulta la provisión de los servicios de saneamiento y depuración (CENTA, 2006).

En esta problemática destacan:

- Los efluentes depurados deben cumplir normativas de vertido estrictas.
- El hecho de no poder aprovechar las ventajas que supone la economía de escala, como consecuencia de su pequeño tamaño, lo que conduce a que los costes de implantación y de mantenimiento y explotación por habitante sean

elevados. Además, en poblaciones dispersas los costes de saneamiento se incrementan notablemente. · La escasa capacidad técnica y económica para el mantenimiento y explotación de estaciones de tratamiento de aguas residuales (CENTA, 2006).

Según el CENTA (2006), a la hora de seleccionar soluciones para el tratamiento de las aguas residuales generadas en los pequeños núcleos de población, debe darse prioridad a aquellas tecnologías que:

- Presenten un gasto energético mínimo.
- Requieran un mantenimiento y explotación muy simples.
- Garanticen un funcionamiento eficaz y estable frente a las grandes oscilaciones de caudal y carga en el influente a tratar.
- Simplifiquen la gestión de los lodos generados en los procesos de depuración.

Las tecnologías de depuración de aguas residuales urbanas que reúnen estas características se conocen bajo el nombre genérico de "Tecnologías no Convencionales" (TNC). Este tipo de tecnologías requiere actuaciones de bajo impacto ambiental, logrando la reducción de la carga contaminante con costes de operación inferiores a los de los tratamientos convencionales y con unas necesidades de mantenimiento sin grandes dificultades técnicas, lo que permite su explotación por personal no especializado (CENTA, 2006).

Los procesos que intervienen en las Tecnologías no Convencionales incluyen a muchos de los que se aplican en los tratamientos convencionales (sedimentación, filtración, adsorción, precipitación química, intercambio iónico, degradación biológica, etc.), junto a procesos propios de los tratamientos naturales (fotosíntesis, fotooxidación, asimilación por parte de las plantas, etc.), pero a diferencia de las tecnologías convencionales, en las que los procesos transcurren de forma secuencial en tanques y reactores, y a velocidades aceleradas (gracias al aporte de energía), en las Tecnologías no Convencionales se opera a velocidad

"natural" (sin aporte de energía), desarrollándose los procesos en un único "reactor-sistema" (CENTA, 2006).

En resumen, los procesos en que se basan las Tecnologías Convencionales y no Convencionales son similares, la diferencia estriba en:

- En las tecnologías convencionales los procesos transcurren de forma secuencial en tanques y reactores, y a velocidades aceleradas gracias al aporte de energía (CENTA, 2006).
- En las tecnologías no convencionales se opera a velocidad "natural", (sin aporte de energía), desarrollándose los procesos en un único "reactor-sistema". El ahorro en energía se compensa con una mayor necesidad de superficie. Dado que los requisitos que se les exigen constituyen el carácter diferenciador de las Tecnologías no Convencionales, se hace preciso profundizar en los mismos (CENTA, 2006).

Las tecnologías no convencionales se caracterizan por recurrir a métodos naturales para la oxigenación de las aguas residuales a tratar, con lo que los costes asociados a esta operación son nulos o muy reducidos. Entre estos métodos naturales de oxigenación destacan: la fotosíntesis (Lagunajes), la difusión de oxígeno por las raíces de plantas emergentes (Humedales Artificiales) y la alternancia de ciclos encharcado-secado (Filtros Verdes, Humedales Artificiales y Filtros de Turba). Dado que la velocidad de aporte de oxígeno por métodos naturales es muy baja en comparación a cuando se recurre al empleo de medios electromecánicos, la ventaja que suponen las Tecnologías no Convencionales en lo referente al consumo energético, se ve contrarrestada por la mayor superficie que precisan para su implantación (CENTA, 2006).

Desde el punto de vista de la superficie necesaria para su implantación, puede decirse que las Tecnologías Convencionales son soluciones intensivas, mientras que las no Convencionales son extensivas, y este carácter extensivo es el que condiciona que el campo de aplicación de las Tecnologías no Convencionales sean las pequeñas aglomeraciones urbanas (CENTA, 2006).

6. METODOLOGÍA

6.1 Análisis de la calidad biológica del recurso hídrico de la quebrada Piquisiqui

Para realizar este análisis se tomó información de estudios preliminares realizados por CORPONARIÑO (2012) y el equipo técnico de VIII semestre de ingeniería agroforestal de la Universidad de Nariño (2015) y se complementó con recorridos de campo para dar continuidad a la información. A continuación, se explica a mayor profundidad cada aspecto desarrollado:

Calidad biológica del agua: Método BMWP

Para determinar calidad de agua en la zona de estudio se empleó el método BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) usando los macroinvertebrados como bioindicadores.

Toma de muestras: Se seleccionaron puntos de muestreo para la determinación de calidad de agua por parámetros biológicos que permitieron determinar la calidad de la misma a nivel ecosistémico.

Captura para macroinvertebrados: La captura de macroinvertebrados acuáticos, se realizó en los sitios de muestro previamente fijados, empleando la red de Surber, una vez obtenidas la muestras se llevaron a los laboratorios de la universidad de Nariño, donde se realizó la respectiva identificación de los organismos recolectados.

Identificación de macroinvertebrados: las muestras fueron depositadas en recipientes que fueron etiquetados para su transporte, después de haber separado correctamente los organismos, se realizó la identificación de cada grupo de insectos en el laboratorio de entomología de la Universidad de Nariño. Con ayuda del estereoscopio, se identificaron a nivel de familia con base en las claves taxonómicas propuestas por Zamora (1999).

Índice BMWP: El método requirió llegar sólo a nivel de familias (presencia/ ausencia), obteniéndose puntajes que van de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia

de los diferentes grupos a la contaminación orgánica. La suma de los puntajes de todas las familias generó el puntaje total de BMWP.

Índice ASPT: El puntaje promedio por taxón ASTP (Average Score per Taxon), se obtuvo mediante la división del puntaje total BMWP por el número de taxa, obteniéndose valores que van de 0 a 10 (Zamora, 1999).

De igual forma, se realizó una revisión documental principalmente del PORH de la microcuenca Miraflores, sobre resultados de análisis de parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua efectuados en la quebrada Piquisiqui, para determinar su calidad de una forma más completa.

6.2. Identificación de focos de contaminación puntual en la quebrada Piquisiqui.

Para identificar los focos de contaminación se realizó un recorrido por el cauce principal de la quebrada con el fin de identificar los lugares en donde se presentan descargas puntuales de contaminación, estos sitios fueron georreferenciados y posteriormente clasificados por tipo de agua residual (agua residual doméstica, agropecuaria, industrial, etc.).

6.3. Identificación de alternativas ambientales que minimicen el impacto sobre la calidad del recurso hídrico de la quebrada Piquisiqui.

Con el fin de tener una visión acerca las posibles alternativas ambientales para minimizar el impacto en la calidad del agua de la zona media de la quebrada Piquisiqui, este trabajo se desarrolló y fundamentó en una revisión documental descriptiva con enfoque cualitativo planteado por Sampieri *et al*, (2010), lo que permitió identificar dos alternativas ambientales para la problemática encontrada.

Para el desarrollo de este trabajo se llevaron a cabo las siguientes fases:

Fase de recopilación: en esta fase se da el proceso de recopilación de información secundaria para poder obtener la información frente al tema planteado para esta monografía, de esta manera se obtuvo información secundaria como

son artículos científicos, libros e investigaciones relacionadas con la temática planteada.

Fase de análisis: Una vez realizado la recopilación de la información se procedió a la selección para el facilitar el análisis de los diferentes documentos y artículos obtenidos en la fase de recopilación, una vez ordenada se procedió a la lectura minuciosa de estos para poder sacar la información más sobresaliente y así propiciar la elaboración del documento con un mayor número de herramientas para su desarrollo.

6.3.1 Criterios de selección de las alternativas ambientales

Para la selección de las alternativas para minimizar el impacto sobre la calidad del agua, se procedió a verificar los programas ambientales formulados para solucionar ciertas problemáticas en la región, y que posiblemente tienen disponibilidad de recursos económicos para su ejecución en el departamento de Nariño y que principalmente, son aplicables para la realidad de la zona de estudio. Siendo la vinculación de las alternativas a estos programas, el criterio fundamental de selección, pues garantiza su viabilidad y posible ejecución.

Para ello, se enfatizó en la revisión de documentos como el PORH de la microcuenca Miraflores (2012) y el proyecto “Restauración ecológica y conservación de áreas estratégicas en zonas de recarga hídrica en la subregión centro, departamento de Nariño” (2013), ambos de la Corporación autónoma regional de Nariño (CORPONARIÑO), autoridad ambiental que podría facilitar la vinculación y ejecución en un futuro de las alternativas ambientales propuestas para la zona.

En este aspecto, cabe destacar que se realizó una consulta a expertos en la problemática encontrada, los cuales enfatizaron en la necesidad de plantear diseños experimentales que permitirían en un futuro, conocer la eficiencia de la aplicación de las alternativas identificadas y los pasos necesarios para su ejecución.

6.4. Diseño metodológico

Para dar cumplimiento a los objetivos propuestos se realizó una serie de actividades que se desarrollaron en tres (3) etapas con la obtención de tres (3) productos. El diseño metodológico para este trabajo, se describe mediante el siguiente diagrama de flujo (véase Figura 3)

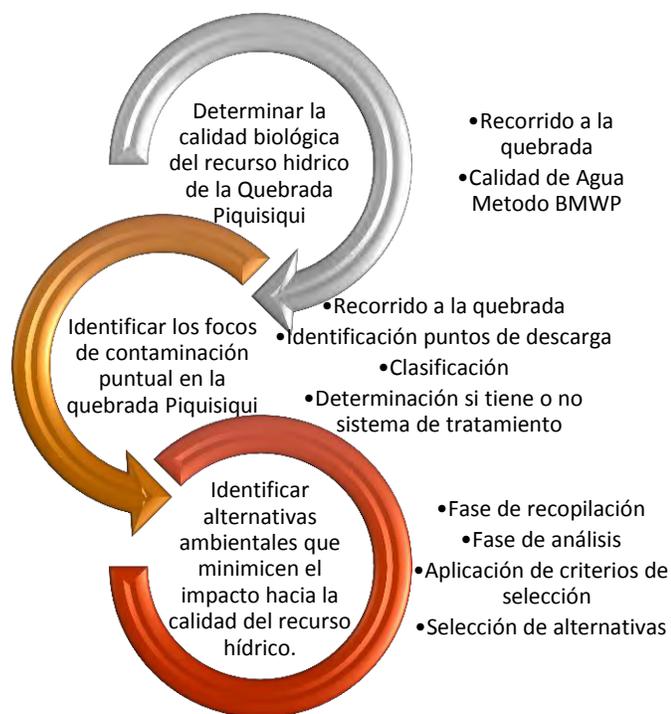


Figura 3. Metodología

Identificar alternativas ambientales para minimizar el impacto sobre la calidad del agua de la zona media de la quebrada Piquisiquí, microcuenca Miraflores

7. RESULTADOS

7.1. Análisis de la calidad biológica del agua de la quebrada Piquisiqui

Para realizar este análisis se tuvo en cuenta muestreos de macroinvertebrados realizados por el equipo técnico de VIII semestre de ingeniería agroforestal (2015), en la parte alta, media y baja de la quebrada Piquisiqui de forma mecánica, para la cual fue necesario la revisión de los organismos adheridos a rocas, troncos y vegetación presentes en los lechos de las fuentes hídricas. Posteriormente, se separaron los diferentes organismos con la ayuda de pinceles finos y se los depositó para su preservación en frascos con alcohol al 70%.

Finalmente, se realizó la identificación en el laboratorio de entomología de la Universidad de Nariño. A continuación, se presentan en forma de tablas los resultados encontrados en la zona alta, media y baja de la quebrada Piquisiqui:

Tabla 5. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en la parte alta.

Orden	Familia	Puntaje
Tricoptera	Hydrobiosidae	9
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	9
Diptera	Simuliidae	8
Trichoptera	Leptoceridae	8
Hemíptera	Vellidae	8
Hemíptera	Pleidae.	8
Ephemeroptera	Baetidae	7
Anhipoda	Hyaellidae	7
Tricladida	Planariidae	7
Coleóptera	Elmidae	6
Basommatophora	Thiaridae.	5
Díptera	Stratiomyidae	4
Basommatophora	Lymnaeidae	4
Total puntaje		90

Fuente: este estudio.

Tabla 6. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en la parte media.

Orden	Familia	Puntaje
Díptera	Simuliidae	8
Anhipoda	Hyaellidae	7
Diptera	Tipulidae	3

Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	3
Díptera	Ceratopogonidae	3
Díptera	Muscidae	2
Díptera	Chironomidae	2
Total puntaje		28

Fuente: este estudio.

Tabla 7. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en la parte baja.

Orden	Familia	Puntaje
Diptera	Simuliidae	8
Trichoptera	Leptoceridae	8
Anhipoda	Hyaellidae	7
Ephemeroptera	Baetidae	7
Tricladida	Planariidae	7
Díptera	Empididae	4
Díptera	Ceratopogonidae	3
Díptera	Tipulidae	3
Díptera	Muscidae	2
Díptera	Chironomidae	2
Total puntaje		51

Fuente: este estudio.

Tabla 8. Resultados calidad biológica del agua en los puntos de muestreo quebrada Piquisiqui.

Punto de Muestreo	BWMP/Col	ASTP	Clase	Calidad	Clave Color
Parte alta	90	6,9	II	Aceptable	
Parte media	28	4	IV	Critica	
Parte baja	51	5,1	III	Dudosa	

Fuente: este estudio.

En la tabla anterior se presentan los valores de bioindicación encontrados mediante el método BMWP/Col (véase Figura 4), según estos valores y la clave de color se infiere que en la zona alta los resultados obtenidos indican que a nivel general, las aguas de la quebrada se pueden clasificar como aguas de calidad aceptable, con un puntaje de 90. En el muestreo de esta zona se encontraron especies pertenecientes a las siguientes familias: Baetidae, Leptoceridae, Hydrobiosidae, Elmidae, que son poco tolerantes a aguas contaminadas y muy

sensibles a los cambios (Instituto Mi Río & Universidad de Antioquia, 1997). Cabe resaltar que el 45,3% de este sector pertenece al SFFG, área que se encuentra en conservación, pero en el 54,6% restante se evidencia actividades agropecuarias que pueden incidir en la calidad del agua de la quebrada Piquisiqui.

La calidad de agua de la zona media de la quebrada, mediante el método BMWP/Col, arroja un puntaje de 28, indicando que son aguas muy contaminadas (Figura 4). En las muestras colectadas en este sector se encontraron especies de la clase Annelida, familia Tubificidae, que no tienen puntuación en el método BMWP, pero corresponden a organismos que resisten amplias variaciones ambientales, por ello tienen alta capacidad de adaptación y se encuentran en medios contaminados por materia orgánica (Instituto Mi Río & Universidad de Antioquia, 1997), situación que se relaciona con los asentamientos cercanos al afluente de las veredas Cubijan Alto, Cubija Bajo, Marqueza Alta y El Páramo, quienes vierten sus aguas residuales directamente a la quebrada.

En la parte baja el método BMWP generó un puntaje de 51, por lo cual se infiere que la calidad de agua es dudosa (moderadamente contaminada), evidenciándose así que en el trascurso del cauce, está quebrada presenta una recuperación de la calidad, mostrando así buena capacidad de autodepuración, esto puede estar relacionado con el aumento de los procesos de aireación de la quebrada. Cabe resaltar que en las muestras colectadas se identificaron especies de la familia Tipulidae y Chironomidae, que según Roldan (1996), se encuentran en aguas con presencia de materia orgánica en descomposición, indicadores de aguas mesoeutróficas.

Al comparar estos resultados con un estudio realizado por CORPONARIÑO (2012), sobre la calidad del agua, de la microcuenca Miraflores en donde se tomaron puntos de muestreo a lo largo del cauce y se evaluaron parámetros fisicoquímicos para determinar la calidad del recurso hídrico. Tres (3) puntos de muestreo correspondieron a la parte alta, media y baja de la quebrada Piquisiqui, en donde los resultados obtenidos empleando el método ICA, se relacionan

fuertemente y confirman los conseguidos en este estudio, estos se describen a continuación:

- **Punto de muestreo N° 1:** ubicado en el nacimiento de la quebrada Piquisiqui, (Laguna Negra). Se determinó una puntuación de 72, que no indican una alteración o grado de contaminación de la corriente superficial, aspecto que se puede confirmar con la presencia de organismos acuáticos pluricelulares y un buen desempeño de los ecosistemas y ciclos biológicos en el área protegida, perteneciente al SSFG.
- **Punto de muestreo N° 2:** ubicado antes de la vereda Cubijan Bajo. Se determinó una puntuación de 61, que indica que la calidad de agua es regular, debido a que en los suelos adyacentes, al igual que la ronda hídrica de la quebrada Piquisiqui, están seriamente intervenidos por la expansión de la frontera agrícola y ganadera, favoreciendo la presencia de animales en las orillas y sobre el cauce principal de la corriente, así como el riesgo de alteración de la calidad del agua por escurrimientos superficiales de suelos agrícolas, en este punto pudo verse alterada por un evento ocasional originado, posiblemente, por la presencia de estiércol de ganado en las orillas y cauce de la quebrada Piquisiqui.
- **Punto de muestreo N° 3:** ubicado antes Bocatoma Empopasto. Según el método del ICA, la calidad del agua vuelve a ser buena, con una puntuación de 71.4, lo que indica un óptimo proceso de asimilación y autodepuración de la corriente superficial alcanzado principalmente por los pocos vertimientos puntuales continuos, que no alcanzan a alterar de manera considerable la calidad del agua (CORPONARIÑO, 2012).



Fuente: este estudio

Figura 4. Desechos en el cauce de la quebrada Piquisiqui (Zona media).

7.1.1. Determinación de la calidad del agua con algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos

A continuación, se muestran algunos valores obtenidos a través de una evaluación de parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua de la quebrada Piquisiqui en julio del año 2011, esto con muestras recolectadas en tres partes. La primera corresponde al nacimiento de la quebrada (zona alta), la segunda en la vereda Marqueza alta (zona media) y la tercera en la vereda Cubijan bajo (zona bajo) (Véase Tabla 9).

Tabla 9. Parámetros fisicoquímicos y biológicos en tres puntos de muestreo en la quebrada Piquisiqui (Julio - 2011).

Parámetros	Unidades	Nacimiento quebrada Piquisiqui	Quebrada Piquisiqui - Marqueza Alta	Quebrada Piquisiqui - Cubijan Bajo
Conductividad	µs/cm	35,6	50,1	56,9
Sólidos Totales	mg/L	56	75	78
Sólidos disueltos	mg/L	53	55,5	67,5
Sólidos suspendidos	mg/L	<LD-9,00	19,75	10,5
Sólidos suspendidos volátiles	mg/L	1,5	7	5
Acidez	mg CaCO ₃ /L	2,16	1,8	1,8

Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /L	8,74	13,3	17,51
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /L	6,4	7	7,4
DQO	mg O ₂ /L	<LD-19,00	24,1	<LD-19,00
Coliformes totales	UFC/100mL	81	3600	2900
Escherichia coli	UFC/100mL	3	100	600

<LD: por debajo del límite de detección

Fuente: CORPONARIÑO, 2012.

A partir de este estudio se concluyó que en la mayoría de parámetros la calidad de la corriente superficial se ve alterada de manera creciente a medida que se incrementan los vertimientos, presentando los valores bajos en la parte alta por la ausencia de descargas puntuales, en cambio en la zona media de la quebrada se evidencia mayor alteración, al igual que la zona baja. A continuación, se profundiza en algunos de estos parámetros.



Figura 5. Comportamiento de la conductividad del agua en tres puntos de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).

Teniendo en cuenta que este parámetro indica el contenido de sales disueltas o de minerales en el agua (mineralización). La figura anterior, permite evidenciar un incremento en 14,5 µs/cm, entre el nacimiento y la zona media de la quebrada, de igual forma se observa que hay un incremento final en 21,3 µs/cm entre la zona alta (nacimiento) y la zona baja (Cubijan bajo), lo que permite identificar que la corriente superficial está siendo afectada por vertimientos puntuales de origen antrópico o por actividades domésticas, los cuales modifican los valores naturales de este parámetro. Según la resolución 2115 del 2007 el valor máximo aceptable

puede ser hasta 1000 microsiemens/cm, por lo cual el agua de la quebrada se encuentra en los parámetros normales.

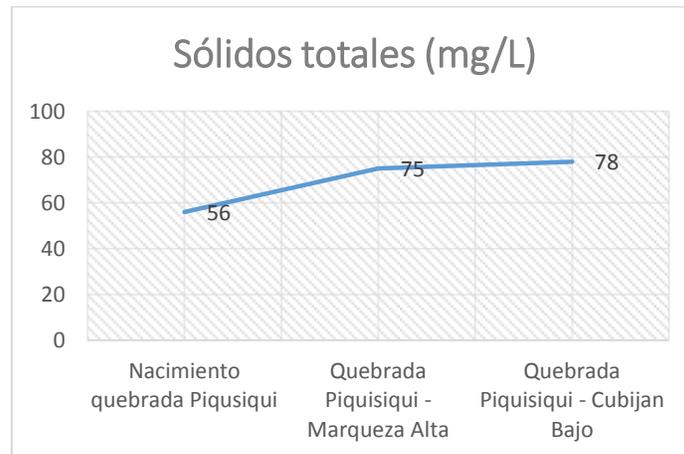


Figura 6. Sólidos totales presentes en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).

Este parámetro indica la presencia de materiales en suspensión (arcilla, limo, materia orgánica e inorgánica). El incremento en 22mg/L desde el nacimiento hasta las zona baja de la quebrada puede corresponder en su mayoría al arrastre por escurrimientos y de contacto con la vegetación, de esto se infiere que si se reduce la vegetación del bosque ripario, con el tiempo se incrementará los materiales en suspensión en el agua, se dará lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias y con ello se afectará la calidad y la disponibilidad de la misma.

De lo anterior, la literatura respalda esta afirmación al encontrarse que entre las funciones del bosque ripario el mejoramiento de la calidad del agua, la estabilización de las bancas y los lechos de los canales y la conservación del suelo (Colwell y Hix, 2008; Connecticut River Joint Commissions, 2000; Durst y Ferguson, 2000; Malanson, 1993; Ureña & Ollero, 2000; Wenger, 1999). Sin embargo, el cumplimiento de estos servicios depende tanto del ancho de la franja como de la cobertura vegetal asociada a estas áreas (Posada & Arroyave, 2015).



Figura 7. Sólidos disueltos presentes en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).

Este indicador determina la calidad de sales y sólidos disueltos en la muestra de agua. Es decir, comprenden las sales inorgánicas (principalmente de calcio, magnesio, potasio y sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos) y pequeñas cantidades de materia orgánica que están disueltas en el agua. En la quebrada Piquisiqui se evidencia un aumento en este indicador en 14,5mg/L desde el nacimiento hasta la zona baja. Esto se debe posiblemente a que las aguas de la quebrada son receptoras de la escorrentía agrícola, la lixiviación de la contaminación del suelo y las descargas de aguas residuales.

De igual forma, se espera que este y muchos indicadores incrementen su valor y haya mayor afectación en época de sequía, pues la carencia de caudal reduce la capacidad para asimilar o depurar las cargas contaminantes vertidas al cauce.

En cuanto a la demanda química de oxígeno (DQO) definida como la cantidad de oxígeno consumido por los cuerpos reductores presentes en el agua sin la intervención de los organismos vivos. La zona alta presenta valores inferiores a 19 mg O₂/L, razones por las cuales se puede determinar que en estas zonas las aguas están poco contaminadas con residuos orgánicos. Caso contrario sucede en la zona media, pues en este lugar se presenta un valor de 24,1 mg O₂/L, lo cual indica que las aguas están contaminadas con materia orgánica, esto posiblemente a causa de la actividad agrícola, pecuaria y a los residuos domésticos de los hogares que están próximos al cauce.

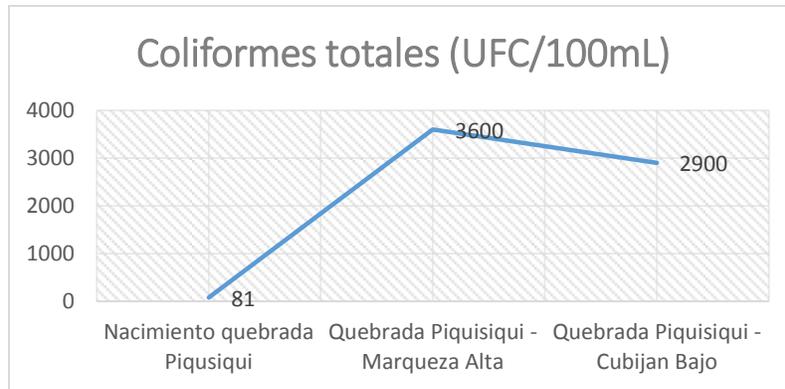


Figura 8. Coliformes totales presentes en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011).

En cuanto a los Coliformes totales se evidencia un crecimiento abrupto en el número de unidades formadoras de colonias entre el nacimiento de la quebrada, en el cual su posible contaminación se deba a la presencia de heces fecales de animales de sangre caliente que habitan naturalmente el lugar y a Coliformes de vida libre presentes en plantas y en el suelo. De igual forma, hay que destacar que en la zona media se observa un aumento en 3519 UFC/100mL en comparación con la zona alta, esto debido a la presencia de ganadería cerca al cauce lo que contamina el agua de la quebrada. Cabe destacar que la resolución 2115 de 2007 no admite la presencia de Coliformes en un análisis de agua para consumo humano, por lo cual el recurso hídrico de la quebrada no es apto para este fin.

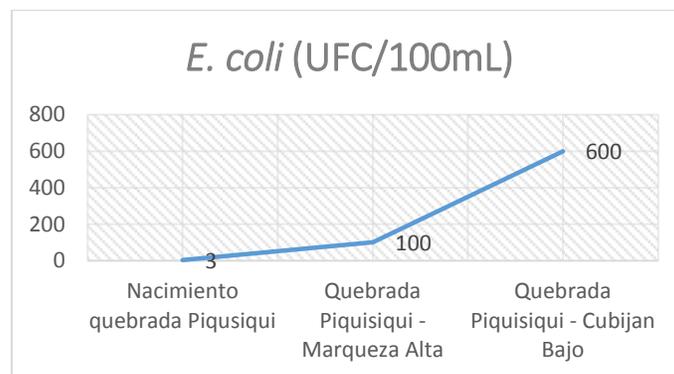


Figura 9. *E. coli* presente en el agua de la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores (Julio-2011)

Ante este indicador las unidades formadoras de colonias de *E. coli* muestran un elevado crecimiento desde el nacimiento hasta la zona baja de la quebrada,

permitiendo deducir que la quebrada Piquisiqui cuenta con presencia alta de heces fecales de animales y humanos sobre la superficie del agua, relacionados con las actividades ganaderas cerca del cauce y a los vertimientos de aguas residuales, lo que la convierte en un agua contaminada y no apta para consumo humano.

7.2 Identificación de los focos de contaminación puntual en la quebrada Piquisiqui.

A partir de los recorridos en campo y de la revisión literaria, se realizó una clasificación de las aguas residuales que se vertían a la quebrada, obteniendo que de los doce (12) focos de contaminación puntual, el 91,6% se cataloga bajo vertimientos de agua residual doméstica y el 8,33% como aguas residuales agrícolas (Véase Figura 13). Estos lugares fueron georreferenciados (véase Tabla 10) y registrados fotográficamente, este material se muestra a continuación:

Tabla 10. Focos de contaminación puntual encontrados en la quebrada Piquisiqui

Código	Tipo de vertimiento	Latitud	Longitud	Elevación (m.s.n.m.)
1	Aguas residuales domésticas	1° 08' 35"N	77° 19' 39"W	3.093
2	Aguas residuales domésticas	1° 08' 45"N	77° 20' 01"W	3.118
3	Aguas residuales domésticas	1° 08' 44"N	77° 20' 05"W	3.137
4	Aguas residuales domésticas	1° 08' 54"N	77° 20' 08"W	3.158
5	Aguas residuales domésticas	1° 08' 56"N	77° 20' 09"W	3.162
6	Aguas residuales domésticas	1° 9' 34,631" N	77° 20' 28,243" W	3.195
7	Aguas residuales domésticas y residuos sólidos	1° 9' 35,739" N	77° 20' 29,798" W	3.202
8	Aguas residuales domésticas y residuos sólidos	1° 9' 37,803" N	77° 20' 32,440" W	3.206
9	Aguas residuales agrícolas	1° 9' 39,069" N	77° 20' 32,627" W	3.214
10	Aguas residuales domésticas	1° 9' 43,049" N	77° 20' 32,277" W	3.217
11	Aguas residuales domésticas	1° 9' 58,343" N	77° 20' 25,145" W	3.258

12	Aguas residuales domésticas	1° 10' 7,128" N	77° 20' 24,777" W	3.292
----	-----------------------------	-----------------	-------------------	-------

Fuente: este estudio.



Fuente: este estudio.

Figura 10. Foco de contaminación No. 12 de la quebrada Piquisiqui (zona alta).

En la figura 10 se muestra el foco de contaminación número 12 en donde se presenta contaminación por estiércol, este punto se ubica en la parte más alta de la quebrada, a una altura de 3292 m.s.n.m.



Fuente: este estudio.

Figura 11. Contaminación por estiércol en el foco No. 9, quebrada Piquisiqui (zona media), microcuenca Miraflores.

En las figura 11 se muestra registro del foco No.9, en el cual hay notoria pérdida de la cobertura vegetal y en el cual se evidencia presencia de lodos y estiércol de ganado bovino, de igual forma, este sitio no presenta protección ante eventos antrópicos, por lo cual, las personas transitan por el agua con sus animales sin restricción alguna.



Fuente: este estudio.

Figura 12. Foco de contaminación No. 3, sistema de vertimiento de aguas residuales en la quebrada Piquisiqui (zona baja)

En la figura 12 se observa el sistema de canalización y vertimiento de las aguas residuales domesticas de una vivienda, que más adelante se depositan directamente en la quebrada Piquisiqui, sin un tratamiento adecuado.

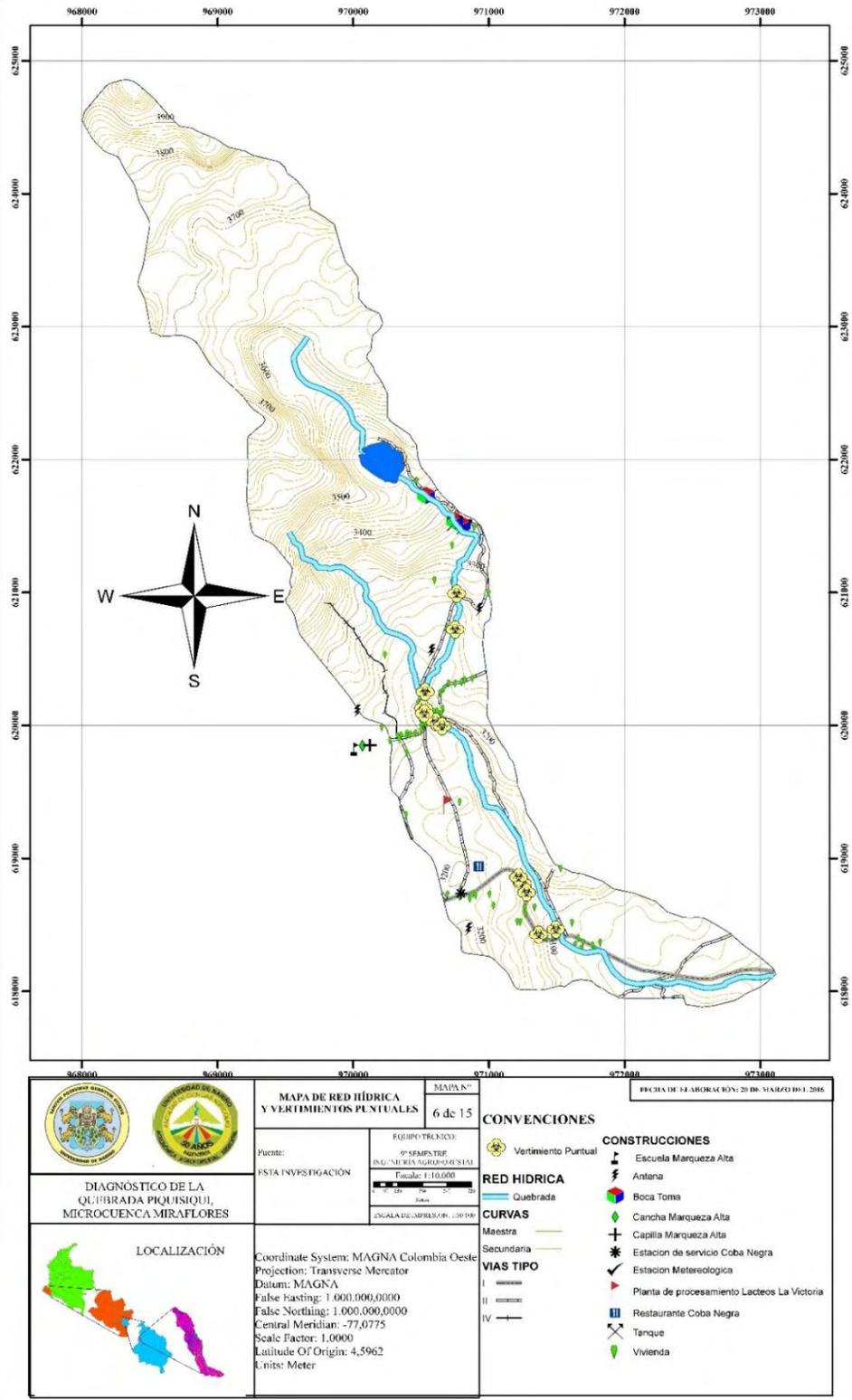


Figura 13. Mapa de ubicación de vertimientos puntuales en la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores

7.3. Identificación de alternativas ambientales que minimicen el impacto hacia la calidad del recurso hídrico de la zona media de la quebrada Piquisiquí.

Una vez identificada la calidad del recurso hídrico se establecieron dos causas principales de la disminución de la calidad de la quebrada Piquisiquí: la primera es la competencia de los sistemas productivos con el proceso sucesional de la ronda hídrica; y la descarga directa de las aguas residuales domésticas.

Ante estas causas, se identificaron dos alternativas ambientales para minimizar el impacto sobre la calidad del agua de la zona media de la quebrada Piquisiquí, esas dos alternativas correspondieron a la formulación de un programa de restauración ecológica para la ronda hídrica de la quebrada y la definición de criterios de selección para establecer un sistema de tratamiento de aguas residuales; alternativas que cumplieron con capacidad de vinculación y de posibilidad de ejecución frente a los programas ambientales vigentes en la zona de estudio (véase anexo 1), las alternativas identificadas se describen a continuación:

7.3.1 Recuperación de la ronda hídrica de la quebrada Piquisiquí

Con base en la revisión literaria y conociendo el impacto que generan las actividades productivas sobre la calidad del agua, se estableció que la forma más viable para la recuperación de la ronda hídrica de la quebrada Piquisiquí, es a través de un programa de restauración ecológica, programa que se describe a continuación:

Evaluación del estado actual de la quebrada

A través de la realización de un diagnóstico efectuado por el equipo técnico del VIII semestre de ingeniería agroforestal (2015), se pudo identificar algunos factores que interfieren en el proceso sucesional del bosque ripario, encontrando que la acción de los sistemas productivos pecuarios y agrícolas, están afectando directamente los bancos de semilla encontrados en los suelos y generando alta

competencia de pastos y especies introducidas, con las especies nativas. Catalogándose así como barreras importantes frente a la regeneración natural del bosque en la quebrada Piquisiqui.

A partir de ello, se recomienda establecer objetivos para la restauración de algunas funciones del ecosistema (Ehrenfeld, 2000). Esta visión implica que lo que se debe retornar a su estado predisturbio son las condiciones ecológicas que garantizan la recuperación de la composición, estructura y función del ecosistema, integrando los procesos a gran escala con los de pequeña escala (Herrick *et al.*, 2006).

Frente a esto Vargas (2011), afirma que ya no basta con conservar y proteger áreas representativas, sino que se debe aprender a restaurar paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones de plantas, para garantizar sustentabilidad de los sistemas naturales, seminaturales y sociales, y de esta forma garantizar la disponibilidad de servicios ambientales regionales, los cuales mantienen las economías funcionando.

- **Definición del objetivo del programa de restauración ecológica.**

Con base en la evaluación del estado de actual de la quebrada Piquisiqui, se evidencia la necesidad de implementar medidas que minimicen el impacto en la calidad del agua, ante el manejo inadecuado del suelo y los vertimientos puntuales de aguas residuales.

Por las anteriores razones se plantean dos objetivos:

- Reducir la presencia de sólidos totales, así como de micro y macroelementos al agua de la quebrada.
Pues con esto se espera, minimizar la contaminación a través del cauce; la recuperación de los ecosistemas asociados al curso del agua, la recuperación de la estructura horizontal y la función de la ronda hídrica.
- Mejorar las propiedades, físicas, químicas y biológicas del suelo de la ronda hídrica.

Esto como medida para minimizar el efecto negativo causado por el avance de la frontera agrícola en esta zona. Frente a esto Davy (2002), afirma que el cambio en la cobertura vegetal hacia especies nativas influye en la recuperación de algunas características físico-químicas del suelo, de modo que el reestablecimiento de la cobertura vegetal original implica en parte la restauración del suelo.

- **Fase experimental del programa de restauración ecológica**

Como se dijo anteriormente, con base en la información recopilada sobre el estado de la quebrada Piquisiqui, este programa se orientará hacia el reestablecimiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo de la ronda hídrica y a la reducción del aporte de sedimentos y de macro y microelementos al agua de la quebrada, esto como un primer paso en la restauración ecológica del área como tal.

Ante esto, se desea evaluar tres estrategias de restauración: la reintroducción de especies como medida de restauración activa (T1) bajo dos distancias de siembra; la introducción de especies como una medida de rehabilitación del sistema (T2) bajo dos distancias de siembra; y la regeneración natural, realizando un aislamiento con alambre de púas que impida la intervención de cualquier evento antrópico que limite la regeneración (T3) (en este tratamiento no se establecerán especies vegetales) (véase Tabla 11).

Estos tres tipos de restauración ecológica (tratamientos) se evaluarán en una parcela experimental de 720 m², en donde se establecerán 6 subparcelas de 12 x 10m (120m²), bajo un diseño de bloques completos al azar, con parcelas subdividas donde: el factor A es la estrategia de restauración y el factor B las distancias de siembra, con dos repeticiones (véase Figura 14). En los que se evaluarán las características físicas, químicas y biológicas del suelo; estas serán comparados con muestras de suelo de la zona de bosque ripario bajo jurisdicción de Parques Naturales Nacionales, pues se considera que es un bosque con baja o nula intervención, los periodos de evaluación corresponden a: antes del establecimiento de los tratamientos (primera muestra), y de ahí en adelante de

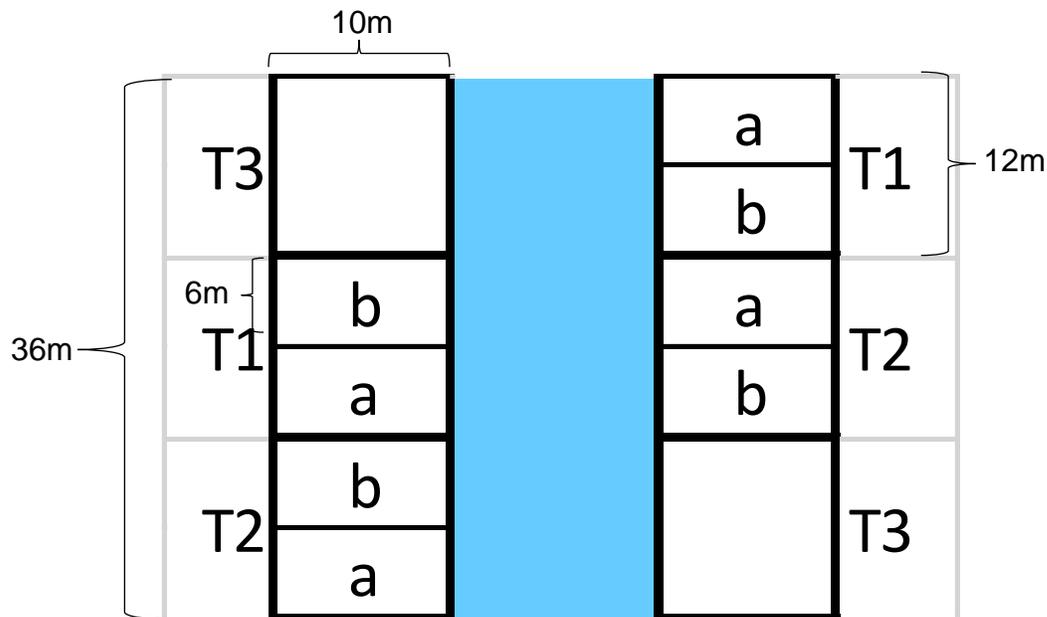
forma semestral hasta completar un periodo de veinte años (20 años), en donde se espera evidenciar cambios positivos en algunas de las propiedades antes mencionadas.

En cuanto a la cantidad de sedimentos que se aporta al cauce y la calidad del agua, se tomarán muestras de agua de la zona de bosque ripario bajo jurisdicción de parques naturales nacionales siendo el testigo de la investigación y una del lugar donde se establecerá la parcela experimental; la primera muestra correspondería a una fecha antecesora al día de la siembra de las especies vegetales, y de ahí en adelante de forma semestral hasta completar un periodo de veinte años (20 años) esto con el fin de encontrar diferencias en la calidad del agua actual, frente a los escenarios en proceso de restauración; para su mejor comprensión, véase el cronograma de actividades tentativo para la ejecución de este programa (véase Anexo 2).

Tabla 11. Descripción de los tratamientos a establecerse dentro de la parcela experimental

Tratamiento	Estrategia de restauración	Tipo de restauración	Especies a utilizar	Distancias de establecimiento (m)
1	Reintroducción de especies forestales	Activa (a)	<i>Weinmannia brachystachya</i>	3 x 3
			<i>Persea ferruginea</i>	
			<i>Tibouchina mollis</i>	
			<i>Blechnum loxense</i>	
			<i>Hedyosmum cumbalense</i>	
		Activa en gremio (b)	<i>Weinmannia brachystachya</i>	1 x 1
			<i>Persea ferruginea</i>	
			<i>Tibouchina mollis</i>	
			<i>Blechnum loxense</i>	
			<i>Hedyosmum cumbalense</i>	
2	Introducción de especies forestales	Activa (a)	<i>Alnus acuminata</i>	3 x 3
		Activa en gremio (b)	<i>Alnus acuminata</i>	1 x 1
3	Regeneración natural	Pasiva	--	--

Figura 14. Distribución de los tratamientos en la parcela experimental



- **Cuantificación del material vegetal necesario para el programa de restauración.**

Tabla 12. Material vegetal necesario para el programa de resturación

Especie	Método de obtención	Cantidad
<i>Weinmannia brachystachya</i>	Recolección de plántulas de bosque secundario	34
<i>Persea ferruginea</i>	Recolección de plántulas de bosque secundario	34
<i>Tibouchina mollis</i>	Recolección de plántulas de bosque secundario	34
<i>Blechnum loxense</i>	Recolección de plántulas de bosque secundario	34
<i>Hedyosmum cumbalense</i>	Recolección de plántulas de bosque secundario	34
<i>Alnus acuminata</i>	Compra de plántulas de vivero	170

Para el primer tratamiento (T1) que corresponde a una reintroducción de especies forestales, se recolectarán manualmente un total de 170 plántulas del bosque secundario cerca al área bajo jurisdicción de parques Naturales Nacionales de la quebrada Piquisiqui, especies correspondientes a *W. brachystachya*, *P. ferruginea*, *T. mollis*, *B. loxense* y *H. cumbalense*.

Para el tratamiento dos (T2) que corresponde a la introducción de especies forestales, se comprarán 170 plántulas de *A. acuminata* de un vivero cercano. En caso de que diversos factores bióticos y abióticos afecten la supervivencia de las plantas, se realizará una resiembra con el 10% adicional que se adicione en el cálculo del material vegetal necesario para la ejecución del programa.

1. Parámetros para el establecimiento del programa en campo

- **Altura mínima requerida**

El material vegetal a plantar deberá estar en un rango de 15 a 30 cm de altura, medidos a partir del cuello de la raíz.

- **Conformación de la plántula**

La parte aérea deberá tener suficiente follaje, presentar buena conformación en lo referente a la ramificación, la densidad y el color del follaje característicos de las especies a plantar. El tallo principal debe tener mínimo 4 mm de espesor.

- **Preparación del terreno para reintroducción e introducción de especies forestales:**

El lote se someterá a una preparación manual con dos picadas de azadón, con el fin de eliminar la biomasa presente y facilitar el trazado.

- **Trazado y ahoyado:**

Esto se realizará haciendo uso de una cinta métrica, mediante la medición de triángulos con las distancias de siembra para las especies forestales. Cada sitio de ubicación de las plántulas se marcará con estacas. En cuanto al ahoyado, este deberá tener una dimensión 40cm x 40cm x 40 cm.

- **Plateo:**

Se entiende por plateo el despeje y eliminación de malezas en el área circundante en donde se plantarán los árboles y en donde previamente han sido definido el trazo; el diámetro del plato será de un metro (1 m).

- **Plantación**

Para la siembra de las especies forestales se procederá a remojar las plántulas, apretar el sustrato y quitar las bolsas de polietileno, de igual forma, se aplicará al hoyo una capa delgada de suelo y se cubrirá la plántula en su parte inferior apretando el sustrato alrededor del tallo (Adaptado de Mera & Zamora, 2003).

- **Limpias o mantenimiento:**

Se realizará un mantenimiento de la siguiente forma:

- **Primera limpia:** A los dos meses del establecimiento de la plantación se debe efectuar la eliminación de malezas, en lo posible manualmente, para evitar el daño a los árboles recién plantados, control de hierbas y/o herbáceas que puedan generar competencia por luz y nutrientes a los individuos establecidas. Esta actividad es diferente de los mantenimientos.
- **Resiembra:** se realizará una revisión del estado de los árboles a los 15 días después de siembra y según el caso se replantará en cada subparcela.

Aislamiento para regeneración natural

- **Postes:**

En madera de 15 cm de diámetro y/o cuadrada mayor o igual a 10 cm por cada cara.

- **Inmunización:**

Se deberá aplicar a la sección del poste que se hinca aceite quemado o brea a fin de garantizar la mayor durabilidad del mismo.

- **Instalación**

Se hincará el poste hasta 0.50 m con fuerte apisonado lateral.

- **Distancia**

Entre postes de 3 metros.

- **Ahoyado para postes:**

Treinta (30) centímetros de diámetro x 50 centímetros de profundidad.

- **Alambre De Púa:** Calibre 14

- **Número De Hilos**

Tres (03) hilos, el cual se demarcará con pintura para identificar alambre utilizado en los predios y evitar la pérdida del mismo

- **Grapas:** Una pulgada y cuarto (1 ¼”).

- **Alambrado**

Se trabajará con alambre de púa calibre 14, el cual debe quedar completamente tensionado. Se colocarán tres líneas separada 0.40 m una de la otra, con el fin de evitar el acceso del ganado y de personas.

- **Recolección de desechos**

Todos los desechos como bosas plásticas, desperdicios y residuos de alambre.

2. VARIABLES A EVALUAR

2.1 Características químicas y físicas del suelo

Para determinar las características químicas y físicas del suelo, se tomarán muestras de suelo representativas de manera aleatoria en cada subparcela de estudio y se enviarán al laboratorio de suelos de la Universidad de Nariño. La toma de las muestras se realizará antes del establecimiento de los tratamientos y de forma semestral, durante veinte años, estas muestras se compararán con muestras del bosque ripario de la quebrada Piquisiqui bajo la jurisdicción de Parques Naturales Nacionales, que corresponde al tratamiento cero (To), que es el estado óptimo, es decir al cual se quiere llegar. Las variables a evaluar se consignan en las tablas 13 y 14 junto con su método de determinación:

Tabla 13. Variables químicas del suelo a evaluarse en cada subparcela.

VARIABLE	MÉTODO
----------	--------

pH	NTC 5264. Técnica potenciométrica, relación suelo: agua, 1:1
CIC	CH ₃ COONH ₄ 1NpH7, NTC 5268. Técnica volumetría
P	Bray II y Kurtz NTC 5350. Técnica Espectrofotometría UV-VIS
M.O.	Walkey y Black (Colorimétrico) NTC5403. Técnica Espectrofotometría UV-VIS
K, Mg, Ca	CH ₃ COONH ₄ 1NpH7, NTC 5349. Técnica Espectrofotometría de Absorción Atómica
S	(Ca (H ₂ PO ₄) ₂ H ₂ O) 0,008M NTC5402. Técnica Espectrofotometría UV-VIS
B	Agua caliente NTC 5404. Técnica Espectrofotometría UV-VIS
Fe, Zn, Mn, Cu	DTPA NTC5526. Técnica espectrofotometría de Absorción Atómica

Tabla 14. Variables físicas del suelo a evaluarse en cada subparcela.

Variable	Método
Textura	Determinación por el método del hidrómetro de Bouyoucos
Densidad aparente	Determinación por el método de la probeta
Densidad real	Determinación por el método del picnómetro
Porosidad total	Determinación con base en las densidades real y aparente. $P(\%) = 100(1 - D_a/D_r)$
Penetrabilidad	Determinación con el penetrógrafo

2.2 Características biológicas del suelo

En cuanto a las variables biológicas del suelo, se evaluará la macrofauna presente en el mismo a través de la metodología propuesta por Anderson e Ingam, (1993). En cada una de las subparcelas se trazará una línea recta y se definirán 3 sitios de muestreo separando cada uno de ellos a 3 metros.

La recolección de la fauna del suelo se realizará en forma manual y a simple vista. Primeramente, se removerá la vegetación (mantillo) existente en un área de 25 cm x 25 cm, la cual se empacará en bolsas plásticas previamente roturadas y se llevarán al laboratorio de entomología de la Universidad de Nariño para extraer macroinvertebrados presentes en el mantillo.

Posteriormente se aislará un monolito de 25 cm x 25 cm x 20 cm, separando el mismo en dos secciones de 10 cm, de los cuales en forma individual se extraerán los invertebrados presentes. Para preservar las lombrices se utilizará formol al 5% y los otros invertebrados se preservarán en alcohol al 70%.

Para la extracción de la macrofauna de la vegetación (mantillo), se utilizará el método de lavado tamizado descrito por Maran y Terron (1998). Para ello se tomará la vegetación recolectada en el campo de estudio de la macrofauna y se

depositará en un recipiente metálico, dividiéndolo en varias sub-muestras, cada una de las cuales se lavará con aproximadamente 5 litros de agua, una vez lavadas se verterá el contenido a un tamiz con una malla de abertura de 4 mm² hacia otro recipiente con una malla de abertura de 2 mm², con el propósito de separar los organismos más pequeños.

Con los datos obtenidos del estudio de la macrofauna, se determinará la abundancia por taxón y estrato (número de individuos por m²), la biomasa pesando la macrofauna por taxa (peso fresco gramos por m²), la distribución vertical, cuantificando y separando por sustrato los invertebrados (número de individuos por estrato) y la diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener, y se clasificara los organismos encontrados a nivel de orden y familia mediante claves taxonómicas (Borrór *et al.*, 1989).

2.3 Porcentaje de sobrevivencia y crecimiento en especies forestales

Para esta variable se tomarán lecturas cada 15 días, replantando en aquellos donde los individuos hayan muerto (Adaptado de Cuastumal *et al.*, 2005).

Para lo anterior se utilizará la siguiente formula:

$$\% \text{ de sobrevivencia} = \frac{NPV}{NPS} \times 100$$

Donde:

NPV = Número de plantas vivas.

NPS = Número de plantas sembradas.

- **Crecimiento en altura.** Después de la instalación en campo se realizarán evaluaciones de altura cada 30 días, tomando la distancia comprendida entre el cuello de la raíz y la yema apical de cada árbol utilizando una cinta métrica (Adaptado de Cuastumal *et al.*, 2005).

2.4. Parámetros fisicoquímicos del agua

Se seleccionarán 3 sitios de muestreo dentro del cauce de la quebrada (1 en la parcela) en las cuales se tomará una muestra por sitio de forma semestral

(procurando tomar una en época de lluvias y sequía) estos se compararán con una muestra de la zona de bosque ripario bajo jurisdicción de Parques Nacionales Naturales para determinar el estado e influencia del bosque ripario en la calidad del agua a nivel fisicoquímico. Estos muestreos se efectuarán en puntos alejados de las orillas, en una cantidad adecuada para sub-muestras y todo lo que significa obtener muestras representativas del total. Las metodologías a utilizarse para determinar los parámetros fisicoquímicos del agua se describen a continuación:

Tabla 15. Metodología para los parámetros fisicoquímicos de calidad de agua

Parámetro	Metodología
Turbiedad	Estándar métodos ed. 17-2130
Dureza Calcio	Estándar métodos ed. 17-3500-Ca-D
Conductividad	Estándar métodos ed. 17-2510
Dureza total	Estándar métodos ed. 17-2340-c
pH	Estándar métodos ed. 17-4500-H
Cloruros	Estándar métodos ed. 17-4500-CL-B
Alcalinidad total	Estándar métodos ed. 17-2320-B
Sólidos totales	Estándar métodos ed. 21-2540-B
Nitritos	Estándar métodos ed. 17-4500-N02-B
Hierro total	Estándar métodos ed. 17-3500-Fe-D
Fosfatos	Estándar métodos ed. 17-4500-P-D
Oxígeno disuelto	Estándar métodos ed. 4500-O G
Coliformes totales	Estándar métodos ed. 17-9222-B
Coliformes fecales	Estándar métodos ed. 17-9222-D
DBO	Estándar métodos ed. 5210 B
BQO	Estándar métodos ed. 5220 D

Fuente: Laboratorio de Aguas-Universidad de Nariño, 2011.

2.5 Análisis de resultados

Para evaluar los resultados obtenidos en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo de cada tratamiento se utilizará la prueba de comparación de medias de Duncan, con la cual se definirá la estrategia y el tipo de restauración con los resultados más adecuados para un programa de este tipo en las áreas de mayor disturbio o en las áreas destinadas para este tipo de proyectos según la zonificación ambiental.

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos del agua se comparará de manera semestral las muestras tomadas en el bosque ripario con las de la parcela experimental, para ello se utilizará un análisis de varianza simple (ANOVA) ($p < 0,05$), para los casos en los que sea necesario se realizará la prueba de comparación de medias de Duncan así evaluar el nivel de significancia.

De igual forma, se plantea realizar correlaciones (Pearson) entre la cantidad de sólidos totales versus las propiedades físicas del suelo ($p < 0,05$). Esto con el fin de conocer la relación entre las propiedades físicas (bosque ripario en restauración y de la zona de Parques Nacionales Naturales y la cantidad de sedimentos en el agua.

2.6. Resultados esperados en torno al programa de restauración

Efecto de la restauración de corredores ribereños sobre características bióticas y abióticas de quebradas en zonas ganaderas de la cuenca del río La Vieja, Colombia (Pedraza *et al.*, 2008).

El corredor ribereño establecido en quebradas de la cuenca del río La Vieja entre tres y cinco metros de ancho con vegetación dominada por gramíneas, aunque en algunos se sembraron especies vegetales nativas, como heliconias (*Heliconia* sp.), zingiberáceas y guadua (*Guadua angustifolia*) que permitieron la eliminación de pasturas y la protección más rápida de la quebrada (Pedraza *et al.*, 2008).

En cada una de las quebradas se escogió un tramo de 100 m donde se evaluaron variables correspondientes a la calidad del hábitat y la composición de los macroinvertebrados.

Al compararse con quebradas protegidas de la zona (Chará *et al.*, 2007), se evidenció una recuperación de las características bióticas como el incremento de grupos de macroinvertebrados, indicadores de ambientes poco perturbados, y abióticas como la diversificación de tipos de sustratos y flujo. De igual manera, se notó una recuperación inicial de la vegetación nativa en el área ribereña y se

disminuyó la turbiedad y demanda bioquímica de oxígeno (DBO), características de quebradas sin protección (Pedraza *et al.*, 2008).

En cuanto a los macroinvertebrados, los taxa dominantes fueron Mollusca (Basommatophora, Sphaeriidae) y Diptera. Hubo una recuperación en el porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, grupos considerados sensibles a la perturbación del hábitat (Pedraza *et al.*, 2008).

En cuanto a la calidad del agua se observó una disminución de la DBO y la turbiedad, posiblemente asociados al efecto que tiene la vegetación como barrera para el paso de materia orgánica y sedimentos a la fuente de agua (Pedraza *et al.*, 2008), los resultados se observan en la siguiente tabla:

Tabla 16. Parámetros fisicoquímicos de cuatro quebradas aisladas durante tres años de monitoreo.

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS	SAN DIEGO		LA ALBORADA		LA FLORESTA		LA RAMADA	
	Año 1	Año 3	Año 1	Año 3	Año 1	Año 3	Año 1	Año 3
Turbiedad (UNT)	9,95	9,21	7,48	3,17	21,43	5,89	7,89	2,18
DBO ₅ mg/L	1,2	1,2	4,69	1,2	5,92	3,28	4,15	4,26

Fuente: Pedraza *et al.*, 2008.

De lo anterior, se pudo observar que algunos parámetros fisicoquímicos responden relativamente pronto al aislamiento, mientras otros toman más tiempo en mejorar y estabilizarse y por tanto requieren de una evaluación de más largo plazo (Pedraza *et al.*, 2008).

Los resultados obtenidos demuestran que el aislamiento de las quebradas permite el inicio de la recuperación de las características del hábitat y los macroinvertebrados, pero para detectar cambios notables es necesario hacer evaluaciones a largo plazo y estimular el crecimiento de árboles y arbustos que compitan con las gramíneas exóticas presentes en la zona (Pedraza *et al.*, 2008).

Sin embargo, el aislamiento es una estrategia muy buena para la recuperación de las condiciones naturales de un ambiente acuático en buen estado. Sin embargo,

éste no es suficiente por sí solo, si no se controla el crecimiento de gramíneas agresivas que impiden el establecimiento de árboles y arbustos. Por esta razón es importante desarrollar labores adicionales para que los árboles puedan establecerse de manera más rápida y contribuyan, a su vez, a recuperar el ambiente acuático (Pedraza *et al.*, 2008).

7.3.2 Guía para la selección de un sistema de saneamiento básico de aguas residuales por métodos naturales

Según Martelo & Lara (2012), toda actividad humana tiene asociada una generación de aguas residuales que deben ser sometidas a un tratamiento que garantice la continuidad del ciclo de consumo del recurso. En este caso, el uso principal es para labores domésticas, pero la problemática se basa en que estas aguas no reciben ningún tipo de tratamiento y por consiguiente se vierten directamente en la quebrada Piquisiqui. Ante esto, se vio la necesidad de determinar una metodología adecuada para la selección de una tecnología que permita minimizar el impacto sobre la calidad del agua.

En la selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales, la confiabilidad operacional y el funcionamiento del conjunto de procesos y operaciones unitarias son factores importantes. Sin embargo, la selección de una tecnología debe ser considerada un problema tanto particular como local. Las soluciones no se pueden generalizar y hay que examinar la influencia de los ámbitos social, económico, cultural, jurídico, ambiental y educativo (Souza, 1997).

Un sistema de tratamiento de aguas residuales está conformado por varios procesos dependiendo de los contaminantes presentes en el agua residual y el nivel de tratamiento que se requiere alcanzar. El diseño de estos sistemas involucra la selección adecuada de los procesos del tratamiento buscando el sistema óptimo, de acuerdo a la situación particular. Para esto se han desarrollado técnicas para el análisis de alternativas en proyectos de saneamiento ambiental, que contienen una enorme gama de enfoques, filosofías y premisas diferentes (Guerrero, 2003).

- **Identificación de factores variables e indicadores.**

Para la identificación de la segunda alternativa se obtuvo como resultado que es necesario tener en cuenta algunos criterios que permitan la selección de una de un sistema de saneamiento básico de aguas residuales, puesto que la revisión literaria da a conocer que es de imperiosa necesidad llevar a cabo un estudio en campo a mayor profundidad para obtener el sistema más adecuado para una zona específica, por ende, a continuación se identifican los principales factores que influyen en este proceso.

A partir de la revisión bibliográfica, se identificaron los principales factores que influyen en el proceso de selección de tecnología, relacionando los conceptos de los diferentes autores, identificando similitudes y diferencias entre ellos y teniendo en cuenta su aplicabilidad (Cardona *et al.*, 2003).

Para este proceso se consideraron las tecnologías que alcanzan los estándares de vertimiento del Decreto 1594 de 1984 del Ministerio de Salud de Colombia (remoción de DBO >80% y sólidos suspendidos totales >80%). Sin embargo, es importante indicar que la gran mayoría de los sistemas de tratamiento naturales alcanzan remociones superiores, permitiendo incluso cumplir con los estándares de reúso de la OMS (riego no restringido: coliformes fecales $\leq 1000/100\text{ml}$, huevos de helmintos $\leq 1/100\text{ml}$; riego restringido: huevos de helmintos $\leq 1/100\text{ml}$) (Cardona *et al.*, 2003).

En la siguiente tabla se muestran los factores y variables que se tienen en cuenta en la selección de tecnología para el tratamiento de las aguas residuales domésticas por métodos naturales con énfasis en aspectos tecnológicos.

Tabla 17. Factores y variables considerados en el proceso de selección de tecnología para tratamiento

FACTOR	VARIABLE	FACTOR	VARIABLE
Factores demográficos y socioculturales	Tamaño de población	Objetivos de tratamiento	Expectativas de calidad del efluente
	Nivel educativo		Nivel de tratamiento
	Cobertura y cantidad de agua potable		Descarga del efluente
	Existencia y tipo de		Estándares de reúso en agricultura

	alcantarillado		
Características del agua residual	Origen del agua residual	Disponibilidad de recursos	Estándares de calidad del efluente
	Composición del agua residual		Recursos locales
	Caudal de agua residual		Requerimientos y disponibilidad de insumos químicos
Factores Climáticos	Temperatura		Requerimientos de energía
	Precipitaciones		Disponibilidad de mano de obra local (diseño, construcción, O&M)
	Vientos		Necesidad de equipos mecánicos
Características del terreno	Topografía	Aspectos tecnológicos	Disponibilidad local de materiales para la construcción
	Permeabilidad del suelo		Impacto ambiental del sistema de tratamiento
	Nivel freático		Disponibilidad de terreno
Capacidad y disponibilidad a pagar	Capacidad de pago		Generación de subproductos con potencial de aprovechamiento
	Tarifa		Eficiencia de la tecnología
	Disponibilidad a pagar		Facilidad de O&M
Costos	Costos de inversión	Datos de calidad mínima deseada para el efluente tratado	
	Costos de O&M		
	Costos del terreno		
	Recuperación del terreno		
	Recuperación de recursos		

Fuente: Cardona *et al.*, 2003

A continuación, en la tabla 18 se realiza una comparación de las tecnologías de tratamiento natural respecto a algunas de las variables identificadas en la tabla de factores y variables consideradas para el proceso de selección. Los valores alto, medio y bajo dependen de: el orden de magnitud en que se presenta la variable con relación a la tecnología, así por ejemplo para una remoción de DBO: alto > 90%, medio 70% – 90% y bajo <70%; o están definidas de acuerdo con las características de funcionamiento, como por ejemplo alta o baja generación de olores o alta o baja dependencia de las características del suelo (Cardona *et al.*, 2003).

Tabla 18. Matriz de análisis cualitativo de las características de los sistemas de tratamiento natural

VARIABLE	TECNOLOGÍA									
	IL	IR	FS	LA	LF	LM	HFL	HFS	PAJ	PAD
Remoción de DBO	A	A	A	B	M	B	A	A	A	A
Remoción de sólidos	A	A	A	M	B	B	M	M	A	A
Remoción de nitrógeno	A	M	M		M	M	M	M	A	A

Remoción de fósforo	A	A	B	B	B	B	B	B	B	A
Remoción de coliformes fecales	A	A	B	B	B	A	B	B	A	A
Calidad de efluente para reúso en agricultura				B	A	A	M	M	A	A
Simplicidad de O&M	M	A	M	A	A	A	A	M	M	M
Capacitación de personal para O&M	M	A	M	A	A	A	A	M	M	M
Generación de lodos	B	B	B	A	A	B	B	B	B	B
Producción de olores	B	B	B	A	A	B	A	A	A	A
Proliferación de vectores	B	B	B	A	A	A	A	B	A	A
Contaminación de las aguas subterráneas	A	A	B	B	B	B	B	B	B	B
Cambios en las propiedades del suelo	A	A	B	B	B	B	B	B	B	B
Generación de productos con potencial económico	A	B	B	A	B	B	B	B	B	A
Requerimiento de energía y equipos	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Requerimiento de área	A	M	A	B	M	B	B	B	M	M
Requerimiento de vegetación tolerante al agua	A	B	A	B	B	B	A	A	A	A
Dependencia de las características del suelo	A	A	A	B	B	B	B	A	B	B

Fuente: Cardona *et al.*, 2003.

Notas: Valoración con el rango A - ALTA M – MEDIA B – BAJA

Los espacios en blanco significan que la variable no aplica a la tecnología.

IR - Infiltración rápida IL – Infiltración lenta FS - Flujo superficial LM - Laguna de Maduración LF - Laguna Facultativa
HFL - Humedal de flujo libre HFS - Humedal de flujo Subsuperficial PAJ - Plantas acuáticas - jacintos PAD - Plantas acuáticas - duckweed

- **Guía de selección para la definición de un sistema de tratamiento de aguas residuales.**

El esquema general de la guía de selección se desarrolla en un diagrama (Figura 15) de bloques constituido por 15 fases secuenciales (Cardona *et al.*, 2003). Estas se presentan a continuación:

1. La primera fase de la guía de selección verifica si la comunidad cuenta con la infraestructura necesaria de abastecimiento de agua potable y alcantarillado, con el fin de determinar la factibilidad de implementación de un sistema de tratamiento de aguas residuales por métodos naturales (Cardona *et al.*, 2003).
2. Para los sistemas de tratamiento naturales, la disponibilidad de terreno se convierte en una de las principales variables de decisión, ya que limitan la implementación de estos sistemas, que por lo general tienen grandes requerimientos de área. En la Fase 2 de la guía de selección se evalúa la disponibilidad del terreno en función del área requerida por cada tecnología.

El área requerida depende además del volumen de agua residual generado, de otros factores como son la temperatura en los sistemas de tratamiento acuáticos y las características del terreno en los sistemas de tratamiento basados en el suelo (Cardona *et al.*, 2003).

3. En la Fase 3 se toma en consideración el nivel de tratamiento a alcanzar por las tecnologías, para esto es necesario tener claro el objetivo de tratamiento. Las tecnologías de tratamiento naturales ya sean solas o en combinación con otras tecnologías naturales pueden llegar al nivel de tratamiento terciario o avanzado que es donde ocurre la remoción de nutrientes (Cardona *et al.*, 2003).
4. En la siguiente fase de la guía de selección, Fase 4, se introduce información relacionada con el tipo de cuerpo receptor (agua o suelo), su localización y proximidad a la planta de tratamiento, ya que estos podrían afectar los costos de implementación. Adicionalmente deben ser tenidos en cuenta los criterios o normas de vertimiento vigentes para descarga a cuerpos receptores. Es de particular importancia resaltar que la guía de selección puede ser adaptada para ser utilizada en otros países de la región con la normatividad local (Cardona *et al.*, 2003).
5. Dado que los sistemas de tratamiento naturales dependen de las condiciones climáticas para alcanzar altas eficiencias en el tratamiento, en la Fase 5 de la guía de selección se consideran parámetros tales como: temperatura, información hidroclimatológica de la localidad, susceptibilidad de inundación del sitio donde se va a implementar la planta y dirección del viento (Cardona *et al.*, 2003).
6. Las características del terreno tales como permeabilidad, pendiente, tipo de suelo y profundidad del nivel freático se evalúan en la Fase 6, ya que son fundamentales para garantizar el buen funcionamiento de los sistemas teniendo en cuenta que cada tecnología obedece a unas condiciones específicas para cada uno de estos parámetros (Cardona *et al.*, 2003).
7. La Fase 7 considera la disponibilidad de recursos en la localidad para la construcción, operación y mantenimiento de los sistemas. La complejidad

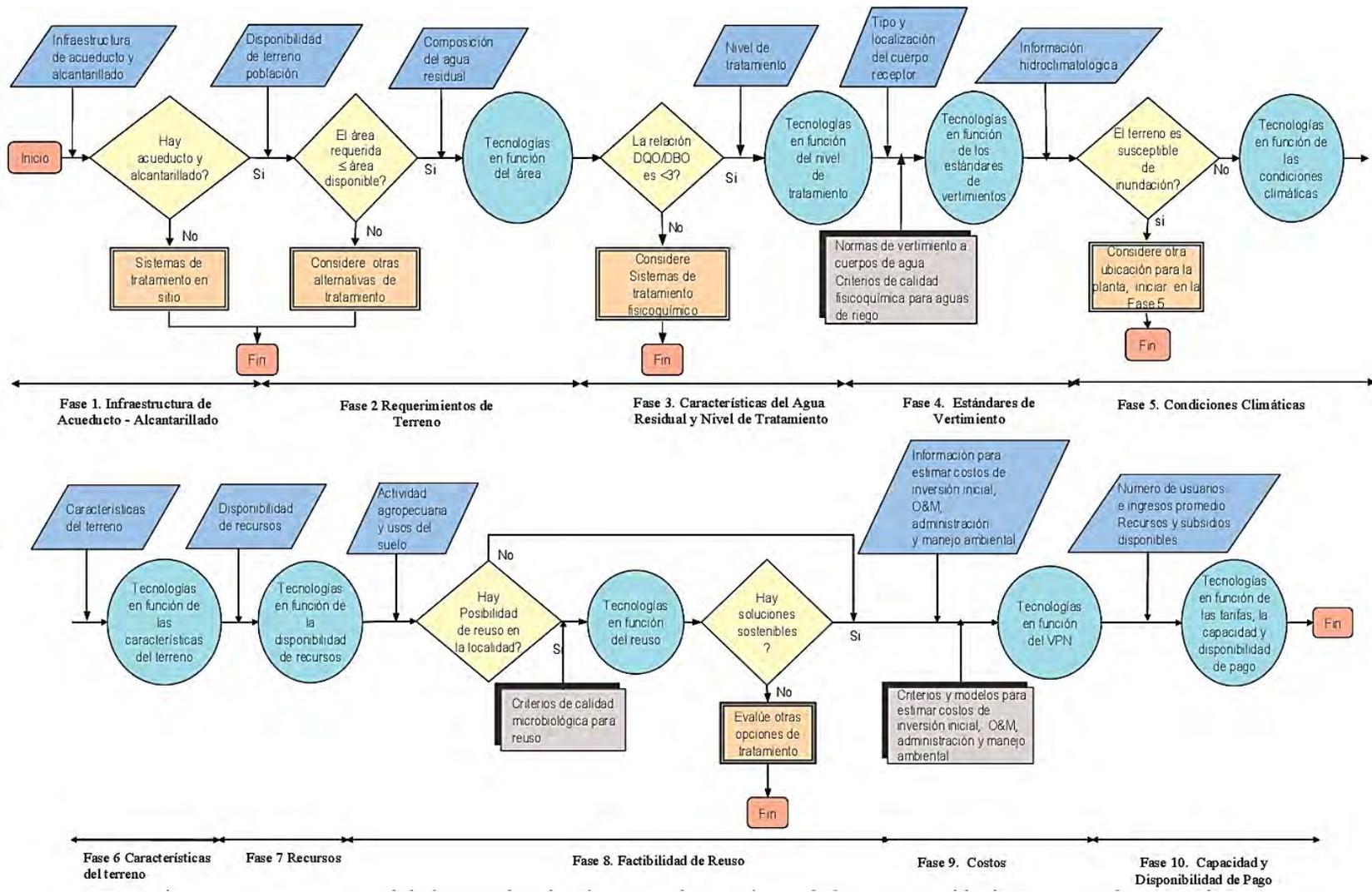
de una tecnología de tratamiento depende de la disponibilidad de recursos y de la mano de obra calificada para operar y mantener el sistema. En este aspecto las tecnologías de tratamiento natural requieren de pocos insumos para su implementación. En cuanto a los requerimientos de personal, debe existir cierto nivel de capacitación que permita operar y mantener de manera correcta el sistema y además que puedan afrontar situaciones extraordinarias que afecten el funcionamiento normal de la planta (Cardona *et al.*, 2003).

8. La oportunidad de reutilización es evaluada en la Fase 8 de la guía teniendo en cuenta la actividad económica predominante en la localidad y la aceptabilidad del reúso en la agricultura (Cardona *et al.*, 2003).
9. Finalmente, cuando se han obtenido soluciones sostenibles en cuanto a los aspectos tecnológicos considerados en la guía de selección, se analizan los costos de implementación, operación, mantenimiento, y administración y la capacidad y disponibilidad de pago en las Fases 9 y 10, para finalmente encontrar una o más soluciones sostenibles y aceptadas por la comunidad (Cardona *et al.*, 2003).

De lo anterior, se puede afirmar que los tres criterios claves en la selección de tecnología de sistemas de tratamiento naturales son la disponibilidad de terreno, las características del terreno y las condiciones climáticas, pues estos marcan la diferencia entre las alternativas de tratamiento. De igual forma, la disponibilidad de área es una variable limitante en la selección de tecnologías de tratamiento naturales, ya que determina la factibilidad de implementación de un sistema de tratamiento (Cardona *et al.*, 2003).

Bajo esta misma temática se encontró, que la política de agua potable y saneamiento básico en Colombia contempla la recuperación de los costos de inversión, operación, administración y mantenimiento a través del cobro de las tarifas. Por lo cual la selección de alternativas de tratamiento por métodos naturales permite un tratamiento eficiente al agua residual, con bajos costos de inversión (cuando el costo del terreno es favorable), operación, administración y

mantenimiento. Además, permiten la recuperación económica de las inversiones por el aprovechamiento de los subproductos generados en el tratamiento (Cardona *et al.*, 2003).



Fuente: Cardona *et al.*, 2003

Figura 15. Esquema general de la guía de selección para el tratamiento de las aguas residuales por métodos naturales

8. CONCLUSIONES

- Los valores de bioindicación encontrados mediante el método BMWP/Col, indicaron que las aguas de la zona media presentan calidad crítica, por lo cual deben formularse alternativas para reducir el impacto de manera prioritaria.
- Se observaron doce focos de contaminación puntual a través de la quebrada, catalogados bajo vertimientos de agua residual doméstica y aguas residuales agrícolas, a los cuales debe aplicarse un proceso de selección de una tecnología de tratamiento de aguas residuales.
- La revisión literaria permitió conocer que las actividades agrícolas y pecuarias, presentan un impacto en términos de sólidos suspendidos totales (SST) mucho más fuerte, que con aguas residuales domésticas, de igual forma, se encontró que la restauración ecológica de bosques riparios permite reducir considerablemente la cantidad de sedimentos en el agua.
- Los programas de restauración ecológica han demostrado ser la mejor alternativa para recuperar ecosistemas y garantizar el recurso hídrico a largo plazo para una región, siempre y cuando haya compromiso de la comunidad aledaña y se reduzca las barreras económicas, sociales y ambientales que pueden afectar la ejecución del mismo.
- El programa de restauración ecológica formulado permitirá conocer a largo plazo cuál es la mejor estrategia para reducir la presencia de sólidos totales, así como de micro y macroelementos en el agua de la quebrada, de igual forma se espera que se mejoren las propiedades, físicas, químicas y biológicas del suelo de la ronda hídrica llegando en menos tiempo a un estado óptimo y funcional.
- Se identificaron 9 factores básicos que influyen en el proceso de selección de una tecnología para sistemas de tratamiento aguas residuales, estos son: los demográficos y socioculturales, las características del agua residual, los climáticos, las características del terreno, los objetivos de tratamiento, los aspectos tecnológicos, la disponibilidad de recursos, los costos, la capacidad y

disponibilidad a pagar, criterios fundamentales para determinar el sistema más adecuado para una zona en específica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Alemania. *En: IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, Vol. 11, p. 210.

Alba-Tercedor, J., Jaimez-Cuéllar, P.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Bonada, N.; Casas, J.; Mellado, A.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Robles, S.; Sáinz-Cantero, E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M.; Toro, M.; Vidalabarca, M.; Vivas, S. & Zamora-Muñoz, C. (2004). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP'). *Limnetica* 21 (3-4):pp.175-185.

Alba-Tercedor., J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua de los ríos. VI. Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). Vol. II. pp. 203-213.

Alcote, T.; Covington, W. & Fulé, P. (2000). Restoration Ecology. *Science* 287:p.2159

Allan, J. (2004). Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35: (2). pp. 57-84.

Alvarez, M. & Perez, L. (2007). Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de Yeguare, Honduras. Trabajo de grado de ingeniero en desarrollo socioeconómico y ambiente con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras, p. 69.

Anderson, J. & Igram, J. (1993). Tropical soil biology and fertility programme. *A Handbook of Methods*. Wallingford: Second edition, CAb International., TSBF. p. 96

Araya, E. (2000). Colonización de sustratos artificiales por macroinvertebrados bentónicos en un ecosistema fluvial de baja intervención antrópica. Estero Nonguén (VIII Región, Chile). Tesis de Magíster en Zoología. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Universidad de Concepción, p. 128

Armitage P.; Moss, D.; Wright, J. & Furse, M. (1983). The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: pp.333-347.

Barbour M.T., J. Gerritsen, B. Snyder y J. Stribling. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic

Macroinvertebrates and Fish. USA Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, D.C., USA.

Bentrop, G. & Kellerman, T. (2004). Where should buffers go? Modeling riparian habitat connectivity in northeast Kansas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 59:pp.209-215.

Borror, F.; Triplehorn, C. & Johnson, N. (1989). *An introduction to the study of insects*. Philadelphia: Saunders College Publishing. p.875.

Bradshaw, A. (1997). What do we mean by restoration? pp. 8-16. En: Urbanska, K.; Webb, N. & Edwards, P. (Eds.) *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge University Press. Cambridge, USA.

Bradshaw, A. (2002). Introduction and Philosophy. En: Perrow, M. & Davy, A. (Eds.) *Handbook of Ecological Restoration 1, Principles of Restoration*. Cambridge University Press. pp. 3-9.

Brown, S. & Lugo, A. (1994). Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining. *Restoration Ecology* 2(2): pp.97-111.

Camargo, G. (2007). Guía Técnica para proyectos piloto de Restauración Ecológica Participativa. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Colombia. p.80.

Cardona, D.; Bernal, D.; Galvis, A. & Peña, M. (2003). Guía de selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales domesticas por métodos naturales. Instituto Cinara - Universidad del Valle. Cali, Colombia. p. 9.

Carter, J.; Resh, V.; Hannaford, M. & Myers, M. (2007). Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. En: Hauer, F.R & Lamberti, G.A. eds. *Methods in stream biology*. 2a. Ed. Academic Press, California, USA. pp. 805-831.

Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). (2006). Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. : Instituto del Agua de Andalucía. España. p.108. Recuperado de: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/agencia_andaluza_agua/ciclo_integral_del_agua_urbana/depuracion/capitulo_uno_centa.pdf

Cerdà, A. & Doerr, S. (2005). Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire*: 14(4), pp. 423 – 437.

Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Chapman Hill. London, p. 626.

Chará J. (2004). Manual para el Monitoreo de Ambientes Acuáticos en Microcuencas Ganaderas. Fundación CIPAV. 2da ed. Cali, Colombia.

Chará J., G. Pedraza, L. Giraldo y D. Hincapié. (2007). Efecto de corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agrofor. Américas*, 45: pp.72-78.

Chará, J. (2002). Interacciones entre el uso del suelo y los aspectos bióticos y abióticos de microcuencas en el departamento del Quindío. Informe del Convenio CIPAV - Corporación Autónoma Regional Del Quindío CRQ, Cali, Colombia. Disponible en: <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd15/10/murg1510.htm>

Chovanec, A.; Jäger, P.; Jungwirth, M.; Koller-Kreimel, V. & Moog, O. (2000). The Australian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EUWater Framework Directive. *Hydrobiologia* 422/423:pp.445-452.

Clewell, A. (2000a). Restoration of natural capital. *Restoration Ecology* 8(1): p.1.

Clewell, A. (2000b). Restoring for natural authenticity. *Ecological Restoration* 18(4). pp.216-217.

Colwell, S. & Hix, D. (2008). Adaptation of the QBR Index for Use in Riparian Forests of Central Ohio. En: *Proceedings of the 16th Central Hardwoods Forest Conference*. pp. 331-340.

Connecticut River Joint Commissions (2000). Introduction to Riparian Buffers. [En línea] Riparian Buffers for the Connecticut River Watershed. Recuperado de: <http://www.crjc.org/buffers/Introduction.pdf>.

Corpoboyacá e Hidrogeología & Geotecnia Ambiental Ltda. (2004). Plan de Manejo, Acción e Inversión para la aplicación de los recursos provenientes del sector eléctrico por las Plantas de generación eléctrica I, II y III de la Empresa de Energía de Boyacá y la Compañía Eléctrica de Sochagota – Termopaipa IV. Tunja.

CORPONARIÑO. (2012). Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico quebrada Miraflores. Recuperado de: <http://www.corponarino.gov.co/expedientes/descontaminacion/porhmirafloresp1.pdf>

Corporación autónoma regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare - CORNARE. (2009). Plan de ordenación y manejo de la microcuenca Dosquebradas, corregimiento de Doradal, municipio de Puerto Triunfo. p. 263.

Corporación Autónoma Regional de Nariño - CORPONARIÑO. (2013). Restauración ecológica y conservación de áreas estratégicas en zonas de recarga hídrica en la subregión centro, departamento de Nariño. p. 55.

Corporación ECOVERSA. (2008). Definición, estructuración y puesta en funcionamiento de instrumentos económicos y normativos para la atención adecuada y eficiente de la gestión ambiental. Informe Final Convenio 098 de 2007. p. 265. Disponible en: <https://isfcolombia.uniandes.edu.co/images/documentos/informeeecoversa.pdf>

Cuastumal, H.; Romo, L. & Romo, F. (2005). Implementación de prácticas agroecológicas y agroforestales andinas en las veredas de Tablón Alto (municipio de Iles) y Chalitala (municipio de Túquerres). Trabajo de pregrado. Universidad de Nariño. Pasto, Colombia. p. 129.

Davy, A. (2002). Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial ecosystems. pp. 223-241. En: Perrow, M. & Davy, A. Principles of restoration. *Handbook of Ecological Restoration* 1. Cambridge University Press, Cambridge UK.

Daza, O. & Sanabria, R. (2008). Identificación de conflictos de uso de suelo en rondas hídricas: herramienta para manejo ambiental. Caso de estudio municipio de Paipa. *Perspectiva Geográfica* 13. pp. 13-26.

De Vargas, L. & Barrenechea, A. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. p.597. Disponible en: <http://bibliotecavirtual.minam.gob.pe/biam/bitstream/id/5657/BIV00012.pdf>.

Department of Biological and Agricultural Engineering. (2007). Riparian Buffers. *Stream Notes* 1(3). Recuperado de: www.bae.ncsu.edu/programs/extension/wqg/sri/riparian5.pdf.

Dudgeon, D. (1994). The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure and functional organization in six New Guinea streams. *Hydrobiologia* 294. pp. 65-85.

Durst, J. & Ferguson, J. (2000). Buffer strip function and design: An Annotated Bibliography Compiled for the Region III Forest Practices Riparian Management Committee. Region III Forest Resources and Practices Riparian Management Annotated Bibliography. [En línea] pp. 3-19. Recuperado de: <http://dnr.alaska.gov/forestry/pdfs/1LitBufferDesign8-7-00.pdf>

Ede, F. & Hunt, T. (2009). Understanding why weeds flourish in riparian zones. Thinking Bush-Thinking Weeds. *Land & Water Australia* 8. pp. 14-15.

Egan, D. (2004). Human population and ecological restoration. *Ecological Restoration* 22(2). p. 81.

Ehrenfeld, J. G. (2000). Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8(1). pp. 2-9.

Espigares, M. & Pérez, J. (1985). Aspectos sanitarios del estudio de las aguas. Universidad de Granada. Servicio de Publicaciones. Granada, España. p. 22. Recuperado de: http://cidta.usal.es/cursos/EDAR/modulos/Edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/Aguas_Residuales_composicion.pdf.

Esponda A. (2001). Arranque de un sistema experimental de flujo vertical a escala piloto de tipo humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, México. p.11

Félez, M. (2009). Situación actual del estado de la depuración biológica. Explicación de los métodos y sus fundamentos. Universitat Politècnica de Catalunya. España. p.172. Recuperado de: https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/6263/03_Mem%20ria.pdf?sequence=4

Figueroa, R.; Araya, E.; Parra, O., Valdovinos, C. (1996). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76. pp.275-285.

González, M.; y Cobo, F. (2006). Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia. Hercules Editores, Galicia, España. p. 173.

Granados D.; Hernández, M. & López, G. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(1). pp. 55-69.

Guariguata, M. (2000). Bases Ecológicas Generales para el Seguimiento de (Eds.), *Memorias del Seminario de Restauración Ecológica y Reforestación*. Fundación Alejandro Ángel Escobar – Fescol – GTZ. Bogotá, Colombia.

Guerrero, J. (2003). Modelo de selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales de pequeñas localidades. Universidad Tecnológica de Pereira. Seminario Internacional La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. p. 9.

Guevara G.; Reinoso, G.; García, J.; Franco, L.; García, L.; Yara, D.; Briñez, N.; Ocampo, M.; Quintana, M.; Pava, D.; Flórez, N; Ávila, M.; Hernández, E.; Lozano, L.; Guapucal, M.; Borrero, D. & Olaya, D. (2008). Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Revista Tumbaga* 3. pp. 109-127.

Harris, J. & van Diggelen, R. (2006). Ecological restoration as a Project for global society. En: J. van Andel y J. Aronson (Eds.), *Restoration Ecology*. Blackwell Publishing.

Hernández, A. (2000). Manual de depuración Uralita. España: Thompson Learning

Herrera, C. (2011). Evaluación de la estrategia de restauración ecológica participativa en el Parque Nacional Natural Las Orquídeas, Antioquia, Colombia. Tesis de posgrado. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. p.121.

Herrick, J.; Schuman, G. & Rango, A. (2006). Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14. pp. 161-171.

Hobbs, R. & Harris, J. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9(2). pp. 239-246.

Hobbs, R. (2003). Ecological management and restoration: assessment, setting goals and measuring success. *Ecological Management & Restoration* 4 (suppl): S2-S3.

Holl, K & Howarth, R. (2000). Paying for Restoration. *Restoration Ecology* 8(3): pp. 260-267.

Hunter, Margaret; Donmoyer, Kelly; Chelius, Jim; Naumick, Gary Opflow: (2005). Declining Residential Water Use Presents Challenges, Opportunities. American Water Works Association. pp. 18-20.

Hurtado, S.; García, F.; Gutiérrez, P. (2003). Importancia ecológica de macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan de Queretano. En: Revista de ciencias de América latina, el Caribe, España y Portugal. Vol.4. No. 3, México, pp. 271-286

Índice De Monitoreo Biológico – BMWP (Sf). Recuperado de: <http://ecoambiental.coolpage.biz>

Instituto Mi Río & Universidad de Antioquia. (1997). Aspecto biológico y fisicoquímico del río Medellín. Estudio Ictico. Colección Estado Social, Ecológico y Ambiental del río Medellín, Tomo I. p.184

Jansson, R; Nilsson, C; Dynesius, M. & Andersson, E. (2000). Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecol Appl* 10(20). pp.3-24.

Jarro, E. (2004). Guía Técnica para la restauración de áreas de ronda y nacederos del distrito capital. Bogotá, D.C. DAMA. p.91.

Jordan III, Gilpin, M. & Aber, J. (1987). Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. pp. 3-21. *En: Jordan III, Gilpin, M. & Aber, J. (Eds.). Restoration Ecology. A Synthetic Approach to Ecological Research.* Cambridge University Press.

Junta Administradora de Acueducto y Alcantarillado de Doradal (JAAA). (2007). Plan quinquenal de acueducto y alcantarillado del corregimiento de Doradal 2007-2011.

Khosrowpanah, S.; Leroy, F.; Heitz & Yuming, W. (2008). Identifying the Optimum Land Coverage Practice for Reducing Soil Erosion in the Ugum Watersheds Using a Newly Developed GIS Based Erosion Potential Model. Disponible en: <http://water.usgs.gov/wrri/07grants/2007GU93B.html>

Kutschker, A.; Brand, C. & Miserendino, M. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. Asociación Argentina de Ecología. *Ecología Austral* 19. pp. 19-34.

Leiva, M. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como Bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu Comuna de Lautaro IX región de la Araucanía. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias de la universidad Católica de Temuco, Facultad de Ciencias, Temuco, p.111

Leiva, M. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la Cuenca del Estero Peu Peu Comuna de Lautaro IX región de la Araucanía. Universidad Católica de Temuco, Facultad de ciencias, Chile. p. 111.

Livestock, Environment and Development (LEAD) Initiative y Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2006). Livestock's Long Shadow: environmental issues and options. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/010/a0701e/a0701e00.htm>

Malanson, G. (1993). Riparian Landscapes. Cambridge University Press. p.308

Mara, D. (1996). Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. *Wat. Sci. Tech.* 33(7). pp. 23-31.

Martelo, J. & Lara, J. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia*, 8 (15). pp. 221-243. Recuperado de: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-91652012000100011&lng=en&tlng=es.

Master, L; Flack, S. & Stein, B. (1997). Rivers of life: critical watersheds for protecting freshwater biodiversity. Arlington. *The Nature Conservancy*. p.71

McKergow, L.; Weaver, D.; Prosser, I.; Grayson, R. & Reed, A. (2003). Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology*. 270: pp. 253 –272.

Meli, P. (2003). Restauración ecológica de Bosques tropicales: veinte años en investigación académica. *Interciencia* 28(10). pp. 581-589.

Meyer, J.; Sale, M.; Mulholland, P. & Poff, N. 1999. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *J Am Water Resour Assoc* 35. pp. 1373-1386.

Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. (2010). Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico. Bogotá, D.C.: Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. p.124

Ministerio de Medio Ambiente - Uniandes. (2002). Estudio Plan Decenal de Aguas Residuales. Colombia.

Ministerio de Medio Ambiente. (2004). Plan Nacional de Manejo de Aguas Residuales Municipales (PMAR) en Colombia.

Molénat, J.; Grünber, O. & Voltz, M. (2012). Preservación y restauración de la calidad del agua. Recursos de agua: Preservación y gestión. Agropolis International. Francia. pp.24-37.

Municipio de Puerto Triunfo. (2007). Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos (PSMV) del municipio de Puerto Triunfo. Puerto Triunfo.

Munshower, F. (1994). Practical handbook of disturbed land revegetation. *Lewis Publishers*. Boca Ratón, Florida.

Muñoz, A. (2008). Caracterización y tratamiento de aguas residuales (monografía de pregrado). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Estado de Hidalgo, México. p.305. Recuperado de: <http://goo.gl/qqk9jX>

Naiman R. & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28(1): pp.621-658.

Naiman R.; Décamps, H.; Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3(2): pp. 209-212.

Naiman, R. & Turner, M. (2000). A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecol Appl* 10(9).pp.58-70.

Newbold, J.; Erman, D. & Roby, K. (1980). Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Can J Fish Aquat Sci* 37. pp.1076-1085.

Organismo de evaluación y fiscalización ambiental –OEFA-. (2014). Fiscalización ambiental en aguas residuales. Lima, Perú. p. 42. Recuperado de: https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827.

Osborne, L. & Kovacic, D. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwat Biol* 29(2). pp. 43-58.

Parker, I. & Reichard, S. (1997). Critical Issues in Invasion Biology for Conservation Science, pp. 283-305. *En: Fiedler, P. & Kareiva, P. (eds). Conservation Biology for the Coming Decade.* Editorial Chapman and Hall, Nueva York, EEUU.

Pavé, P. y Marchese, M. (2005). Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *En: Ecología Austral* 15:183-197. Diciembre 2005. Asociación Argentina de Ecología. Peces en estanques - Hongos [En línea]: Estanques y Peces. [Citado el 28 de Mayo del 2009]. Recuperado de: <http://www.estanquesypeces.com/peces/hongos.htm>

Pedraza, G.; Giraldo, L. & Chará, J. (2008). Efecto de la restauración de corredores ribereños sobre características bióticas y abióticas de quebradas en zonas ganaderas de la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Zootecnia Trop.*, 26(3): pp. 179-182. Disponible en: <http://www.scielo.org.ve/pdf/zt/v26n3/art03.pdf>

Pettit, N.; Froend, R. & Davies, P. (2001). Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting western Australian rivers. *Regul Rivers Res Manage* 17. pp. 201-215.

Pfadenhauer, J. (2001). Some Remarks on the Socio-Cultural Background of Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 9(2). pp. 220-229.

Pinilla, C. (2003). Indicadores de contaminación fecal en aguas. *En: Agua potable para comunidades rurales, reúso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas.* RIPDA- CYTED© CYRA-UAEM Cap. 20. México. pp. 30-239.

Posada, M.; & Arroyave, M. (2015). Análisis de la calidad del retiro ribereño para el diseño de estrategias de restauración ecológica en el río La Miel, Caldas, Colombia. *Revista EIA* (23). pp. 117-128. Recuperado de: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-12372015000100011&lng=en&tlng=es .

Prat, N. (1999). Bioindicadores de calidad de aguas. *En: Manuscritos curso bioindicadores de calidad de agua.* Universidad de Antioquia, Medellín. Citado por. Roldan, G. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *En: Revista académica Colombiana de ciencias* 23(88). Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, pp. 375-387.

Real Academia Española (RAE). (2005). *Diccionario de la Lengua Española.* Vigésima segunda edición.

Reay, S. & Norton, D. (1999). Assessing the success of restoration plantings in a temperate New Zealand forest. *Restoration Ecology* 7. pp. 298-308.

Reed, T. & Carpenter, S. (2002). Comparisons of P-Yield, Riparian Buffer Strips, and Land Cover in Six Agricultural Watersheds. *Ecosystems* 5. pp. 568- 577.

República de Colombia (1974). *Decreto 2811*. Código nacional de recursos naturales renovables y de protección al medio ambiente. Diario Oficial N. 34243.

República de Colombia (1977). Decreto 1449. Diario Oficial N. 34827.

Reynolds, K. (2002). Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica: Identificación del Problema. p. 4. Recuperado de: <http://w.agualatinoamerica.com/docs/pdf/DeLaLaveSepOct02.pdf>

Richardson, D.; Holmes, P.; Esler, K.; Galatowitsch, S.; Stromber, J.; Kirkman, S.; Pysek, P. & Hobbs, R. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Divers. Distrib.* 13. pp.126-139.

Rodríguez–Monroy J. y Durán de Bazúa C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. *Tecnol. Ciencia Ed.* 21, pp.25–33.

Roldan, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Bogotá, Colombia, p. 216

Roldán, G. (1992). Fundamentos de Limnología Neotropical. Primera edición. (Antioquia, Colombia). Universidad de Antioquia, p. 529.

Roldan, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo Fen Colombia/Colciencias/Universidad de Antioquia. p. 234

Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de macro-invertebrados acuáticos del Departamento de Antioquía. Primera reimpresión. Colciencias, Universidad de Antioquia, Bogotá, Colombia, p.217

Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Universidad de Antioquia, p.12

Romero, S.; García, J.; Valdez, B. & Vega, M. (2010). Calidad del Agua para Actividades Recreativas del Río Hardy en la Región Fronteriza México-Estados Unidos. *Información tecnológica*, 21(5), pp. 69-78. Recuperado de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-07642010000500010&lng=es&tlng=es.10.4067/S0718-07642010000500010.

Rosenberg, D.; Davies, I.; Cobb, D. & Wiens, A. (1997). Ecological monitoring and assessment network (EMAN) Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in fresh waters. Dept. of Fisheries and Oceans. Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba. 53. Appendices. Recuperado de: <http://www.cciw.ca/eman-temp/research/protocols/freshwater/benthic>

Salas, H. (2000). Emisarios submarinos alternativa viable para la disposición de aguas negras de ciudades costeras en América Latina y el Caribe. Centro

Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, CEPIS. Lima, Perú. pp. 1-24.

Samper, C. (2000). Ecosistemas Naturales, Restauración Ecológica e Investigación. En: Ponce de León, E. (Ed.), *Memorias del Seminario de Restauración Ecológica y Reforestación*. pp. 27-37. Fundación Alejandro Ángel Escobar, Fescol, GTZ. Bogotá, Colombia.

Sampieri, R; Collado, C & Baptista, P. (2010). Metodología de la investigación. México: Editorial Mc Graw Hill.

Sánchez, J. (2011). Características biológicas y ecológicas de los macroinvertebrados en un sector del hiporitrón en el río Tormes (España Central). Departamento de zoología y antropología Física. Departamento de Biología. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, pp. 16

Sanchón, M. (2011). La contaminación del agua. Salud Pública y AP de Salud. p.5. Recuperado de: <http://ocw.unican.es/ciencias-de-la-salud/salud-publica-y-atencion-primaria-de-salud/otros-recursos-1/lecturas/bloque-iii/Contaminacion%20del%20agua.pdf>.

SANEAR LTDA (Ingeniería Sanitaria y Ambiental). (2006). Informe de Anteproyecto del Plan Maestro de Acueducto y Alcantarillado Urbano del Corregimiento de Doradal - municipio de Puerto Triunfo – Antioquia.

Scarsbrook, M. & Halliday, J. (1999). Transition from pasture to native forest land use along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. *N Z J Mar Freshwat Res* 33: pp.293-310.

Scarsbrook, M.; Quinn, J.; Halliday, J. & Morse, R. (2001). Factors controlling litter input dynamics in streams draining pasture, pine, and native forest catchments. *N Z J Mar Freshwat Res* 35. pp. 751-762.

Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16 (2): pp.45 – 63

Sirombra M.; Mesa, L. (2010). Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 58(1). pp. 499-510.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SER). (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration Internacional.

Souza, M. (1997): Metodología de Análisis de Decisiones para Seleccionar Alternativas de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales. Hojas de divulgación técnica. Disponible en: <http://www.cepis.opsoms.org/>

Sweeney B.; Bott, T.; Jackson, J.; Kaplan, L.; Newbold, J.; Standley, L.; Hession, W. & Horwitz, R. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(39). pp. 14132-14137.

Townsend, C.; Doledec, S.; Norris, R.; Peacock, K. & Arbuckle, C. (2003). The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwat Biol* 48(7). pp. 68- 85.

Urbanska, K.; Webb, N. & Edwards, P. (1997). Why restoration? En: Urbanska, K.; Webb, N. & Edwards, P. (Eds.), *Restoration Ecology and Sustainable Development*. pp. 3-7. Cambridge University Press.

Ureña, J. & Ollero, A. (2000). Criterios y propuestas para la ordenación de áreas fluviales. Ciudad y territorio: *Estudios territoriales* 32 (126). pp. 689-710.

Vargas, O. (2006). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la reserva forestal municipal del municipio de Cogua, Cundinamarca. Grupo de restauración ecológica, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. p.296.

Vargas, O. (2008). Estrategias para la restauración ecológica del Bosque Altoandino: El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. p. 372.

Vargas, O. (2011). Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16 (2). Bogotá, Colombia. pp. 221-246.

Walker, L & del Moral, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge. p.20.

Ward, J. (1989). The four dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1). pp. 2-8.

Ward, J. (1998). Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol Conserv* 83. pp. 269-278.

Water and Rivers Commission (WRC). (2001). Water Facts. Citado por ALVAREZ, M. y PEREZ, L. (2007). Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de Yeguare, Honduras. Trabajo de grado de ingeniero en desarrollo socioeconómico y ambiente con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras. p. 69

Weisberg P.; Mortenson, S.; Dilts, T. (2013). Gallery Forest or Herbaceous Wetland? The need for multi-target perspective in riparian restoration planning. *Restoration Ecology* 21(1). pp. 12-16.

Wender, S. (1999). A review of scientific literature of riparian buffers width, extend and vegetation.

Wenger, S. (1999). A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation. Recuperado de: [https://www.cc.utexas.edu/law/centers/cppdr/services/Improving Streams web/Work Groups/Public Lands/Wegner_1999_Review_of_buffer_width.pdf](https://www.cc.utexas.edu/law/centers/cppdr/services/Improving%20Streams%20web/Work%20Groups/Public%20Lands/Wegner_1999_Review_of_buffer_width.pdf).

Wootton, J.; Parker, M. & Power, M. (1996). Effects of disturbance on river food webs. *Science* 273:15. pp. 58-61.

Zamora, H. (1999). Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de aguas epicontinentales en Colombia. Popayán. Universidad del Cauca. p. 47

Zúñiga M. del C. (2000). Manual del Curso “Bioindicadores de Calidad de Agua”. Universidad del Valle, Facultad de Ingeniería, Programa de Posgrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cali, Colombia.

Anexo 1. Programas ambientales vigentes que permitieron identificar las alternativas más viables para minimizar la calidad del agua en la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores.

Tabla 19. Proyectos vigentes que pueden permitir vinculación y ejecución de las alternativas ambientales planteadas para la zona media de la quebrada Piquisiqui.

Programa	Proyecto	Actividades	Metas	Indicador	Costos	Responsable	Periodo de ejecución
Protección y conservación de la calidad y cantidad del agua de la microcuenca Miraflores	Restauración y recuperación de la ronda hídrica	<ul style="list-style-type: none"> - Concertación con propietarios. - Delimitación de la ronda hídrica. - Jornadas de reforestación. - Mantenimiento y preservación de las áreas reforestadas y recuperadas 	69 Ha reforestadas por encima de la cota 2400 m.s.n.m.	Número de Ha reforestadas frente al total proyectado	\$151.800.000	Alcaldías de Tangua y Pasto, CORPONARIÑO, propietarios de predios	2012 a 2020
	Protección y reforestación de las áreas de captación de agua	<ul style="list-style-type: none"> - Adquisición de predios. - Jornadas de reforestación. - Mantenimiento y preservación de las áreas reforestadas y recuperadas 	Total de áreas de captación de agua reforestadas	Número de hectáreas reforestadas frente al total proyectado	\$200.000.000	Alcaldías de Tangua y Pasto, CORPONARIÑO, propietarios de predios, usuarios de concesiones de aguas	2012 a 2021
	Campañas de sensibilización para la protección y reforestación de la ronda hídrica	Elaboración de talleres, jornadas lúdicas, vallas, carteles, incentivos, etc.	Mínimo 1 campaña efectuada anualmente	Número de personas sensibilizadas y capacitadas al año	\$20.000.000	CORPONARIÑO, Alcaldías de Tangua y Pasto, instituciones educativas	2012 a 2021
	Implementación de sistemas no convencionales para el manejo de aguas residuales domesticas en el sector rural de la quebrada (Proyecto POMCH río Pasto)	<ul style="list-style-type: none"> - Capacitación y sensibilización. - Suministro de materiales. - Instalación de Sistemas sépticos en veredas Marqueza, Cubijan Bajo y Alto, la Merced y San José 	Instalación de 100 sistemas no convencionales	Número de sistemas sépticos instalados frente al total proyectado	\$300.000.000	Alcaldías de Pasto y Tangua	2012 a 2018

	Campañas de sensibilización y jornadas de limpieza de residuos sólidos sobre el cauce principal de la quebrada.	Elaboración de talleres, jornadas lúdicas, vallas, carteles, incentivos, etc.	Mínimo campaña efectuada anualmente	1	Número de personas sensibilizadas y capacitadas al año	\$30.000.000	CORPONARIÑO O, Alcaldías de Tangua y Pasto, instituciones educativas	2012 a 2021
	Campañas de sensibilización para la preservación de las condiciones de calidad y cantidad de la quebrada para la satisfacción de los usos definidos	Elaboración de talleres, jornadas lúdicas, vallas, carteles, incentivos, etc.	Mínimo campaña efectuada anualmente	1	Número de personas sensibilizadas y capacitadas al año	\$20.000.000	CORPONARIÑO O, Alcaldías de Tangua y Pasto, instituciones educativas	2012 a 2021

Fuente: CORPONARIÑO, 2012; 2013.

Anexo 2. Cronograma para el programa de restauración ecológica de la quebrada Piquisiqui.

Tabla 20. Cronograma tentativo para la ejecución del programa de restauración ecológica en la quebrada Piquisiqui, microcuenca Miraflores

Año	1		2		...		20	
Semestre	A	B	A	B	A	B	A	B
Actividad								
Toma de muestra de suelo bosque secundario	x							
Toma de muestra de suelo parcela experimental	x							
Cercado de la parcela de regeneración natural	x							
Obtención de plántulas del bosque secundario	x							
Compra de plántulas de <i>A. acuminata</i>	x							
Preparación del terreno	x							
Establecimiento de la parcela experimental	x							
Resiembra	x							
Toma de muestras de suelo parcela experimental		x						
Toma de muestras fisicoquímicas del agua		x						
Manejo silvicultural		x						
Toma de muestras de suelo parcela experimental			x					
Toma de muestras fisicoquímicas del agua			x					
Manejo silvicultural			x					
Toma de muestras de suelo parcela experimental				x				
Toma de muestras fisicoquímicas del agua				x				
Manejo silvicultural				x				
Toma de muestra de suelo parcela experimental					x			
Toma de muestras fisicoquímicas del agua					x			
Manejo silvicultural					x			
Toma de muestras de suelo parcela experimental						x		
Toma de muestras fisicoquímicas del agua						x		
Manejo silvicultural						x		
Toma de muestras de suelo parcela experimental							x	
Toma de muestras fisicoquímicas del agua							x	
Manejo silvicultural							x	
Redacción de documento - conocimiento de las mejores alternativas ambientales para la quebrada Piquisiqui.								x

Fuente: este estudio.