

CATIE *Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza*

ESCUELA DE POSGRADO
MANEJO INTEGRADO DE CUENCAS HIDROGRAFICAS

**Calidad y riesgo de contaminación de las aguas superficiales en la
microcuenca del Río La Soledad, Valle de Angeles, Honduras.**

Asesor Principal: Jorge Faustino, Ph.D

Comité Asesor: Francisco Jiménez, Dr. Sc.
Sergio Velásquez, MSc.

Por
Alex Javier Cardona

Turrialba, Costa Rica

Noviembre, 2003

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma, por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

FIRMANTES:

Jorge Faustino, Ph. D.

Consejero Principal

Francisco Jiménez, Dr. Sc.

Miembro Comité Consejero

Sergio Velásquez, MSc.

Miembro Comité Consejero

Glenn Galloway, Ph. D.

Director Escuela de Posgrado

Alex Javier Cardona

Candidato

DEDICATORIA

A mi esposa Digna Vásquez, por su sacrificio, entrega, voluntad, apoyo y amor en el logro de este éxito, que también es de ella.

A mis dos pequeños hijos, Alex Javier y Axel Ricardo, por haberme acompañado y ser mi inspiración para la realización de este trabajo.

A mi madre Virginia por haberme apoyado siempre.

AGRADECIMIENTOS

Al doctor Francisco Jiménez, quien como miembro del comité asesor de tesis, contribuyó con valiosas sugerencias para enriquecer esta tesis.

Al pleno de la municipalidad de Valle de Angeles, en especial al personal de la Unidad Municipal Ambiental (UMA).

A la Dra. Lourdes Reyes, por su apoyo en la interpretación de datos de laboratorio.

En general, a todos los productores hortícolas de la microcuenca del Río La Soledad por proporcionarme información base para el análisis de riesgo de contaminación agroquímica.

A todas aquellas personas que directa o indirectamente estuvieron relacionadas con el presente estudio, especialmente, a todos los pobladores de las diferentes comunidades de la microcuenca del Río La Soledad.

CONTENIDO

LISTA DE FIGURAS Y DIAGRAMAS

LISTA DE CUADROS

RESUMEN

Cardona, A.J. 2003. Calidad y riesgo de contaminación de las aguas superficiales en la microcuenca del Río La Soledad, Valle de Angeles, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 158 p.

Palabras clave: Calidad de agua, ICA, contaminación, uso del suelo, riesgo, vulnerabilidad, SIG, índices, plaguicidas, La Soledad, Honduras.

Este estudio fue realizado para analizar la calidad y riesgo de la contaminación del agua en la microcuenca del Río La Soledad, Valle de Angeles, Honduras. En nueve unidades de drenaje fue subdividida la microcuenca, e igual número de estaciones de muestreo fueron establecidas. Durante los meses de mayo a junio dos muestreos se realizaron, en época seca y lluviosa, en los cuales, nitratos, fosfatos, coliformes totales y fecales, temperatura, pH, turbidez, sólidos suspendidos, disueltos y totales, fueron medidos y posteriormente ajustados a un Índice de Calidad de Agua (ICA). También, en dos estaciones se analizó la presencia de plaguicidas organoclorados en el agua. Mediante análisis SIG, se determinaron indicadores de deterioro de la calidad del agua, tales como: Índice de Contaminación Agroquímica (IPCAS), Índice de Contaminación Poblacional (ICP) e Índice de Vulnerabilidad Institucional (IVIS). Posteriormente, fueron integrados en un Índice de Vulnerabilidad Global (IVG). Estos fueron analizados estadísticamente, junto a parámetros de calidad de agua, para determinar su influencia en la contaminación del agua. Los resultados indican que en la microcuenca, no ocurre un deterioro significativo de la calidad del agua, aunque, el uso actual del suelo posee una participación notable en la misma. Los sólidos totales, disueltos, turbidez y nutrientes fueron los parámetros que explicaron el comportamiento negativo del ICA, así, como la cobertura vegetal y el área de drenaje influyen positivamente. En este sentido, la parte baja de las quebradas Agua Amarilla y San Francisco resultaron más contaminadas. Por otra parte, altas concentraciones de plaguicidas organoclorados encontrados en muestras de agua sugieren que los cultivos hortícolas poseen un impacto negativo en la salud acuática. Cinco compuestos fueron detectados: Aldrin, Dieldrin, Lindano, Heptacloro y Endosulfan, excediendo este último en 3183 veces el valor máximo admitido para agua potable y 6.8 veces para toxicidad acuática. En general, el 12% de la cuenca presenta alta vulnerabilidad de deterioro, constituyente de amenaza de contaminación del agua. Los índices que más explicaron la influencia del uso del suelo en la calidad del agua resultaron ser el ICP, IPCAS e IVIS. Debido a lo anterior, en la microcuenca del Río La Soledad se evidencia un proceso gradual de deterioro de la calidad del agua, acorde a las actividades antrópicas realizadas, tal, que un marginamiento social en el acceso a agua para consumo está ocurriendo y no por limitaciones en la cantidad, sino por alteración de la calidad del agua.

SUMMARY

Cardona, A.J. 2003. Quality and risk of superficial water contamination in La Soledad micro-watershed, Valle de Angeles, Honduras. Thesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 158 p.

Key words: Water quality, ICA, contamination, landuse, risk, vulnerability, GIS, index, pesticides, La Soledad, Honduras.

This study was conducted to analyze the quality and risk of water contamination in La Soledad, micro-watershed, Valle de Angeles, Honduras. The micro-watershed was subdivided in nine draining areas and the same number of sampling stations, two samplings were done during May and June for measuring the parameters during the dry and rainy seasons; the parameters were nitrates, phosphates, total and fecal coliforms, temperature, pH, turbidity, suspended, dissolved, and total solids. The parameters were measured and adapted to the Water Quality Index (WQI). Also, the presence of organochlorine pesticides in surface water were determined in two sampling stations. Deterioration indicators of the water quality, such as: Potential Agrochemicals Contamination Index (IPCAS), Population Contamination Index (PCI) and Institutional Vulnerability Index (IVIS) were determined through GIS analysis. Later, the Global Vulnerability Index (GVI) was integrated. The indices and parameters were analyzed statistically to determine their influence on water quality. Results show that little deterioration of water quality is happening within the micro-watershed, where the current landuse has important influence. The total and dissolved solids, turbidity and nutrients were the parameters that explained the negative behavior of the water quality; in addition, the buffer zones and the drainage areas have positive influence. Quebrada Agua Amarilla and San Francisco were the most contaminated downstream areas. Furthermore, high concentrations of organochlorides pesticides found in water samples, suggest that horticultural crops have a negative impact on the aquatic health. Five pesticides were detected: Aldrine, Dieldrine, Lindane, Heptachlorine and Endosulphan. The concentrations of Endosulphan exceeding at least 3183 and 6.8 times the maximum threshold permitted for human consumption and aquatic life respectively. In general, 12% of the micro-watershed showed high vulnerability of deterioration as part of threat to water contamination. The deterioration indices that explained the influence of landuse on the water quality were PCI, IPCAS and IVIS. Therefore, La Soledad micro-watershed evidences a continuous water quality degradation process due to antropogenic activities. Therefore, local residents are faced to a gradual lack of access to water for human consumption, not because of the existing amount of water, but due to its deterioration.

1. INTRODUCCION

1.1. Descripción del problema

Durante años, los recursos naturales han sido sometidos a un proceso acelerado de degradación, tal que es difícil hoy en día considerar un país que no se encuentre inmerso en esta problemática. La degradación del suelo varía según el tipo de uso y región, pero siempre con mayor intensidad en la tierra cultivada que en los pastos o bosques (Oldeman, citado por PNUMA, 2001). Las áreas cubiertas con bosques son muy efectivas para reciclar elementos y/o compuestos químicos, que evitan el arrastre de estos hacia los cuerpos de agua; es por ello que a medida que las áreas naturales son alteradas por el cambio de uso de la tierra, el reciclaje tiende a ser menor (Basterrechea *et al.* 1987a).

Lo anterior también tiene relación con la degradación del recurso agua; el sobreuso de agroquímicos utilizados en los cultivos constituye una de las principales causas de contaminación de los cuerpos de agua (Richters, 1995; PNUMA, 2001) constituyendo un problema ambiental importante (Boesten y Van der Pas, 2000) que debido a su persistencia en el suelo tardan años en degradarse (González e Illescas, 1987), sino es que antes se mueven hacia las aguas subterráneas por medio de la lixiviación (Boesten y Van der Pas, 2000). Ello involucra efectos negativos en la salud humana causadas por acumulación de sólidos orgánicos, químicos tóxicos y metales pesados en el suelo, acuíferos y aguas superficiales (PNUMA, 2001), sin tomar en cuenta que las consideraciones ambientales, legales y de calidad de vida establecen que el agua debe ser nuestra mayor preocupación (Faustino, 1997).

Las descargas de aguas residuales de origen doméstico e industrial no procesadas, son también responsables del actual deterioro de la mayoría de los cuerpos de agua, junto a las aguas residuales de beneficiado de café (Basterrechea *et al.*, 1987b; PNUMA, 2001). En época seca, la contaminación del agua alcanza niveles críticos; el caudal natural de los ríos es bajo comparado con los caudales de aguas residuales de origen doméstico e industrial haciendo que la vida acuática, en muchos casos, sea inexistente bajo estas condiciones (Wall, 1991).

Son varios los problemas derivados de la contaminación de cuerpos de agua; reducción del suministro de agua dulce (Hinrichsen *et al*, 1998), riesgos en la salud, la inutilización del uso del agua para diversos usos, el impacto negativo sobre la vida acuática (e industria pesquera) y la desaparición del valor estético, son solo algunos de los efectos asociados a calidad de agua (Wall, 1991). Desde una perspectiva de manejo de cuencas y considerando que este constituye un sistema abierto que interrelaciona aspectos biofísicos y socioeconómicos, es posible enunciar que en esta problemática existe una complejidad de soluciones que deben accionarse integralmente de un modo lógico en la variabilidad temporal, espacial e institucional (Faustino, 1986).

La microcuenca del Río La Soledad, en Valle de Angeles, Honduras, no es ajena a la problemática de degradación de los recursos naturales, principalmente referido al uso y manejo de los cuerpos de agua. Así lo han expresado los moradores de la microcuenca al priorizar este problema como uno de los principales que afecta ambiental, social y económicamente a la población en general.

1.2. Importancia de la investigación

La forma en que se utilizan los recursos naturales, las modalidades de ocupación de las tierras y la pobreza en una cuenca, sin duda alguna, determinan los niveles de vulnerabilidad que pueden ser alcanzados en el contexto ambiental y socioeconómico (CIDH 1999). Por eso, para los actores locales es muy importante el asunto de la calidad de agua. Por lo tanto, llevar a cabo estudios relacionados a este tema contribuiría a satisfacer la necesidad sentida por la población de asegurarse un acceso y suministro de agua para consumo humano, con los estándares mínimos requeridos que garanticen el bienestar de los pobladores y la sostenibilidad en la demanda actual y futura.

En la microcuenca de la Soledad, un 20% de los agricultores recurren a la modalidad de preparación de la tierra mediante quemas; el resto realiza chapias, ara la tierra utilizando tracción animal y aplica químicos en forma manual (FOCUENCAS, 2001). La agricultura de laderas en esta microcuenca merece especial atención ya que actualmente los suelos están en un proceso de degradación que cada día adquiere mayores dimensiones; un gran porcentaje de los agricultores rotura la tierra para establecer sus cultivos agrícolas, significando una importante contribución al problema de erosión del suelo y sedimentación de partículas en los lechos de los cuerpos de agua.

No es ignorado que este proceso también contribuye a aumentar los niveles de contaminación en las fuentes de agua, provocando limitaciones en el acceso del vital líquido a comunidades que actualmente carecen de fuentes formales de abastecimiento (FOCUENCAS, 2001) y la demanda de agua por parte de éstas, será creciente en la medida que aumente la densidad poblacional en dichas comunidades (Hinrichsen *et al*, 1998). A ello habrá que agregarle la falta de una educación ambiental de los pobladores de la microcuenca, lo cual viene a agudizar aún más la problemática del manejo de los recursos naturales.

En la microcuenca La Soledad existen 25 fuentes superficiales de agua, de las cuales 11 son destinadas al consumo humano (44%) y 10 para consumo animal (40%); el resto de las fuentes poseen variados usos, entre ellos el agrícola (FOCUENCAS, 2001). De las 11 fuentes de agua destinadas al consumo humano, al menos tres sufren de contaminación de aguas, entre ellas la Quebrada San Francisco que abastece de agua a la población urbana de Valle de Angeles. Aunado a lo anterior, la microcuenca supe de agua a la ciudad de Tegucigalpa; del Río El Carrizal es derivada agua hacia la subcuenca del Río Chiquito para satisfacer la demanda de este recurso en la capital. No obstante, varias comunidades dentro de la microcuenca resienten la carencia del suministro del vital líquido, por lo que este problema es un tema prioritario que merece la más alta atención por parte de los pobladores involucrados. La amenaza de contaminación de estas fuentes de agua va más allá de la causada por agroquímicos y heces fecales; la actividad minera que hace muchos años atrás tuvo auge en el sector, evidencian la posibilidad de que exista también contaminación derivada de esta actividad productiva, principalmente de mercurio, aunque según Padilla (2002), estudios realizados por la Dirección Ejecutiva de Fomento a la Minería (DEFOMIN) en 1997, revelaron que el sitio minero ubicado en Valle de Angeles (Las Ánimas), estaba dentro de los límites máximos permisibles que establecen las normas técnicas nacionales de descargas hacia aguas residuales que fija en 0.01 mg/litro.

Estas interacciones de aspectos biofísicos en la microcuenca La Soledad son las que constituyen factores de vulnerabilidad en las fuentes de aguas superficiales, de allí la importancia de realizar estudios utilizando herramientas que permitan identificar situaciones críticas, al tiempo de formular estrategias que contribuyan en la toma de las mejores decisiones para brindar soluciones en el corto, mediano y largo plazo en cuanto al manejo adecuado de los recursos naturales de la microcuenca y más específicamente, respecto a la calidad de los cuerpos de aguas superficiales.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

- Analizar la calidad y el riesgo de contaminación de las aguas superficiales de la microcuenca La Soledad, Honduras.

1.3.2. Objetivos específicos

1. Analizar la calidad del agua de las fuentes superficiales de la microcuenca La Soledad mediante parámetros indicadores de salud acuática y adaptarlos a un Índice de Calidad de Agua.
2. Proponer una metodología cualitativa que identifique áreas potenciales de contaminación agroquímica en cursos superficiales de agua, expresada mediante un índice de riesgo.
3. Determinar riesgos indicadores de deterioro de la calidad del agua mediante la interacción de metodologías cualitativas que identifican procesos de degradación del suelo, índices potenciales de contaminación poblacional y de vulnerabilidad institucional.
4. Analizar interrelaciones de los indicadores de salud acuática con respecto a indicadores de deterioro de calidad del agua.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 *Conceptualización*

2.1.1. Amenaza o peligro

Es un fenómeno natural o provocado por la actividad humana que se torna peligroso para las personas, edificaciones, instalaciones sistemas y para el medio ambiente (OPS, 1998a; Jiménez, 2002).

2.1.2. Vulnerabilidad

Grado de daño o pérdida susceptible de experimentar por un elemento bajo riesgo (personas, edificaciones, etc.) resultado de la probable ocurrencia de un evento de una magnitud e intensidad dada (Jiménez, 2002). La OPS (1998a) la define como la medida de la debilidad de un componente para resistir el impacto de las amenazas. En contaminación de acuíferos, es la facilidad con la cual un contaminante, aplicado en o cerca de la superficie del suelo, puede migrar al acuífero (Arumí *et al.* 2001).

2.1.3. Análisis de vulnerabilidad

Proceso para determinar los componentes críticos, débiles o susceptibles de daño o interrupción de edificaciones, instalaciones y sistemas y las medidas de emergencia y mitigación a tomarse ante una amenaza específica o un grupo de ellas (OPS, 1998a; Jiménez, 2002). Es útil para evaluar el riesgo de contaminación asociado a las prácticas agrícolas que se realizan en una determinada región, desarrollar estrategias de protección de los recursos naturales (suelo y agua) y elaborar planes de monitoreo y control (Arumí *et al.* 2001).

2.1.4. Riesgo

Medida de la probabilidad de impacto de una amenaza (OPS, 1998a). Puede ser definido como la posibilidad de que ocurra un evento indeseado, en este caso, que un contaminante de origen agropecuario escurra hasta un cuerpo de agua (Arumí *et al.* 2001). También es definido como el producto de la amenaza por la vulnerabilidad (Jiménez, 2002).

2.2. Indicadores de calidad de agua

Son muchos los factores que pueden afectar la calidad de agua de un sistema hídrico, así es frecuente que las condiciones de estos fluctúen, por eso es importante realizar mediciones periódicas para evaluar las tendencias de calidad del agua (Mitchell *et al.* 1991). En los últimos años se viene utilizando un índice estándar llamado el **Índice de Calidad del Agua (ICA)**, el cual es el más usado de todos los índices de calidad de agua existentes (Mitchell *et al.* 1991). Otros indicadores son evidentes cuando la contaminación de las aguas es de origen orgánico. Cuando existe mucho material orgánico presente en los arroyos, los microorganismos presentes, crean una demanda de oxígeno bioquímico, lo cual permite solamente la sobrevivencia de organismos tolerantes a bajas condiciones de oxígeno como jejenes y *Tubifex* (Mitchell *et al.* 1991). La presencia de algas y otras plantas acuáticas, son también indicadoras de exceso de nutrientes en el agua, lo cual conlleva a la *eutrofización* provocando serios efectos en la vida acuática al privar de oxígeno y luz (Seoáñez, 1999).

2.3. Determinación de presencia de sustancias en las aguas

Mitchell *et al.* (1991), argumentan que para determinar la presencia de sustancias en las aguas es necesario realizar nueve pruebas utilizando el Índice de Calidad de Agua (ICA), estas pruebas son: oxígeno disuelto, coliformes termotolerantes, pH, demandan bioquímica de oxígeno (5 días), temperatura, fósforo total, nitratos, turbidez y sólidos totales.

Oxígeno disuelto: este es esencial para el mantenimiento de lagos y ríos saludables, pues la presencia de oxígeno es una señal positiva, mientras que la ausencia indica una fuerte contaminación (Mitchell *et al.* 1991). Es muy importante para mantener la vida acuática en los cuerpos de agua (Malina, 1996). Disminuciones repentinas o graduales en el oxígeno disuelto pueden ocasionar cambios bruscos en el tipo de organismos acuáticos, por ejemplo insectos acuáticos sensibles a un nivel bajo de oxígeno disuelto, pueden ser reducidas sus poblaciones (Mitchell *et al.* 1991).

Coliformes termotolerantes: son los microorganismos coliformes capaces de fermentar la lactosa a 45 °C (OMS, 1998). Esta bacteria se encuentra en el excremento humano y de otros animales de sangre caliente entrando al sistema por medio de desecho directo de mamíferos y aves, entre otros (Mitchell *et al.* 1991). También pueden originarse en aguas provenientes de efluentes industriales, materiales

vegetales en descomposición y suelos (OMS, 1998). Esta bacteria ocurre de manera natural en el aparato digestivo humano y ayuda en la digestión de los alimentos y por si sola no es patógena, sin embargo, asociada con otros organismos patógenos, causan complicaciones en la salud humana.

Potencial de hidrógeno (pH): indica las concentraciones de iones de hidrógeno en el agua (Seoáñez, 1999). Los cambios de pH en el agua son importantes para muchos organismos, la mayoría de ellos se han adaptado a la vida en el agua con un nivel de pH específico y pueden morir al experimentarse cambios en el pH (Mitchell *et al.* 1991). Ácidos minerales, carbónicos y otros contribuyen a la acidez del agua (Malina, 1996), provocando que metales pesados puedan liberarse en el agua (Mitchell *et al.* 1991).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO 5 días): es uno de los parámetros más ampliamente utilizados; es una medida de la cantidad de oxígeno usado por poblaciones microbianas del agua en respuesta a la introducción de material orgánico degradable (Malina, 1996). La materia orgánica se alimenta por las bacterias aeróbicas que requieren oxígeno, en este proceso la materia es degradada y oxidada (Mitchell *et al.* 1991). Esto provoca cambios en la vida acuática, pues mucho del oxígeno disuelto (OD) libre se consume por la bacteria aeróbica, robando a otros organismos acuáticos el oxígeno necesario para vivir, así organismos más tolerantes a niveles bajos de OD pueden aparecer y volverse más numerosos, como la carpa, la larva jején y lombrices de drenaje (Mitchell *et al.* 1991).

Temperatura: influye en la solubilidad de las sales y los gases, también en la disociación de las sales disueltas y por lo tanto en la conductividad eléctrica y pH del agua (Seoáñez, 1999). La temperatura en un río es muy importante ya que afecta las características físicas, biológicas y químicas de un río. Así la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, la velocidad de fotosíntesis de algas y plantas acuáticas, la velocidad metabólica de organismos y la sensibilidad de organismos a desechos tóxicos, parásitos y enfermedades, pueden ser afectados (Mitchell *et al.* 1991).

Fosfato total: incluye fosfato orgánico e inorgánico. El fosfato orgánico es parte de las plantas y los animales y se adhiere a materia orgánica compuesta de plantas y animales vivos, ambos son los responsables de la presencia de algas y plantas acuáticas grandes. El exceso de algas ocasiona el "florecimiento de algas" iniciándose así la *eutrofización*, que no es más que un enriquecimiento del agua, comúnmente producida por fosfato proveniente de actividades humanas (Mitchell *et al.* 1991). Cuando las algas mueren, se depositan en el fondo y sirven como alimento para las bacterias;

aumentando los procesos aeróbicos de bacterias que consumen demasiado oxígeno afectando a la vida acuática en general (Aguamarket, 2002).

Nitratos: son obtenidos a partir de aguas de desecho descargadas directamente y de sistemas sépticos en mal funcionamiento. Estos muchas veces son colocados junto a pozos de agua, pudiendo contaminar el agua subterránea con nitratos, los cuales en niveles altos pueden ocasionar una condición llamada *metemoglobinemia* (Mitchell *et al.* 1991). También se han encontrado altos niveles de nitratos en aguas subterráneas debajo de las tierras de cultivo, en las cuales el uso excesivo de fertilizantes pareciera ser la causa, especialmente en áreas de alta irrigación con suelos arenosos (Mitchell *et al.* 1991).

Turbidez: es el resultado de sólidos suspendidos en el agua que reducen la transmisión de luz (Mitchell *et al.* 1991). Estos sólidos suspendidos son variados, así pueden ser arcillas, limos, materia orgánica y plancton y hasta desechos industriales y de drenaje (Seoáñez, 1999) En niveles altos de turbidez, el agua pierde la habilidad de apoyar la diversidad de organismos acuáticos, aumenta la temperatura al sostener partículas que absorben el calor de la luz solar y el agua caliente conserva menos oxígeno que el agua fría, así al entrar menos luz disminuye la fotosíntesis necesaria para producir oxígeno. Otro efecto asociado a turbidez es la obstrucción de las agallas de los peces, por los sólidos suspendidos, reducción del crecimiento y la resistencia a las enfermedades, al igual que limita el desarrollo de huevos y larvas (Mitchell *et al.* 1991).

Sólidos totales disueltos: es una medida de las sales disueltas en una muestra de agua después de la remoción de sólidos suspendidos; también se define como la cantidad de residuos remanentes después que la evaporación del agua ocurre (Malina, 1996). Es común observarlos en terrenos agrícolas que han sufrido procesos fuertes de escorrentía (Ongley, 1997).

2.4 Importancia de la calidad del agua

Cada vez la disponibilidad de agua para consumo humano es menor, debido al crecimiento poblacional, incrementos en consumo per cápita, la contaminación de fuentes de agua y en general, al manejo inadecuado de las cuencas hidrográficas (Radulovich, 1997). Faustino (1997), refiere que aunque la cantidad de agua es constante, la calidad de la misma va disminuyendo rápidamente como consecuencia de la contaminación de las fuentes de agua, lo cual generaría estrés hídrico a nivel

general en la mayoría de los países centroamericanos, siendo más notorio en las ciudades capitales. La magnitud del problema de la contaminación es tal, que en muchos países es ya imposible solucionar el problema mediante dilución (por efecto del aumento de caudal) y que a largo plazo se prevé un descenso de los recursos alimentarios sostenibles (Ongley, 1997).

Con el aumento de la población va implícito la cantidad de desechos generados, en el que los vertederos de basura son focos posibles de contaminación, al arrastrar la lluvia en forma superficial o filtrándose a través del suelo, ciertos elementos solubles que se incorporan a los recursos de agua existentes y aun en mayor grado si entran directamente en contacto con aguas superficiales o subterráneas (Anónimo, s.f.). Las implicaciones de consumir agua contaminada son variadas; en el contexto de salud pública, la OMS (1998) calcula que aproximadamente un 80% de todas las enfermedades y más de una tercera parte de las defunciones en los países en desarrollo tienen por causa el agua contaminada, ya que alrededor del 70% del agua consumida directamente por humanos en zonas rurales está altamente contaminada por heces fecales (Radulovich, 1997).

Lo anterior posee relación con la escorrentía superficial, una forma de contaminación difusa o no localizada. La contaminación por fuentes no localizadas contribuyen significativamente con niveles altos de agentes patógenos en la masas de aguas superficiales, especialmente coliformes termotolerantes (Ongley, 1997). En este sentido, un suministro de agua para usos domésticos en cantidad y calidad suficiente contribuiría a reducir la incidencia de enfermedades transmitidas por la vía fecal-oral (OMS, 1998).

2.5 Dinámica de uso del suelo en la calidad del agua

El efecto de los cambios efectuados por uso del suelo sobre la calidad de las aguas ha sido ampliamente documentado (Langford y O'Shaughnessy, 1971; Mumeka, 1986; Singh, 1989; Brooks *et al.* 1991; Bruijnzeel, 1991; Plamondon, *et al.* 1991; Ataroff y Sánchez, 2000; Clausen *et al.* 2000; Lacey, 2000 y Cheng *et al.* 2002). Estos autores refieren que cambios en el uso de la tierra provocan alteraciones en los regímenes hídricos aguas abajo, los cuales, implican en mayor o menor grado, cambios dramáticos en la cantidad y calidad de aguas superficiales. Lo anterior reviste gran relevancia cuando Singh (1989), describe que el 80% del deterioro de la calidad del agua es debido a sedimentos suspendidos, en su mayoría, provenientes de la erosión de suelos como producto de

edificaciones rurales y perturbaciones en masas forestales de las cuales, los aprovechamientos forestales, incendios, pastoreo por ganadería y la agricultura constituyen ser las prácticas más comunes de interés (Brooks *et al.* 1991). Esta conversión del bosque natural a variados usos antrópicos, ha inducido un proceso de modificación del bosque de ser áreas densas a bosques ralos (Kammerbauer y Ardon, 1999).

2.5.1 Aprovechamientos forestales

Estudios alrededor del mundo han mostrado que después de un aprovechamiento intensivo de madera, en suelos bien drenados, usualmente existe un incremento en pérdida de nutrientes provenientes del área cortada (cationes y nitratos), por ejemplo, aclareos realizados en New Hampshire, resultaron en incrementos de 57 kg ha⁻¹ para N inorgánico, 71 kg ha⁻¹ para Ca, y 15 kg ha⁻¹ para K en los cuatro primeros años después de la corta (Martín *et al.* 1986, citado por Brooks *et al.* 1991) así como modificaciones en las tasas de lixiviación de estos y otras sustancias disueltas desde el suelo cambiando la temperatura del agua y subsecuentes características biológicas y químicas (Cheng *et al.* 2002). Sin embargo, la mayor afectación de los aprovechamientos forestales radica en la significativa aportación de sedimentos a las fuentes de agua provenientes de los caminos forestales construidos para la extracción de la madera y la operación forestal misma.

Brooks *et al.* (1991), establecen que más del 90% de los sedimentos producidos en operaciones de corta y extracción de madera en USA son originados por los caminos forestales, considerando que más de un 60% de la superficie del suelo llega a ser perturbada durante operaciones de extracción forestal, particularmente cuando se construyen caminos de acceso, sitios de carga de trozas y uso de tractores (Abdul Rahim, 1989, citado por Bruijnzeel, 1991). El aporte de sedimentos se considera moderado-fuerte cuando dichas operaciones se realizan con tractores de oruga en áreas de fuertes pendientes con suelos limosos (Lacey, 2000), siendo el primer año de construcción y uso del camino el más crítico en cuanto a concentraciones de sedimentos en el agua se refiere (Rummer *et al.* 1997).

Otro efecto importante de las operaciones forestales estriba en la compactación de suelos que ocurre, ello involucra aumentos sustanciales de la escorrentía y carga de sedimentos hacia fuentes de agua debido a la baja capacidad de infiltración del agua en el suelo, durante eventos de tormentas fuertes, además de la dificultad en el establecimiento de vegetación en tales sitios, a veces aún después de

más de una década desde su último uso (Bruijnzeel, 1991). Los puntos donde los caminos cruzan los cauces, resultan más críticos porque se incrementa la producción de sedimentos comparados con áreas de aprovechamientos sin sistemas de caminos, aumentando drásticamente conforme aumenta la pendiente, grado de perturbación del suelo e intensidad de tránsito (Langford y O'Shaughnessy 1971). Debido a lo anterior, estos autores mencionan que Fredriksen *et al.* (1975) y Brown (1974) concluyeron que los caminos constituyen la mayor causa de deterioro de la calidad del agua de las cuencas montañosas escarpadas en la región pacífica del nordeste de USA.

Finalmente, es importante mencionar que los aprovechamientos forestales influyen sobre el incremento de la temperatura del agua. Cortes intensivos de vegetación a orillas de los cauces sin previa planificación, provocan incrementos de radiación y consecuentemente de la temperatura (Langford y O'Shaughnessy, 1971). Brooks *et al.* (1991), señalan que la temperatura del agua puede incrementar en rangos de fracciones de 1 °C hasta 10 °C al realizarse cambios en la vegetación, desde insignificantes remociones de sotobosque hasta remociones completas de árboles a lo largo de los cauces de los ríos. Estudios en el nordeste y noroeste de USA han reportado incrementos máximos anuales de temperatura en el agua de los ríos entre 4 °C y 15 °C cuando la vegetación riparia fue removida de pequeños ríos (Brooks *et al.* 1991).

Lo anterior coincide con estudios realizados por Plamondon *et al.* (1991) quienes encontraron diferencias de 4 °C al comparar cuencas forestadas y cuencas cubiertas de pastos, debido a la ausencia de sombra y al bajo caudal observado en el área de pastos. Sin embargo, estudios comparativos realizados por Messina *et al.* (1997), demostraron que la remoción del sotobosque a la orilla de cauces no causó efectos significativos en la temperatura del agua, al igual que otros parámetros como ser turbidez, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, amonio, nitratos y fosfatos, los cuales solamente mostraron ligeras respuestas al aprovechamiento realizado, indicando con ello que las prácticas de aprovechamientos pueden ser llevadas a cabo con un mínimo de impacto inicial de ciertos parámetros sobre la calidad del agua.

2.5.2 El fuego como contaminante del agua

El fuego posee en numerosos lugares del mundo, una presencia recurrente año tras año, con una intensidad que parece crecer cada vez más (Vélez, 2000). Los daños ecológicos son igualmente progresivos, principalmente sobre la vegetación y suelos. Cochrane *et al.* (1999), documentan que en la región amazónica, incendios recurrentes causan una mortalidad significativa de pequeños árboles, durante la ocurrencia de un primer incendio, incrementándose de manera gradual cada año hasta alcanzar mortalidades de hasta un 98% en incendios posteriores.

En este contexto, los efectos del fuego sobre ecosistemas forestales han sido ampliamente documentados por diversos autores alrededor del mundo. No obstante, información científica respecto a las implicancias del fuego sobre la calidad del agua, no ha representado el interés científico deseado, a excepción de investigaciones llevadas a cabo que relacionan el aporte de sedimentos y erosión del suelo con la calidad del agua, además de pérdidas y transporte de nutrientes del suelo hacia fuentes de agua. Conviene entonces, hacer referencia del efecto del fuego sobre la calidad del agua en términos de contaminación por sedimentos y nutrientes.

2.5.2.1. Contaminación por sedimentos

El fuego puede contribuir a un proceso acelerado de erosión debido a la pérdida de la protección vegetativa, capa de material orgánico del suelo y cambios físicos en el suelo superficial (Brooks, *et al.* 1991), dejando al suelo con baja capacidad de infiltración y dependiendo del patrón de lluvias, gran cantidad de este suelo y nutrientes pueden ser lavadas hacia los ríos (Bruijnzeel, 1991). Según Martins *et al.* (1991), lo anterior estaría relacionado con el aumento de la densidad del suelo y la subsecuente disminución de la porosidad del mismo, que aunado a la gran cantidad de residuos diseminados superficialmente, incluyendo una capa heterogénea de cenizas, pueden provocar alteraciones en la calidad del agua (Cerri *et al.* 1991).

Giovannini *et al.* (2001), observaron cambios en el factor de erodabilidad del suelo al comparar áreas de bosques de pino quemadas y sin quemar y campos abandonados. Por ejemplo, antes del fuego el factor de erodabilidad (k) era bastante bajo para el bosque de pino y matorrales, sin embargo, después de ocurrido el fuego, en promedio, los factores se incrementaron de 0.17 a 0.38 (55%), igualmente, incrementos de 0.14 a 0.32 (56%) fueron observados en matorrales. En el caso

de campos abandonados el factor k se incrementó de 0.26 a 0.32 promedio (20%); mientras que en los campos bajo cultivos no existieron diferencias significativas en el factor de erodabilidad del suelo. Lo anterior sugiere que el fuego, aumenta la susceptibilidad de erosión del suelo en los sitios donde estos tienen lugar. Este autor concluye que el paso de un fuego, como una función de las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo, determinarían diferentes incrementos en la erodabilidad del suelo después del fuego, de esta manera, un incendio intenso puede homogenizar algunas diferencias (en k), originalmente determinadas por los diferentes usos del suelo, los cuales son relevantes a la respuesta del ecosistema al fuego en términos de escorrentía y erosión del suelo.

Consecuentemente, los incendios forestales entonces, pueden incrementar en gran medida los niveles de turbidez y transporte de sedimentos, dependiendo de las condiciones de sitio y de clima después de la ocurrencia, sobre todo en áreas de fuertes pendientes con suelos de características hidrológicas pobres (Langford, 1977). Cornish y Binns (1987) observaron, en dos cuencas cortadas y quemadas en Australia, altos valores de turbidez, mayores a 10 UNT (Unidades Nefelométricas de Turbidez) en un período de 5 años (1979-1984), indicando que la tala y/o incendios forestales causaron un incremento pico en los niveles de turbidez, aunque no significativo, considerando que el nivel deseable actual para agua potable en Australia es inferior a 25 UNT.

Los resultados de este estudio difieren con respecto a lo observado por otros autores, por ejemplo, investigaciones realizadas en Honduras por Hudson *et al.* (1983) encontraron diferencias significativas en pérdidas de sedimentos promedios desde áreas quemadas de 1732 kg ha^{-1} (equivalente a aprox. $887 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), comparadas con parcelas no quemadas con un promedio de 80 kg ha^{-1} (aprox. $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ por año}^{-1}$). Resultados similares obtuvo Pazmiño (2002), en la zona central de Honduras, quien observó una baja tasa de erosión por efecto de incendios forestales, sin embargo, la proporción en que esta aumenta es alta; por cada unidad de suelo erodado en el área no quemada 66.5 unidades de suelo se erosionan del área quemada. Estas pérdidas de sedimentos por escorrentía, observadas por Hudson *et al.* (1983), fueron asociadas con las lluvias de una tormenta tropical en septiembre de 1978 y una tormenta intensa de corta duración ocurrida en mayo de 1978.

A este respecto, Belillas y Roda (1993), concluyen que después de un incendio, es probable que este posea un impacto significativo directo sobre la calidad del agua superficial, solo si casi inmediatamente ocurriera un evento moderado o alto de precipitación (antes del surgimiento de

vegetación, especialmente malezas y arbustos) que mediante escorrentía pudiera arrastrar sedimentos y nutrientes disueltos en el agua proveniente de las cenizas. Lo anterior tiene concordancia con lo expresado por Cornish y Binns (1987). Estos autores señalan que Leiche *et al.* (1983), reportaron incrementos altos en la erosión de suelos después de la ocurrencia de un incendio forestal, causado por el impacto de una tormenta de alta intensidad seis días después del incendio. De igual forma, Burgess *et al.* (1980) confirman que una tormenta relativamente intensa, dos meses después del paso de un incendio, provocó concentraciones elevadas de sedimentos en suspensión en fuentes de agua. Por lo tanto, si no ocurren tormentas de alta intensidad posterior al incendio, la vegetación emergente contribuye a disminuir la escorrentía y erosión al reducir el impacto de las gotas de lluvias en el suelo y mejorar la intercepción (Hudson *et al.*, 1983; Cornish y Binns 1987).

2.5.2.2. Contaminación por nutrientes

Durante el primer ciclo de explotación de la tierra bajo el sistema de cultivo roza y quema, el suelo libera una gran proporción de nutrientes almacenados en la biomasa superficial dentro del suelo (Juo y Manu, 1996), la cual es directamente proporcional a la carga inicial de combustible por unidad de área (ton ha^{-1} de materia seca), intensidad del fuego y la rápida tasa de recuperación de la vegetación (Hudson *et al.* 1983). Una porción significativa de estos nutrientes liberados son arrastrados hacia las fuentes de agua mediante escorrentía, mientras, otra porción se pierde por volatilización o simplemente se disuelven en el agua de escorrentía (Juo y Manu, 1996), debido al incremento de la solubilidad por efecto de la temperatura del fuego (p.e. fosfatos) (Buch, 1988).

Pérdidas de nutrientes provenientes de áreas quemadas han sido reportadas por Belillas y Roda (1993), quienes registraron altas concentraciones químicas de NO_3^- , K^+ , Ca^{2+} y SO_4^{2-} en el agua, comparadas con áreas no quemadas. Aunque estas altas concentraciones de iones en el flujo superficial provenientes de las laderas quemadas no fueron significativas en cuanto al potencial de contaminación del agua por nutrientes, si representan ser un indicativo de lavado de estos elementos contenidos en la capa de ceniza. Estos autores explican lo anterior a una falta de transporte de sólidos disueltos pendiente abajo u opacado por un efecto de dilución relacionado al incremento en el caudal después del fuego. De manera puntual, Belillas y Roda (1993), concluyen que estos resultados son debido a la combinación de efectos de (1) la capa de material orgánico no quemada del suelo, (2) retención de nutrientes en el suelo y por rebrote de la vegetación y finalmente, (3) un

patrón de precipitación justo después del fuego que no favorece la lixiviación de nutrientes y erosión del suelo.

Al parecer, todos los resultados de estos estudios coinciden con Pazmiño (2002), quien determinó pérdidas de nutrientes poco significativas por efecto del fuego, sin embargo, a largo plazo, dichas pérdidas pueden magnificarse al aumentar el área quemada y la intensidad del fuego; por lo tanto, afectaciones del fuego a la estructura del suelo y capacidad de infiltración, aumento de la susceptibilidad de erosión y pérdidas de nutrientes del suelo, podría incrementar el potencial de degradación de la calidad del agua (Langford, 1977).

2.5.3. La ganadería y la calidad del agua

En muchas partes del mundo, el pastoreo es una práctica común del uso de la tierra, con limitados impactos sobre los constituyentes químicos disueltos en el agua superficial, sin embargo, este enunciado no es cierto cuando ocurre un sobrepastoreo (Brooks *et al.* 1991). Es por ello que la ganadería reviste importancia para la calidad del agua, ya que generalmente, las áreas de pastos tienden a ser ubicadas en lugares húmedos junto a cursos de agua o sobre terrenos escarpados, así, contaminantes provenientes de estas áreas pueden ser lavadas con facilidad y rapidez hacia aguas superficiales (Line *et al.* 2000), ya sea como sólidos suspendidos, nutrientes o como organismos patógenos (Brooks *et al.* 1991; Faust, 1982 y Patni *et al.* 1985, citados por Fajardo *et al.* 2001).

Incrementos de bacterias en el agua se evidencian, cuando los animales domésticos pastan en áreas pantanosas o húmedas adyacentes a los ríos (Brooks *et al.* 1991). Fajardo *et al.* (2001), mencionan que Walker *et al.* (1990) observaron que la cantidad de bacterias en el suelo es una función del tipo y número de ganado, y también de si los desechos son almacenados o no. Por otra parte, la contaminación de aguas superficiales por nutrientes provenientes de áreas de pastoreo, también ocurre. Wienhold *et al.* (2001) sostienen que la intensidad de pastoreo afecta la densidad del suelo con el incremento del pisoteo, de tal forma que al ocurrir una lluvia o riego, la capacidad de almacenamiento del suelo es superada fácilmente e inevitablemente ocurrirá drenaje de nutrientes por efecto de escorrentía o lixiviación por la lluvia o riego hacia las fuentes de agua (Vidal *et al.* 2000). Lo anterior es consistente si se considera que para áreas de ganado vacuno con 1% de pendiente bastan 8 ton de peso seco ha⁻¹ de estiércol para que las aguas superficiales sean enriquecidas por nitrógeno y fósforo (Jones y Willis, 1995; citados por Eghball *et al.* 2000).

Los factores que controlan y disminuyen los efectos de la contaminación por estiércol están íntimamente relacionados a la capacidad de absorción del nitrato por los cultivos y la capacidad de absorción del amonio por parte del suelo (Vidal *et al.* 2000), siendo afectada, esta última, por la compactación del suelo, lo que provoca una baja liberación de amonio en el suelo y consecuentemente ser transportados a fuentes de aguas superficiales mediante escorrentía (Zhao *et al.* 2001). Eghball *et al.* (2000), manifiestan que al comparar aplicaciones realizadas con fertilizantes químicos y estiércol, son estos últimos los que aportan mayor concentración de fósforo (P) disuelto en la escorrentía después de ocurrida una precipitación de moderada intensidad; no obstante, en cuanto a pérdidas de nitrógeno (N) por escorrentía, sucede lo contrario; estas ocurren en mayor cantidad desde parcelas fertilizadas que de parcelas tratadas con estiércol. Finalmente, Vidal *et al.* (2000) consideran que los efectos de la contaminación por estiércol en aguas superficiales es retrasado cuando bajo condiciones específicas de clima y de suelo, el nitrógeno aplicado se pierde a través de la denitrificación y volatilización o mediante un proceso de oxidación de los compuestos solubles de nitrógeno a nitratos, que por tener carga negativa no pueden adherirse a los coloides del suelo sino lixiviarse hacia las aguas subsuperficiales (Fuentes, 1997) o simplemente ser diluidos a muy bajas concentraciones debido a altos volúmenes de escorrentía (Fajardo *et al.* 2001).

2.5.4. El papel de la agricultura en la calidad del agua

La agricultura constituye una de las actividades económicas más difundidas en el mundo, particularmente en las áreas rurales (Sandia *et al.* 1999). Sin embargo el impacto de esta sobre el recurso hídrico reviste especial importancia. Ongley (1997), indica que la agricultura, a nivel mundial, utiliza el 70% de todos los suministros hídricos superficiales, lo cual representa el principal factor de degradación de estos como consecuencia de la erosión y de la escorrentía química. Por ejemplo, en la mayor parte de los Estados Unidos, la principal fuente de contaminación no puntual es la agricultura, específicamente por el amplio uso de fertilizantes, aplicación de estiércol de ganado, pesticidas y residuos de forrajes que son arrastrados por las lluvias (Wagner, 1996; Shilling y Libra, 2000). Estimaciones realizadas por la EPA, indican que el 55% de los km de ríos estudiados en los Estados Unidos han sido afectados por contaminación provocada por actividades agrícolas (citado por Wagner, 1996); algunos estudios establecen que existe una función lineal entre la

relación de concentraciones de nitratos en aguas superficiales y el porcentaje de cultivos intensivos en la cuenca (Shilling y Libra, 2000).

La contaminación de fuentes superficiales debido a la agricultura está íntimamente relacionada con el proceso de pérdida de suelos, es decir, provocada por la entrada de sedimentos a los ambientes acuáticos (Ataroff y Sánchez, 2000; Plamondon *et al.* 1991; Mumeka, 1986; Wagner, 1996; Gerontidis *et al.* 2001; Liu *et al.* 2001 y Zhao *et al.* 2001). En este contexto, Ongley (1997), manifiesta que la contaminación por sedimentos posee dos dimensiones principales: (1) la *dimensión física*, consistente en la pérdida de la capa arable del suelo y la degradación de la tierra como consecuencia de la erosión laminar y cárcavas, que causan niveles excesivos de turbidez en el agua receptora y repercusiones ecológicas y físicas y, (2) la *dimensión química*, consistente en la parte de sedimentos constituida por limo y arcillas (<63 μm); transmisora primaria de productos químicos absorbidos, especialmente fósforo, plaguicidas clorados y la mayor parte de los metales que son transportados por los sedimentos a los ambientes acuáticos. Como contaminantes físicos los sedimentos producen en el agua altos niveles de turbidez que limitan la penetración de la luz solar dificultando el proceso de fotosíntesis en algas y plantas acuáticas, disminuyendo la producción de oxígeno, así estas mueren y provocan mayor demanda de este al descomponerse (Wagner, 1986). También los sedimentos impiden el desove de peces al cubrir los lechos de grava. Asimismo, altos niveles de sedimentación en ríos alteran las características hidráulicas del cauce (Ongley, 1997).

Por otro lado, los sedimentos como contaminantes químicos está en función de la carga química que es transportada por los sedimentos; en América del Norte y Europa el transporte de fósforo (P) se ha cuantificado hasta en un 90% del total del flujo de P de los ríos que puede estar asociado a sedimentos en suspensión (Ongley, 1997). De igual forma, muchos de los contaminantes persistentes, bioacumulados y tóxicos, están fuertemente asociados con sedimentos y en especial, con el carbono orgánico transportado como parte de la carga de sedimentos de los ríos.

2.5.4.1. Técnicas de preparación del suelo

El grado en que los sedimentos contaminan los ambientes acuáticos debido a la manera de preparar el suelo ha sido ampliamente documentado (Ataroff y Sánchez, 2000; Muysen *et al.* 2000; Gerontidis *et al.* 2001; Liu *et al.* 2001; Truman *et al.* 2001; Zhao *et al.* 2001 y Fykse *et al.* 2002).

Una práctica común resulta el arado del suelo. Si bien es cierto el arado contribuye a mejorar la infiltración del agua en el suelo (Ataroff y Sánchez, 2000) y a la retención de nutrientes (Fykse *et al.* 2002), también es cierto que la práctica convencional de este (perpendicular a la pendiente) ha conducido a altas tasas de escorrentía y erosión de suelos en tierras de laderas (Liu *et al.* 2001), en especial si el sistema empleado consiste en la roturación profunda del mantillo (Gerontidis *et al.* 2001). De igual forma, el tipo de cultivo determina la intensidad de arado, Ataroff y Sánchez (2000), llevaron a cabo estudios en la región de Gavidia, Venezuela, y observaron que el cultivo de hortalizas, en especial el de papas, implica tres pases de arado, desde la preparación del terreno hasta la cosecha.

Estudios comparativos entre roturar el suelo en sentido perpendicular a la pendiente y en contorno, indican diferencias significativas promedios de más de 300%, en igualdad de condiciones de cobertura del 77%, debido a que la gravedad actúa como una fuerza adicional que provoca mayores distancias de desplazamientos del suelo (Gerontidis *et al.* 2001). A lo anterior habría que adicionar el efecto que causa la longitud de la pendiente. Truman *et al.* (2001), refieren que la escorrentía y transporte de sedimentos para suelos desnudos incrementaron entre 1 y 2 veces en magnitud, conforme la longitud de pendiente también incrementara. Resultados similares encontraron Zhao *et al.* (2001), cuando compararon dos sistemas de preparación del terreno; roturación profunda y labranza reducida. Las pérdidas de sedimentos provenientes de las parcelas de roturación profunda resultaron casi dos veces más altas que en las parcelas de labranza reducida.

Aunque existen técnicas que minimizan el impacto del arado en la calidad del agua, la pérdida de suelos siempre estaría sujeta a las condiciones de sitio y a la intensidad de los cultivos. Por ejemplo, Muysen *et al.* (2000) sostienen que operaciones de arado con cincel en suelos limosos resultan muy erosivas y pueden conducir a pérdidas de suelos a tasas de 1 mm año^{-1} incrementándose en la medida en que la práctica se vuelve sistemática o continua. Fykse *et al.* (2002), argumentan que suelos con bajo riesgo de erosión, las prácticas tradicionales de arado no causan pérdidas de suelos más allá de su tasa de regeneración (formación). Otro impacto significativo en la calidad del agua y asociado a la técnica de preparación del suelo es el transporte de nutrientes a través de la escorrentía. Tales desplazamientos dependen en gran parte del tipo de fertilización realizada; técnica de labranza reducida combinada con aplicaciones de urea perdieron más $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (amonio) que ningún otro tratamiento debido a la dificultad de mezclado de la urea dentro del suelo; de igual manera, cuando

se combinó la labranza mínima con estiércol, mayores pérdidas de NO_3^- -N (nitratos) ocurrieron (Zhao *et al.* 2001). Lo contrario sucedió en la técnica de roturación profunda, las pérdidas de NH_4^+ -N y/o NO_3^- -N fueron menores, tanto para fertilizantes orgánicos como inorgánicos, por lo tanto, el mezclado adecuado de los fertilizantes con el suelo presenta beneficios en reducir las pérdidas de minerales nitrogenados hacia aguas superficiales, siempre y cuando las intensidades de eventos de precipitación no sean mayores que provoquen altas tasas de escorrentía (Prato y Shi, 1990).

Lo anterior es sustentado por Wang *et al.* (2002) quienes compararon la labranza mínima y de cincel con la roturación profunda en combinación con fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Estos autores observaron que al arar convencionalmente y aplicar fertilizantes comerciales ocurrieron bajas pérdidas de N y P en la escorrentía, sin embargo, con las técnicas de arado de cincel y labranza mínima combinado con estiércol y fertilizantes comerciales, las pérdidas de N y P en escorrentía fueron altas. En este contexto, convendría analizar el dilema acerca de que sería mejor: (1) usar sistemas de arado que minimizan el mezclado del suelo con los fertilizantes o (2) utilizar aquellos que favorecen este proceso, es decir, reducir la erosión de partículas del suelo asociados con nutrientes solubles o simplemente reducir las pérdidas de dichos nutrientes? (Zha *et al.* 2001).

2.5.4.2. Contaminación de aguas superficiales por fertilizantes

La contaminación de fuentes de agua por uso de fertilizantes ocurre de forma variada en tipos, cantidades y frecuencias. El nitrógeno (N), especialmente en forma de nitratos, es uno de los más importantes factores que degradan la calidad del agua; pérdidas de nitratos desde áreas agrícolas son mayores que las ocurridas en ecosistemas naturales. (Gardi, 2001). Estimaciones realizadas por este autor, indicaron que entre el 8% y 11% del N total aplicado en toda una cuenca tenían como destino las fuentes superficiales de agua. Resultados similares encontraron Liere *et al.* (2002). Encontraron que el promedio anual de pérdidas de nutrientes hacia los ríos desde áreas agrícolas significaban un 8% del total de N aplicado y 7% para P; mientras para Stalnacke y Bechmann., (2002), estas pérdidas fueron un poco más altas; 20% en total. El nitrato es típicamente lixiviado desde los campos cultivados y se mueve a poca profundidad subterráneamente hacia las fuentes superficiales (Shilling y Libra, 2000). Este movimiento de nitratos se reduce hasta en un 15% cuando prácticas integradas de conservación de suelos son utilizadas (Hass *et al.* 2002).

Las fuentes de N pueden ser tanto orgánicas como inorgánicas. En el caso de productos orgánicos aplicados al suelo Sauer *et al.* (2000) observaron que después de un mes de aplicado 4.5 ton ha⁻¹ de gallinaza se produjo un significativo incremento de concentraciones de P y N en la escorrentía comparado con áreas no tratadas, siendo dos veces mayores estas concentraciones cuando se adiciona estiércol en esa misma proporción (Pote *et al.* 2001). De manera similar, al usar estiércol de ganado bovino como abono en la agricultura, una porción significativa de amonio pueden ser transportados a los cuerpos de agua; elevadas concentraciones de este compuesto son usualmente asociadas con estiércol o escorrentía de fertilizantes desde campos agrícolas (Chambers *et al.* 2002).

Aunque también ocurre de manera natural, otro nutriente muy vinculado a las prácticas agrícolas y comúnmente fuente de contaminación de aguas superficiales resulta ser el fósforo. El movimiento de P es facilitado por la topografía y el flujo del agua a través del perfil del suelo. Las formas en que normalmente ocurre es mediante lixiviación cuando componentes de fosfatos se convierten a formas solubles y/o mediante la separación de partículas conteniendo P y agregándose a partículas de suelo (McDowell *et al.* 2001; Fykse *et al.* 2002). Hansen *et al.* (2000), observaron durante dos años que el transporte total de P fue alto cuando el suelo se sometió a sistema de arado de roturación profunda, en comparación al sistema de labranza mínima. Por su parte Wang *et al.* (2002) documentaron que altas tasas de transporte de nutrientes provenientes de parcelas donde se aplicó estiércol, fue debido a una operación intensiva de arado para incorporarlo. De igual manera, Zhao *et al.* (2001) observaron que el 91% del P total fue arrastrado hacia fuentes de agua en la forma de sedimentos asociados a P particulado. Lo anterior sugiere que al no mezclarse adecuadamente el fertilizante con el suelo, entonces el P soluble se adhiere a partículas de suelo más fácilmente debido a la absorción del P por parte del suelo y consecuentemente pueden ser transportados hacia cuerpos de agua mediante la escorrentía (Zhao *et al.* 2001).

En cuanto a la cantidad de P sujeto a lixiviación, esta dependerá de la cantidad de P aplicado al suelo; Sharpley y Moyer (2000) encontraron que las concentraciones de P inorgánico lixiviado entre el primer y quinto evento de precipitación fueron entre 75 y 34 mg l⁻¹, es decir, un 58% del P total aplicado en forma de estiércol de ganado. Es común, en muchos lugares del mundo fertilizar el suelo con gallinaza previo a la siembra, no obstante, Sauer *et al.* (2000), determinaron diferencias significativas entre sitios tratados con desechos de aves y sitios no tratados, lo que refleja la contribución de la capa de gallinaza recién aplicada al suelo en cuanto a contaminación se refiere.

2.5.4.3. Contaminación de aguas superficiales por plaguicidas

Ongley (1997) define el término "plaguicida" como una palabra compuesta que comprende todos los productos químicos utilizados para destruir las plagas o controlarlas, sean estos herbicidas, insecticidas, fungicidas, nematocidas y rodenticidas. A través de los años, la presencia de plaguicidas en aguas superficiales se ha puesto de manifiesto a partir de su empleo masivo en actividades agrícolas (Seoáñez 1999). Altos niveles alcanzados en la proliferación de insectos, nemátodos y enfermedades fungosas, inducen a los productores agrícolas a utilizar cantidades considerables de plaguicidas (Oyuela 1987), en la mayoría de los casos, sin atender recomendaciones técnicas en cuanto al tipo de producto, dosificación y cuando aplicar de acuerdo al tipo de cultivo y/o plaga a controlar (Sandia *et al.* 1999). Lo anterior es debido al temor de los agricultores que sus productos sean rechazados en el mercado por baja calidad estética (Pomerleau 1998). Es así como los plaguicidas, después de su aplicación, pueden ser lixiviados dentro o a través del suelo (Brooks *et al.* 1991), o transportados por escorrentía superficial hacia los receptores hídricos (Hunt *et al.* 1999, Seoáñez 1999, Louchart *et al.* 2001).

Resultan innegables las pruebas abrumadoras de que el uso de los plaguicidas en la agricultura, tiene importantes efectos en la calidad del agua y provoca serias consecuencias ambientales (Ongley 1997). En este sentido, conviene analizar la dinámica de los plaguicidas en las fuentes de aguas receptoras. Son varios los factores que intervienen en el proceso de transporte de plaguicidas hacia cuerpos de aguas superficiales, entre ellos, las propiedades físicas y químicas de los compuestos, de las cuales la persistencia y la movilidad son de los más importantes (GEF 2000). Si bien es cierto lo anterior reviste importancia por lo que se ha expresado, también es cierto que las propiedades físicas del suelo, pendiente del terreno, tasa de precipitación y/o riego y el contenido de materia orgánica, son las que finalmente determinan el potencial de riesgo de transporte de pesticidas hacia las fuentes de agua (Brooks *et al.* 1991).

Rice *et al.* (2001), refieren que Wauchope (1978) calculó aproximadamente una tasa de transporte de pesticidas por escorrentía desde áreas agrícolas hacia cuerpos de aguas superficiales de un 5%, dependiendo de las condiciones de humedad y pendiente del terreno. Lo anterior tiene relación con la solubilidad del compuesto en el agua, determinado por el coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) en el cual un valor bajo de K_{ow} indica que es fácilmente soluble en el agua, mientras que los

que tienen valores altos de K_{ow} se califican como “hidrofóbicos” y suelen estar asociados con partículas de suelos (Ongley 1997). Cualquiera que sea el caso, los pesticidas van a parar a los cuerpos de agua, bien asociados a sedimentos o diluidos en agua transportados por lixiviación o escorrentía. Lo anterior es confirmado por Elliott *et al.* (2000), quienes estudiaron la dinámica de transporte de varios herbicidas y observaron que estos se movían a través del suelo por medio de flujos preferenciales, es decir por canales subterráneos. No obstante, aunque la velocidad de desplazamiento de los herbicidas fue la misma, la cantidad transportada no fue igual, solamente un 0.01% de un herbicida soluble aplicado, fue transportado, en comparación al 0.46% del herbicida más soluble, lo que explica la fuerte relación entre la cantidad transportada y las propiedades físico-químicas de los herbicidas, incrementando con la solubilidad y decreciendo con el coeficiente de absorción del herbicida (k_{oc}) a partículas de sedimentos. De esta manera, se evidencia que los pesticidas pueden entrar en las aguas subterráneas infiltrándose en el suelo por acción de la lluvia y riego y posteriormente alcanzar las fuentes superficiales (Wagner 1996), especialmente en períodos de baja escorrentía donde plaguicidas de acuíferos aluviales se comportan como influentes respecto a ríos contiguos (Loewy 2000).

La forma más frecuente de transporte de plaguicidas desde áreas agrícolas lo constituye la escorrentía. Experimentos de campo realizados por Louchart *et al.* (2001) así lo indican. Estos autores encontraron que más del 84% y 94% del peso anual de los herbicidas Diuron y Simazine, respectivamente, fueron removidos desde los campos por tan solo el 10% del volumen anual de escorrentía provocado por solo 4 tormentas. Obviamente, otros factores, como la pendiente, el tipo de cultivo y la forma de preparación del terreno, también influyen en las cantidades de plaguicidas arrastrados hacia las fuentes de agua (Gardi 2001); por ejemplo, los cultivos de hortalizas, especialmente zanahoria y papas, presentan las peores condiciones hídricas desde el punto de vista de la erosión, con mínima intercepción y cobertura y máxima escorrentía (Ataroff y Sánchez 2000). Por otra parte, estudios realizados para medir arrastre de pesticidas desde parcelas con y sin arar han demostrado que el desplazamiento de estos hacia cuerpos de agua depende de la capacidad de infiltración del suelo para poder absorber cantidades significativas de químicos (Louchart *et al.* 2001), por lo tanto, una reducción en los volúmenes de escorrentía reducirían la erosión del suelo junto con partículas y cargas de pesticidas en fase de disolución (Rice *et al.* 2001).

Otra forma de transporte de pesticidas hacia cuerpos de agua relacionada a la escorrentía son las zanjas o canales de drenaje agrícola (Brevé *et al.* 1996). Hunt *et al.* (1999), determinaron que estas fueron la más frecuente vía de contaminación de fuentes de aguas superficiales; excedentes de agua por exceso de riego o precipitación conteniendo cantidades significativas de pesticidas diluidos constituyen una fuente puntual de contaminación, siempre y cuando el caudal de la fuente receptora no sea suficiente para reducir las concentraciones de químicos en el agua (Cessna *et al.* 2001).

2.5.4.3.1. Efectos ecológicos de los pesticidas

Cada vez, la mayoría de los nuevos plaguicidas son menos tóxicos y persistentes para los seres humanos, sin embargo, cuando se analizan niveles de toxicidad (DL-50) son en base a experimentos en ratas, por lo que no se toma en consideración el efecto en los organismos acuáticos; mucho más sensibles a los efectos tóxicos de estas sustancias (García 1999), principalmente los peces que son envenenados directamente, e indirectamente a los humanos cuando estos son consumidos (Wagner 1996). Por eso es de especial preocupación controlar el destino ambiental de los plaguicidas una vez que estos han sido liberados al medio, ya que es difícil llegar a predecir las posibles alteraciones que puedan darse en ellos, especialmente cuando se degeneran produciendo metabolitos de mayor toxicidad que el compuesto original (Ongley 1997, García 1999). De una amplia gama de pesticidas en el mercado, los organoclorados resultan ser los más tóxicos y persistentes, debido a ello, son muchos los países que han prohibido el uso de este tipo de compuestos (Caliskan y Yerli 2000).

Los efectos ambientales suelen incrementarse cuando el uso de un pesticida se intensifica debido a la resistencia genética de la plaga (Wagner 1996). Estas se vuelven más resistentes, por lo que es normal que se incrementen las dosificaciones y/o frecuencias en la aplicación. Estudios realizados por Ramos *et al.* (1995) en la parte central de Honduras han demostrado que los agricultores poseen una relativa distinción del tipo de plagas que atacan sus cultivos, sin embargo, las enfermedades causadas por hongos y bacterias no son diferenciadas (las denominan "hielo"), por lo que son tratadas con un producto fungicida cualquiera. Resulta obvio entonces, que cantidades significativas de químicos llegan a los cuerpos de agua. El problema es que los pesticidas en el agua, rara vez permanecen como sustancias químicas puras, al contrario se adhieren a las partículas de limo suspendidas o alguna materia orgánica que yace en los sedimentos del fondo, formando capas finas y persistentes en la superficie o se concentran en los organismos de los seres vivos (Wagner 1996).

Es de esta manera como muchos pesticidas, principalmente organoclorados, permanecen en el ambiente por muchos años, lo que ha provocado que residuos de estos se hayan encontrado, en cuerpos de agua, suelos, sedimentos y organismos (Caliskan y Yerli 2000). Estudios realizados por dichos autores, demostraron que residuos de cinco pesticidas organoclorados se encontraron en muestras de cangrejos, mientras que siete pesticidas organoclorados, entre ellos, DDT, Dieldrin, Aldrin y Endrin, se observaron en muestras de peces.

Muchas veces, la bioacumulación de sustancias tóxicas en organismos acuáticos es crítica, Taylor (1990) encontró, en peces capturados en el Río Gila en Arizona, niveles elevados de DDE y Toxafenos; 170 ppm de DDE y 73 ppm de Toxafenos; aproximadamente 34 y 10 veces, respectivamente, por arriba de los niveles máximos permitidos por la EPA en alimentos para consumo humano. Ello evidencia el nivel de riesgo al consumir peces contaminados por plaguicidas, sin embargo, este se incrementa cuando situaciones similares son encontradas en países en desarrollo, en los cuales las poblaciones hacen uso de las aguas de ríos contaminados bien sea para riego o acuicultura. Pratt y Quijandría (1997) han documentado que estudios llevados a cabo en fincas camaroneras en la zona sur de Honduras, han brindado resultados realmente preocupantes; concentraciones de 23 ppm de Lindano y 45.8 ppm de Aldrin (plaguicidas de alto poder tóxico, bioacumulativos y bioampliativos), han sido detectados en estuarios.

Ongley (1997) define el término bioconcentración como la acumulación de plaguicidas solubles en grasa y alojados en los tejidos grasos, como los tejidos comestibles de los peces y tejido graso humano. Por su parte, la bioampliación la define como la concentración creciente de un producto químico a medida que la energía alimentaria se transforma dentro de la cadena trófica, es decir, en la medida que los organismos pequeños son devorados por los mayores, la concentración de plaguicidas y otros productos químicos se amplía de forma considerable en el tejido y otros órganos. Sobre esto último, Dua *et al.* (1996) lo demostraron en su estudio de peces en estanques en La India. Ellos compararon niveles de HCH y DDT en estanques con y sin peces. Los resultados fueron interesantes, en los estanques sin peces se encontraron mayor cantidad de residuos de estos compuestos en el agua, mientras que en los estanques con peces se encontraron promedios de 5,066 y 10,847 veces concentraciones más altas, pero en los peces, comparados con las concentraciones en el agua, para HCH y DDT, respectivamente.

2.5.4.3.2. Plaguicidas en el cuerpo humano

Los plaguicidas en la salud humana están relacionados con problemas a largo plazo, como ser cáncer, daños cromosómicos y reproductivos (Wagner 1996). Residuos de Endrin, Toxafeno, Paradiclorobenzeno, Parathion y Malathion han sido detectados en personas que han estado expuestos al contacto durante mucho tiempo (Torres 1990). La exposición prolongada es una de las formas como estos químicos llegan al cuerpo humano y la otra forma es mediante la cadena alimenticia, al consumir alimentos contaminados u organismos acuáticos con altos niveles de pesticidas acumulados.

Estudios realizados por Balluz *et al.* (2001) en la región sur de Honduras (Istoca), evidenciaron niveles significativos de contaminación de suelos por pesticidas organoclorados, y coincidentemente, altas concentraciones de p,p-DDE y Dieldrin fueron detectados en adolescentes de la comunidad de Istoca. Los efectos directos en la población adolescente expuesta se manifestaron en dolores de cabeza, mareos, vómitos, diarreas, irritación de la piel, fiebres y dolores estomacales. En Veracruz, Mexico, mujeres expuestas a contaminación desde 1956 por DDT y DDE a una tasa de 2 g m², resultaron con importantes niveles de estos pesticidas en la leche materna (Waliszewski *et al.* 2002). Estos autores encontraron una fuerte correlación entre el contenido de pesticidas clorados en suero de sangre y leche materna. Así, existe un alto riesgo de contaminación a los lactantes, debido a que los plaguicidas acumulados en los tejidos adiposos durante el tiempo de exposición, son removidos de la sangre de la madre y transportados a las glándulas mamarias, de esta forma los plaguicidas son expulsados en la leche materna (Waliszewski *et al.* 2002).

Resultados similares obtuvieron Waliszewski *et al.* (1996) quienes encontraron HCB, α -HCH y p,p'-DDE en el 100% de muestras de leche de mujeres estudiadas, a pesar que el uso de estos compuestos, ha sido restringido en México. Similarmente, Steinberg *et al.* (1989) estudió poblaciones expuestas a fuertes fumigaciones agrícolas en Honduras y encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre concentraciones de DDT y el peso y masa corporal de las personas, lo mismo que para DDE. Lo anterior, fue debido a que normalmente los tejidos adiposos incrementan conforme la edad aumenta, y es precisamente en estas regiones donde tienden a acumularse mayores cantidades de residuos clorados persistentes. Los efectos de estos compuestos en la salud humana no son del todo claros, Balluz *et al.* (2001) refiere que tanto el DDT como el

DDE son disruptores del sistema endocrino que bloquea la acción de las hormonas naturales hacia los sitios receptores de estrógenos, lo cual pudiera manifestarse en un desarrollo sexual anómalo y mayores riesgos de cáncer en mamas y próstata. Sin embargo, según la OMS (1987) no existen evidencias fehacientes de que el DDT produjera cáncer en el hombre, aunque si afecta el sistema nervioso y el hígado. De igual manera, el Dieldrin tampoco es causa probable de cáncer, pero si afecta el sistema nervioso y el hígado y en casos bien aislados, malformaciones menores en experimentos con ratas de laboratorio, pero más atribuibles a la toxicidad materna (OMS, 1987).

Las implicaciones ambientales respecto al uso de plaguicidas ha sido ampliamente evidenciado, sin embargo, la realidad socioeconómica de los usuarios de estas sustancias, así como las limitaciones económicas y de recursos humanos especializados, tanto de las entidades públicas como privadas, que tuvieran interés en involucrarse en la búsqueda de alternativas de solución, hacen difícil la aplicación de medidas y reglamentaciones que pudieran, en el largo plazo, dar respuestas sostenibles respecto al problema.

2.6. El uso de SIG en la calidad del agua

Un Sistema de Información Geográfica (SIG) es un sistema de base de datos de entrada, manejo y presentación de los mismos, diseñada para manipular grandes volúmenes de información espacial y no espacial georeferenciada, provenientes de una amplia variedad de fuentes (Tim y Jolly 1994). En los últimos años se han venido utilizando herramientas que contribuyen en la toma de mejores decisiones al tiempo de brindar soluciones de corto plazo a través de diseño de estrategias para proteger la calidad de los cuerpos de agua (Misiti y Faga, 2002); en el caso específico del agua, el uso de SIG, cada vez se hace más frecuente para evaluar la tendencia, así como el seguimiento y monitoreo de impactos de los variados usos del suelo sobre la calidad del agua en una cuenca, especialmente la contaminación por fuentes puntuales (ACES, 1999; Misiti y Faga, 2002). Barcellos (2001), justifica que el SIG es una herramienta útil en la planeación de acciones de saneamiento y vigilancia de la salud pública e identificar grupos poblacionales vulnerables al impacto de la calidad del agua. Por otra parte, esta herramienta tecnológica permite obtener datos de satélites para ingresarlos a modelos calibrados y validados que simulan diversos procesos y/o escenarios relacionados al manejo de los recursos hídricos (Vásquez y Terrasa, 2000). Por su parte Sáenz *et al.* (1997), argumentan que el uso de SIG es útil en la planificación del uso del suelo y además, ayuda a

utilizar de mejor forma los recursos financieros al ser capaz de identificar áreas críticas de manejo en los recursos naturales.

Mediante un SIG es posible generar mapas que muestran diversa características de una cuenca, como ser uso del suelo, tipos de suelos, características de la calidad del agua, ríos y topografía, al tiempo de producir bases de datos sofisticadas que puedan proporcionar datos de entradas para ejecutar modelos de simulación (Jensen, s.f.). El DEQ (2002) utiliza el SIG para delinear áreas de captaciones de agua potable con el fin de proporcionar a la comunidad información base para desarrollar estrategias de gestión y manejo de la calidad del agua y de esa manera poder tomar decisiones en base a priorizaciones. Para ello identifican áreas sensibles dentro de la cuenca, mediante el análisis SIG, de fajas de protección a lo largo de los cauces, potencial de erosión y permeabilidad de los suelos y el potencial de escorrentía. Finalmente se obtienen áreas críticas donde las fuentes de contaminación o las actividades del uso de la tierra, poseen un alto potencial de afectar los abastecimientos de agua.

Wang (2000), refiere que es posible usar un SIG para manejar la calidad microbiológica de fuentes y sistemas rurales de abastecimientos de agua, con el fin de proporcionar medios eficientes para el almacenamiento, análisis y presentación de un gran volumen de datos para el monitoreo de la calidad del agua. En cuanto al uso de SIG en la evaluación de fuentes no localizadas de contaminación, se han realizado estudios con el objetivo de determinar tasas de escorrentía en cuencas hidrográficas, mediante análisis espacial de variables biofísicas tales como densidad de vegetación, pendientes, permeabilidad del suelo, geología y precipitación dentro de la cuenca (Alberú *et al.* 1999). Esta metodología demostró ser un proyecto viable para medir el riesgo potencial de contaminación por pesticidas y sedimentos asociados a escorrentía.

Tim y Jolly (1994) integraron un modelo de simulación para examinar fuentes no localizadas de contaminación con un SIG dentro de una cuenca. Los resultados fueron interesantes; la implementación de barreras vivas en contorno y fajas vegetativas de protección a lo largo de los cauces, redujeron en un 41% y 47% la producción de sedimentos, respectivamente (medidos a la salida de la cuenca), no obstante, cuando se combinaron ambas, las reducciones fueron del 71%. Con este estudio se demostró la utilidad de la integración de un modelo de simulación con un SIG para planificar acciones y controlar fuentes no localizadas de contaminación.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1. Localización del área de estudio

3.1.1. Ubicación general

La microcuenca La Soledad clasificada de tercer orden, pertenece a la subcuenca del Río Yesguare y a su vez, corresponde a la parte alta de la Cuenca del Río Choluteca (FOCUENCAS, 2001). Su cobertura territorial se encuentra entre las coordenadas 87°0'3" a 87°5'40" Longitud Oeste y 14°7'15" a 14°11'22" Latitud Norte, en la hoja catastral SAN JUAN DE FLORES a escala 1/50000 y curvas de nivel a cada 20 m, mediante el cual, es posible constatar la ubicación geográfica general. Esta microcuenca se encuentra ubicada en el ámbito territorial del Municipio de Valle de Angeles, el cual a su vez pertenece al Departamento de Francisco Morazán, Honduras (Figura 1).

La microcuenca limita al Norte con tres subcuencas: San Juan de Flores, El Palillal y San Francisco, por el sur limita con la subcuenca del Río Salado y la subcuenca del Río El Cobre (parte baja de Río Salado); por el este limita con la subcuenca Quebrada Grande; y por el oeste limita con la subcuenca del río Chiquito (FOCUENCAS, 2001). El área total de la microcuenca es de 4603 ha y gran parte de su territorio se encuentra en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional La Tigra, área productora de agua, de la cual se abastece en parte, agua potable a la ciudad capital, Tegucigalpa (FOCUENCAS, 2001).

La ciudad de Valle de Angeles se encuentra a una altura de 1310 m.s.n.m. (CONACH, 1992). Debido a su cercanía y accesibilidad a la ciudad de Tegucigalpa, posee un potencial significativo para el desarrollo y fortalecimiento de la actividad turística; por sus atractivos paisajes, clima agradable, disponibilidad de agua, etc (FOCUENCAS, 2001). Las principales actividades productivas de los pobladores en la microcuenca se basan en el turismo y fabricación de artesanías de madera - en el casco urbano- sin embargo, a nivel del área rural las actividades predominantes son la agricultura y forestal con 50% y 35%, respectivamente (FOCUENCAS, 2001).

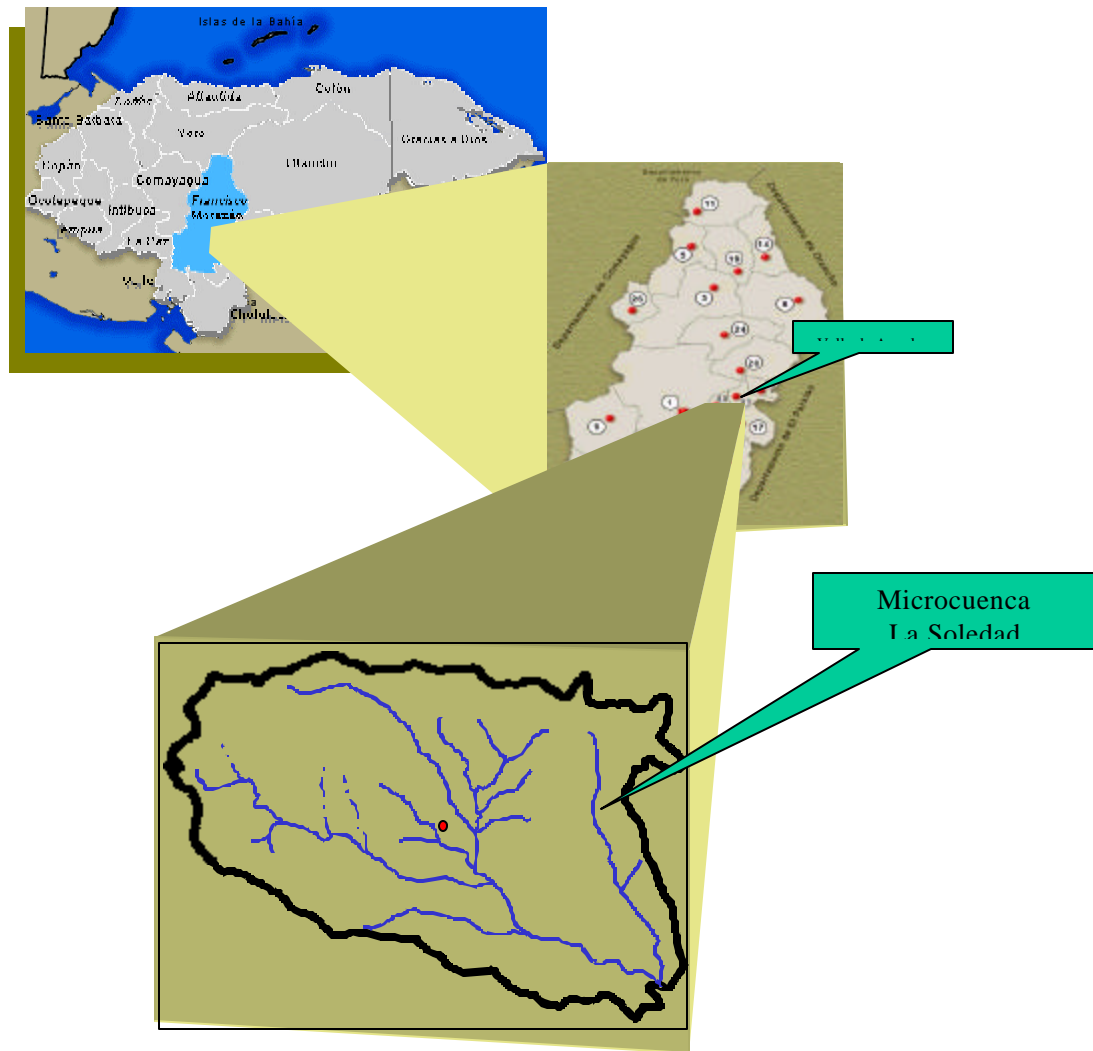


Figura 1. Ubicación del área de estudio

3.1.2. Características generales del área de estudio

3.1.2.1. Red de drenaje

La red hídrica principal esta compuesta por el Río La Soledad, Quebrada Agua Amarilla, Quebrada Agua Dulce, Río El Carrizal, Quebrada de Dantas, Quebrada San Francisco y Quebrada Honda. Rivera (2002) refiere, que el drenaje superficial de las corrientes en la microcuenca La Soledad se presenta en forma dendrítico y paralelo, presentándose en las partes abruptas y onduladas un drenaje fino.

Consecuentemente; la red hídrica se define como ríos de montaña. Estos ríos presentan fuertes pendientes y lechos en forma de “V”, números de Froude elevados, correspondientes a flujo

supercrítico, en el que prevalece la energía cinética (por la velocidad) sobre la energía potencial (por la profundidad) predominando los procesos de socavación (Rivera, 2002). Estos ríos tienen cuencas relativamente pequeñas, y combinadas con altas precipitaciones y un tiempo de concentración muy bajo, implican caudales con una alta capacidad de arrastre de materiales gruesos, principalmente, árboles y piedras (Rivera, 2002). El sistema principal de drenaje de la microcuenca lo constituyen justamente el Río La Soledad y la Quebrada Agua Amarilla. Esta última fuente, desde su nacimiento hasta su confluencia con el Río La Soledad posee una extensión de 5.6 km, cruzando el casco urbano de la ciudad de Valle de Angeles y posteriormente pasa a formar parte del sistema de drenaje del Río La Soledad. Desde ese punto hasta la salida de la cuenca, este río posee una longitud estimada en 6.7 km. Un tercer sistema de drenaje y no menos importante es el de la Quebrada San Francisco, esta posee una longitud de cauce estimada en 2.5 km. Esta quebrada reviste especial importancia debido a que abastece de agua potable al 100% de la población urbana de Valle de Angeles y parte de la población de la colonia El Molino.

3.1.2.2. Climatología

El clima de la zona es agradable y se pueden distinguir dos estaciones muy marcadas, la lluviosa, de mayo a octubre y la seca, de noviembre a abril. La precipitación media anual varía entre 1500 a 2500 mm (Rivera, 2002). La temperatura promedio anual es de 18 °C (FOCUENCAS, 2001) e igualmente, la humedad relativa promedio es de 84% con una evapotranspiración potencial promedio de 55 mm por mes (CONACH 1992). El flujo predominante de los vientos es del cuadrante Nordeste con variaciones al Norte y Noroeste, entre octubre y febrero y del Sudeste en cortos lapsos en los meses de mayo, junio y septiembre (CONACH 1992).

3.1.2.3. Geología

En un contexto general, en la microcuenca La Soledad, afloran rocas volcánicas cineríticas y lávicas, de composición mayormente ácida y con altos índices de mineralización posiblemente de tipo hidrotermal. La presencia de mineralización favorece un mayor intemperismo y, en consecuencia, más erosión en las zonas montañosas (PMDN-CATIE, 2002, citado por Rivera, 2002). Sin embargo, basado en las hojas geológicas de los cuadrángulos de San Juan de Flores (2758 I G) y Tegucigalpa

(2758 II G) y actualización de campo¹ seis grupos geológicos predominan en la microcuenca (ver anexo 1). Un primer grupo, el cual constituye la mayoría, son los pertenecientes a la formación Villa Nueva (Kvn), del grupo Valle de Angeles, el cual son rocas del cretácico que incluyen estratos siliciclasticos de grano grueso, conglomerados de cuarzo y clastos de rocas metamórficas, volcánicas y calizas. También se caracterizan por incluir areniscas de color rojo claro y algunas tobas volcánicas. A lo largo del Río La Soledad es posible ubicar algunas tobas de riolita (Rogers y O'conner, 1993). Pertenecientes a este mismo grupo, también es posible encontrar formaciones Río Chiquito; constituidas principalmente por lutitas lutitas, limonitas y areniscas rojas y rosadas y pocas capas de conglomerados de cuarzo. Aunque en menor proporción, rocas calizas, calcilulitas y conglomerados calcáreos, es posible encontrar en la parte norte (alta) de la microcuenca (Kc), cercano al macizo montañoso del Cerro La Chanchera.

Constituye toda la parte del Cerro La Canchera y Cerro El Granadillo, el grupo geológico Padre Miguel (Tpm); rocas del período terciario que incluyen una secuencia de Ignimbritas, principalmente tobas riolíticas, dacíticas, y andesíticas de varios colores con cristales de cuarzo, feldespato, sanidita, biotita y líticos de pómez y algunas rocas sedimentarias de clastos volcánicas y tobas bien estratificadas (Rogers y O'conner, 1993). La parte del valle, es decir parte media-baja de la microcuenca, está formada por depósitos recientes de aluvión (Qal), pero más, por depósitos antiguos de arena, grava guijarros de terraza y abanico aluviales (Qe). Aunque estas formaciones aluviales son característicos de áreas con pendientes menores al 15%, una pequeña porción de aluvión reciente es posible observar en la parte alta de la microcuenca, específicamente, a lo largo del cauce superior de la Quebrada Agua Amarilla. La distribución superficial de los distintos grupos litológicos se presentan en el cuadro siguiente:

CUADRO 1. GRUPOS GEOLÓGICOS PREDOMINANTES EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA SOLEDAD

Grupo geológico	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Formación Villa Nueva (Kvn)	3,084.35	67.00
Formación Río Chiquito (Krc)	135.38	2.93
Afloramientos calizos (Kc)	14.86	0.32
Secuencia ignimbríticas (Tpm)	956.85	20.79
Depósito aluvial reciente (Qal)	99.79	2.17
Depósito aluvial antiguo (Qe)	312.37	6.79
Total	4,603.60	100.0

¹ Actualización de campo realizada por experto.

3.1.2.4. Suelos

Los suelos de la microcuenca son medianamente fértiles, húmedos y predominantemente de vocación forestal, aunque en las partes bajas de pendientes suaves son aptos para agricultura (FOCUENCAS, 2001). La mayor parte de los suelos en la microcuenca han sido desarrollados a partir de rocas sedimentarias, dentro de los cuales se encuentran los suelos Chandala, Chimbo, Espariguat y Naranjito. Estos suelos suelen ser profundos a muy profundos, dependiendo de la altitud, a excepción de los suelos Chimbos que son poco profundos y severamente erodables. Por lo general, los suelos de origen sedimentario, son bien drenados, de texturas medianas y finas y estructura blocosas angulares. Su material parental corresponde principalmente a conglomerados y arenisco de color rojo y en menores proporciones, a calcilutitas. En la actualidad están ocupados por bosques de pinares densos, mixtos y cultivos intensivos. Son suelos en los cuales se hace necesario la implementación de medidas de conservación de suelos y agua. Aproximadamente, el 50% del área de la microcuenca corresponden a suelos Espariguat, no obstante, el 70% de los suelos son originados a partir de rocas sedimentarias.

Otra categoría de suelos existentes en la microcuenca, corresponden a los desarrollados a partir de rocas volcánicas. Estos suelos, en su mayoría están ubicados en la parte sur de la microcuenca. Están representados por los suelos Cocona, se caracterizan por ser pocos profundos, excesivamente drenados, de textura gruesa, estructura granulares, con mucha grava dentro del perfil, con frecuentes afloramientos rocosos, de moderada a severamente erosionados. Se han desarrollado principalmente de tobas de grano grueso, en manto rocoso continuo y resistente a la erosión. Esta cubiertos principalmente con bosque de pino.

Finalmente y bien diferenciados se encuentran los suelos desarrollados de materiales aluviales. En esta categoría se encuentran los suelos de los valles y los aluviales bien drenados de texturas finas y gruesas. Se caracterizan por ser profundos, excesivamente drenados, de texturas finas y gruesas, con muchos fragmentos gruesos dentro del perfil, constituido por piedras y gravas redondas. Situación un tanto diferente presentan los suelos de los valles, estos son suelos profundos, de textura moderada y finas, estructura blocosas angulares, con menos de 40% de fragmentos gruesos, moderadamente erosionados, se encuentran en pendientes menores al 15%, de relieve plano a moderadamente

ondulado, sin piedras y afloramiento rocoso. La distribución de los tipos de suelos de la microcuenca es presentada en el cuadro 2.

CUADRO 2. TIPOS DE SUELOS PREDOMINANTES EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA SOLEDAD²

Serie de suelos	Area (ha)	Porcentaje (%)
Chandala	14.86	0.32
Chimbo	135.38	2.94
Espariguat	2238.76	48.63
Naranjito	845.59	18.37
Cocona	956.85	20.78
Suelos aluviales bien drenados	99.79	2.17
Suelos de los valles	312.37	6.79
Total	4603.60	100.0

3.1.2.5. Pendiente

La topografía de la microcuenca corresponde a zonas montañosas; más del 70% de las tierras son de laderas, sin pedregosidad superficial. Un bajo porcentaje (24%) son de relieve suave a casi planos, ubicadas en la parte media-baja de la microcuenca, marcadamente, en los márgenes de los ríos y quebradas. En el cuadro 3 se presenta un resumen de las distribuciones de pendientes en la microcuenca La Soledad.

CUADRO 3. CLASES DE PENDIENTES EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA SOLEDAD

Clase pendiente	Superficie (Ha)	Porcentaje (%)
Escarpado (> 75%)	108.43	2.35
Muy fuerte (50 – 75%)	676.67	14.70
Fuerte (30 – 50%)	1,558.51	33.86
Moderado (15 – 30%)	1,130.73	24.56
Suave (0 – 15%)	1,129.26	24.53
Total	4,603.60	100.0

3.1.2.6. Flora y fauna

El ambiente está compuesto por vegetación natural y cultivos, predominan el pino, liquidambar, encinos, robles, hortalizas, poca ganadería y flores. Anteriormente se encontraban sinsontles, búhos, pericos y venados (FOCUENCAS, 2001).

² Validación de campo mediante consulta y verificación *in situ* por experto

3.1.2.7. Demografía

La población de la subcuenca está constituida principalmente por el asentamiento urbano de la ciudad de Valle de Angeles y de los caseríos que integran la población rural. Se estima que la población total de la microcuenca es de 6284 habitantes y la relación hombre- mujer se estima en 49/51 (INE, 2001). Las comunidades que integran el territorio de la microcuenca son: Valle de Angeles, La Mina, San Francisco, El Molino, Las Quebraditas, La Cimbra, Miravalle, El Cantón, El Portillo, El Zarzal, Quebrada Honda, La Escondida, El Retiro, Cerro Grande, Piedras de Afilar, La Soledad y Buena Vista.

3.2. Definición de la población y la muestra

3.2.1. Población.

La población se constituyó por todas las variables presentes en la cuenca que definen la calidad del agua; todas las fuentes superficiales de agua, áreas naturales de conservación, sistemas agroecológicos, fuentes puntuales y no puntuales de contaminación, comunidades, vías de comunicación, etc, son parte integral de la población objeto de este estudio en la microcuenca del Río La Soledad.

3.2.2. La unidad muestral

La unidad muestral son lugares o puntos que tienen agua y que están de alguna manera influenciados por diversos factores, especialmente antrópicos. En este contexto, la selección de puntos de muestreo estuvo en función de la localización de áreas socioproductivas, fuentes potenciales de contaminación (localizadas y no localizadas). Se consideraron como fuentes localizadas de contaminación las descargas directas de aguas residuales a los cuerpos de agua, sean estos de origen domiciliar o industrial (Basterrechea, *et al*, 1987). Las aguas residuales domiciliarias se consideran fuentes puntuales cuando no existe un sistema de alcantarillado en las comunidades (Anónimo, s.f.) y en las comunidades presentes en la microcuenca La Soledad no existe este sistema, excepto el casco urbano. Aunque desde el punto de vista práctico, bajo ciertas circunstancias las aguas residuales domiciliarias resultan difíciles de cuantificar (Ongley, 1997), y en cierta manera, hasta poco significativas, especialmente en áreas rurales, donde el volumen de agua utilizados en labores

domésticas no es lo suficientemente alto (OMS, 1998) que pudiera causar un aporte sustancial de contaminantes en las fuentes de agua, si se considera que las descargas domiciliarias en el área rural de la microcuenca La Soledad son amortiguadas antes de llegar a un punto de drenaje; la mayoría de viviendas no poseen sistemas directos de evacuación o canales, por lo que estas aguas son vertidas directamente en el terreno, y procesos de retención y percolación pudieran ocurrir, afectando el volumen y las concentraciones de los contaminantes antes de llegar a un curso permanente de agua. No obstante lo anterior, se consideraron las concentraciones poblacionales como fuentes potenciales de contaminación localizadas.

Para la selección de los puntos de toma de muestra, en primer lugar se consideró la red de drenaje como la unidad de selección para muestreo, ya que esta describe fácilmente una población muestral compatible para una variedad de metas o procesos (Villegas, 1995). El propósito de lo anterior se basa en que cada estación de muestreo, ubicado en cualquier punto de la fuente superficial de agua, es directa e indirectamente influenciada por un conjunto de variables biofísicas contenidas en cada unidad de drenaje, tales como pendiente, uso de la tierra, escorrentía, precipitación, densidad poblacional, edificaciones, etc. Una vez definida esta unidad, se identificaron todas las áreas potenciales de contaminación contenidas en cada unidad de drenaje, especialmente aquellas relacionadas con el uso del suelo y las no menos importantes; las fuentes puntuales de contaminación. Interpretado de esta manera, las redes de drenaje se consideraron como las unidades de muestreo (Steel y Torrie 1988).

En cuanto a la selección del tamaño de la muestra, se tomó en consideración los recursos disponibles; estos son fundamentales cuando se requiere tener una muestra lo suficientemente grande para alcanzar los objetivos propuestos (Steel y Torrie 1988). La OMS (1998) recomienda ubicar un punto de muestreo antes de la influencia de las fuentes potenciales de contaminación y otros puntos dentro y después de la referida área o zona crítica (USDA, 1996). No obstante, para el propósito del presente estudio se brindó especial importancia al servicio social y económico que representan las fuentes de agua para los pobladores de la microcuenca, así, la Quebrada Agua Amarilla, el Río El Carrizal y la Quebrada San Francisco resultaron ser los más representativos de la microcuenca, sin embargo, no se descartó la inclusión de las demás fuentes de agua. La determinación de la importancia de las fuentes a ser más intensivamente objeto de estudio se realizó

mediante sondeos con las autoridades edilicias, personal de las diferentes instituciones presentes en la microcuenca, así como productores y pobladores de la misma.

3.3. Recolección de datos

El trabajo de investigación se basó en datos de dos fuentes: secundarias y primarias.

3.3.1. Recolección de datos secundarios

La recopilación de la información secundaria concerniente al estudio y conducente al alcance de los objetivos propuestos se basó en la identificación de las diferentes estructuras organizativas básicas en el ámbito municipal y comunal encargadas del manejo y gestión de los recursos hídricos de la microcuenca. De igual forma, se recolectó información acerca de fuentes puntuales de contaminación, que resultaron ser pocas. Por otro lado, se hizo una revisión de la información de estudios relacionados con los recursos hídricos de la microcuenca, especialmente, de calidad de agua. Esta información incluyó informes, reportes escritos, tesis, etc, de cualquier persona o institución vinculada con el manejo de recursos hídricos. También, se utilizó cartografía física y digital, tales como mapas físicos cartográficos y geológicos escala 1:50000 hojas cartográficas físicas y en formato raster y ortofotos georeferenciados.

3.3.2. Recolección de datos primarios

La recolección de datos primarios fue el pilar de la presente investigación; datos de análisis físico-químicos, bacteriológicos y de pesticidas en el agua, actividades socio-productivas de los pobladores, fuentes localizadas de contaminación y aspectos biofísicos, constituyeron ser la información primaria más relevante que se consideró para realizar el análisis de la calidad del agua en la microcuenca del Río La Soledad.

Objetivo 1: Analizar la calidad del agua de las fuentes superficiales de la microcuenca La Soledad mediante parámetros indicadores de salud acuática y adaptarlos a un Índice de Calidad de Agua.

3.4. Análisis de calidad del agua en la microcuenca del Río La Soledad

3.4.1. Acercamiento institucional y poblacional

Se realizó una reunión en el palacio municipal con alcaldes auxiliares, presidentes de patronato y juntas de agua y personal institucional de la zona vinculado con el manejo de los recursos hídricos y saneamiento, con el propósito de explicar la naturaleza, objetivos y alcances de la investigación. Esta reunión de acercamiento y presentación fue aprovechada para dejar establecidas algunas acciones a ejecutar, al igual que definir contactos en cada comunidad para la facilitación de información concerniente a localización y acceso a las diferentes puntos donde están ubicadas las estructuras de captación de agua, así como la de fuentes alternas de abastecimiento.

3.4.2. Inventario y caracterización de fuentes de agua

- Se cuantificó el número de cursos permanentes de agua.
- Se caracterizó cada uno de los anteriores con relación a grado de protección, afectación por usos de la tierra, usos por parte de la población, fuentes potenciales de contaminación, entre otras.

3.4.3. Muestreo de agua y frecuencia

Se tomó una muestra de agua en cada unidad de muestreo previamente establecida con el objeto de definir niveles y agentes probables de contaminación (ver acápite 3.2.2). Tomando en cuenta la disponibilidad de recursos, estaciones fijas de monitoreo fueron establecidas con el propósito de realizar comparaciones de los cambios en la calidad del agua, entre la época seca y la época lluviosa, así como entre estaciones. De esta manera, se realizó un primer muestreo durante el mes de abril (sin lluvias), antes de la época de siembras de granos básicos pero sí de hortalizas, y el segundo, a inicios del mes de junio, justamente después de la ocurrencia de 10 días de lluvias y pleno establecimiento de cultivos anuales. El muestreo en la época de lluvias se realizó con el fin de analizar cambios en las concentraciones de los diferentes parámetros medidos, así como la capacidad de dilución de contaminantes, debido a incrementos de caudal de los ríos. Esta mecánica de recolección de

3.4.5. Metodología de análisis de laboratorio

De los parámetros de calidad de agua, solamente la temperatura del agua fue medida en campo. Para ello se utilizó un termómetro de precisión con columna de mercurio con capacidad para medir temperaturas entre $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $100\text{ }^{\circ}\text{C}$. El oxígeno disuelto se obtuvo mediante cálculo de ecuación a partir de la temperatura. Brooks *et al.* (1992), establecen que las concentraciones del oxígeno disuelto en el agua (O_s) está determinado por la solubilidad del oxígeno, la cual está inversamente relacionada a la temperatura del agua, por lo tanto, puede ser estimada utilizando la ecuación de Churchill *et al.* (1962):

$$O_s = 14.652 - 0.41022T + 0.0079910T^2 - 0.000077774 T^3 \quad (1)$$

Donde O_s = oxígeno disuelto (mg/l) ; y T = temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$).

Para los demás parámetros, estos fueron analizados en el laboratorio de CESCO. Los diferentes métodos empleados son presentados en el cuadro 5.

CUADRO 5. MÉTODOS DE ANÁLISIS PARA LOS DIFERENTES PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA³

Parámetro	Unidades	Método utilizado
Coliformes termotolerantes	UFC/100 ml	Filtro de membrana
Coliformes totales	UFC/100 ml	Filtro de membrana
Potencial de hidrógeno (pH)		4500HB Electrométrico
Nitrógeno como nitratos	mg/l	4500-NO ₃ -B Espectrofotométrico ultravioleta
Fósforo como ortofosfato y fósforo total	mg/l	4500-P-D Cloruro de estaño
Turbidez	UNT	2130 B Nefelométrico
Sólidos totales	mg/l	2540 B Sólidos totales secados a 103-105 $^{\circ}\text{C}$
Sólidos suspendidos	mg/l	2540 D Sólidos suspendidos tot. secados a 103-105 $^{\circ}\text{C}$
Sólidos disueltos totales	mg/l	2540 C Sólidos disuelto tot. secados a 180 $^{\circ}\text{C}$

*UFC: unidades formadoras de colonias, UNT: Unidades nefelométricas de turbidez

3.4.6. Índices de calidad de agua

Con los indicadores de calidad de agua se procedió a adaptarlos a un Índice de Calidad de Agua (ICA). Para el desarrollo de este, se adoptó el Índice de Calidad de Agua de la Fundación Nacional de Sanidad de los estados Unidos (NSF WQI, por sus siglas en inglés). El ICA de la NSF utiliza

nueve parámetros indicadores de salud acuática y fue desarrollado usando un procedimiento formal que consideró las opiniones de un panel extenso de expertos en calidad de agua de los Estados Unidos (Ott, 1981). Este autor explica que para calcular el índice, se asignan peso a cada parámetro, de tal manera que la suma algebraica de estos sea igual a 1. Además de lo anterior, es necesario encontrar el valor del subíndice respectivo, mediante la utilización de una serie de curvas diseñadas para cada parámetro “i”, es decir, se transforman los valores originales medidos a sub-índices (anexo 9), con rangos que oscilan entre 0 y 100, nivel mínimo y máximo de calidad, respectivamente. La ecuación original propuesta por Brown *et al.* (1970) establecen que el ICA es la sumatoria de la multiplicación de los pesos de los i-esimos parámetros por el valor de los sub-índices de los i-esimos parámetros. La ecuación que explica lo anteriormente señalado es como sigue:

$$ICA = \sum_{i=1}^n W_i * I_i \quad (2)$$

donde: W_i = peso del i-esimo parámetro y I_i = valor del sub-índice del i-esimo parámetro

Para el presente estudio, se adaptaron ocho de los nueve parámetros originales debido a la limitante de carecer del dato correspondiente a valores de DBO₅. Lo anterior fue en vista que el laboratorio responsable de los análisis (CESCCO), no disponía del equipo en buen estado en ese momento. El ajuste de este parámetro faltante se realizó de una manera sencilla; el peso original correspondiente a DBO₅ (0.10) fue distribuido proporcionalmente entre los ocho parámetros restantes de acuerdo a su grado de peso o afectación en el ICA. En el cuadro 6 se detallan los pesos para cada parámetro:

CUADRO 6. PESOS MODIFICADOS PARA OCHO PARÁMETROS INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA DEL ICA

Parámetros	Unidad	Valor medido	Peso original	Peso modificado (W)	Valor sub-índice (I)	Total (W*I)
Oxígeno disuelto	% saturac.		0.17	0.19	100.0	19.0
Coliformes fecales	UFC/100 ml		0.15	0.17	100.0	17.0
Potencial de hidrógeno	pH		0.12	0.13	100.0	13.0
Nitratos (NO ₃)	mg/l		0.10	0.11	100.0	11.0
Fosfatos (PO ₄)	mg/l		0.10	0.11	100.0	11.0
Temperatura	Cambio °C		0.10	0.11	100.0	11.0
Turbiedad	NTU		0.08	0.09	100.0	9.0
Sólidos totales	mg/l		0.08	0.09	100.0	9.0
ICA			0.90	1.00		100%

³ Fuente: Centro de Estudios y Control de Contaminantes (CESCCO)

Este procedimiento presenta ventajas en el sentido que al convertir los resultados de los análisis de laboratorio a porcentajes de contaminación, resultan fácilmente comprendidos por la mayoría de personas (Villegas, 1995). De esta manera, el ICA que da la ecuación 2 es un número entre 0 y 100 que califica la calidad del agua. Ott (1981) sugiere una manera práctica de presentar el ICA NSF mediante calificativos y colores, de acuerdo a la escala de contaminación:

CUADRO 7. COLORES Y CALIFICACIÓN SUGERIDA PARA EL ICA DE LA NSF

Calificativo	Rango del ICA	Color
Muy mala	0 – 25	Rojo
Mala	26 – 50	Anaranjado
Regular	51 – 70	Amarillo
Buena	71 – 90	Verde
Excelente	91 - 100	Azul

3.4.7. Análisis estadístico de los datos

Se realizaron análisis estadísticos sencillos, de tal manera poder determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre parámetros e índices de calidad de agua (ICA) que califiquen la calidad en el tiempo y en el espacio. Para ello se realizaron análisis de varianzas (prueba LSD Fisher) para todas las variables utilizando como criterio de clasificación la época y las estaciones. Por otra parte, análisis de correlaciones (de Pearson) entre los parámetros de calidad del agua y los diferentes índices (ICA, índices de degradación de suelo, de contaminación agroquímica, contaminación poblacional y vulnerabilidad) fueron realizadas, con el propósito de evaluar el grado de significancia y asociación, positiva o negativa, entre las variables consideradas en el presente estudio.

Finalmente, un análisis multivariado entre todas las variables, específicamente, el de componentes principales, fue realizado, con el propósito de analizar la interdependencia de variables y encontrar una representación gráfica óptima de la variabilidad de los datos de una tabla de n observaciones y p columnas o variables (Infostat, 2003). El análisis de componentes principales (ACP) trata de encontrar, con pérdida mínima de información, un nuevo conjunto de variables (componentes principales) no correlacionadas que expliquen la estructura de variación en las filas de una tabla de datos (Infostat, 2003). De esta manera fue posible realizar el análisis del grado de asociación entre el uso del suelo y los indicadores de calidad de agua.

Objetivo 2: Proponer una metodología cualitativa que identifique áreas potenciales de contaminación agroquímica en cursos superficiales de agua expresada mediante un índice de riesgo.

3.5. Identificación de áreas potenciales de contaminación agroquímica usando SIG.

Una de las mayores preocupaciones de las autoridades municipales de Valle de Angeles es el desarrollo de actividades socioproductivas a la orilla de los márgenes de los diferentes ríos y quebradas de la microcuenca La Soledad, por parte de la población; por lo que una suposición por parte de estos, que contaminación agroquímica en los cuerpos de agua está sucediendo resulta lógica y racional. En este contexto, se procedió a diseñar una metodología cualitativa mediante el uso de SIG que permita la identificación puntual de sitios potencialmente peligrosos para la salud acuática y consecuentemente para los pobladores mismos de la microcuenca.

Para ello fue necesario tomar una muestra de agua en sitios representativos de la microcuenca, donde previamente se había identificado una intensidad de uso, mediante sondeos rápidos entre autoridades del municipio y productores hortícolas. Se seleccionaron solamente dos sitios, tomando una muestra en época seca y la otra en época lluviosa, para cada punto. Ello con el propósito de obtener valores de referencia, a manera de calibrar la metodología que a continuación de detalla.

El desarrollo de esta metodología se basa en una revisión bibliográfica amplia en la que se han tomado en cuenta procesos de dinámica de los diferentes compuestos químicos usados en la agricultura, tanto en el suelo como en ambientes acuáticos. Sin embargo, GEF (2000) resume que para analizar el impacto del uso de pesticidas debe realizarse una evaluación del riesgo de los mismos, el cual debe tener dos componentes principales que son: análisis de exposición y análisis de peligro (Toro, 1997; citado por GEF, 2000). Para propósitos prácticos del presente estudio, se han simplificado e integrado los procesos antes mencionados en uno solo: el análisis de exposición. GEF (2000), refiere que para evaluar el impacto de los plaguicidas es importante considerar algunos criterios. En el análisis de exposición es importante determinar las fuentes de contaminación, es decir las áreas donde se llevan a cabo actividades de aplicación, formas de aplicación y frecuencia. Por otro lado, el destino de los plaguicidas, determinado principalmente, por las propiedades físico-

químicas de los compuestos, el transporte, transferencia y degradabilidad, son de igual forma tomados en cuenta en el análisis de la evaluación del riesgo.

3.5.1. Encuestas a productores

Habiendo identificado la población a estudiar, se procedió a realizar un levantamiento de información primaria entre los productores de la microcuenca. Arbitrariamente, se definió un tamaño de parcela mínimo a considerar en el estudio, de esta manera se determinó que 0.25 ha representaba una referencia válida para el nivel de detalle propuesto. Definido el tamaño de parcela mínimo, se procedió a definir el tamaño de la muestra a considerar. Mediante sondeos rápidos y evaluación visual en campo se pudo constatar que el número de productores a considerar era bajo, por lo que se decidió trabajar con el 100% de las unidades muestrales, que en ese período se dedicaban a cultivar hortalizas. El número de productores que cumplían con el estándar de áreas establecido fue de 29 personas.

La información que se consideró estuvo en concordancia con los procesos que se llevarían a cabo para la realización del análisis de riesgos. En este contexto, variables como tamaño de la parcela cultivada, cantidad, tipo, modo y frecuencia de aplicación de pesticidas y fertilizantes, destino de los empaques, lugar donde lava el equipo de aplicación, sistemas y formas de labranza, prácticas conservacionistas empleadas, sistemas de riego, entre otras, fueron consideradas. De aquí en adelante, la mayoría de la información básica empleada para la determinación del riesgo de contaminación agroquímica fue proporcionada totalmente por los mismos productores, excepto cuando se indique otra cosa. Posteriormente, para cada variable implícita en el desarrollo de esta metodología se generó una capa SIG en grid (10 m x 10 m) conteniendo la información necesaria. Ello fue posible debido a que cada área agrícola se digitalizó con ayuda de un ortofoto georeferenciado y complementado con un Sistema de Posicionamiento Global (SPG). De esta manera fueron generados los diferentes polígonos donde fue descargada toda la información necesaria para el desarrollo de los diferentes análisis.

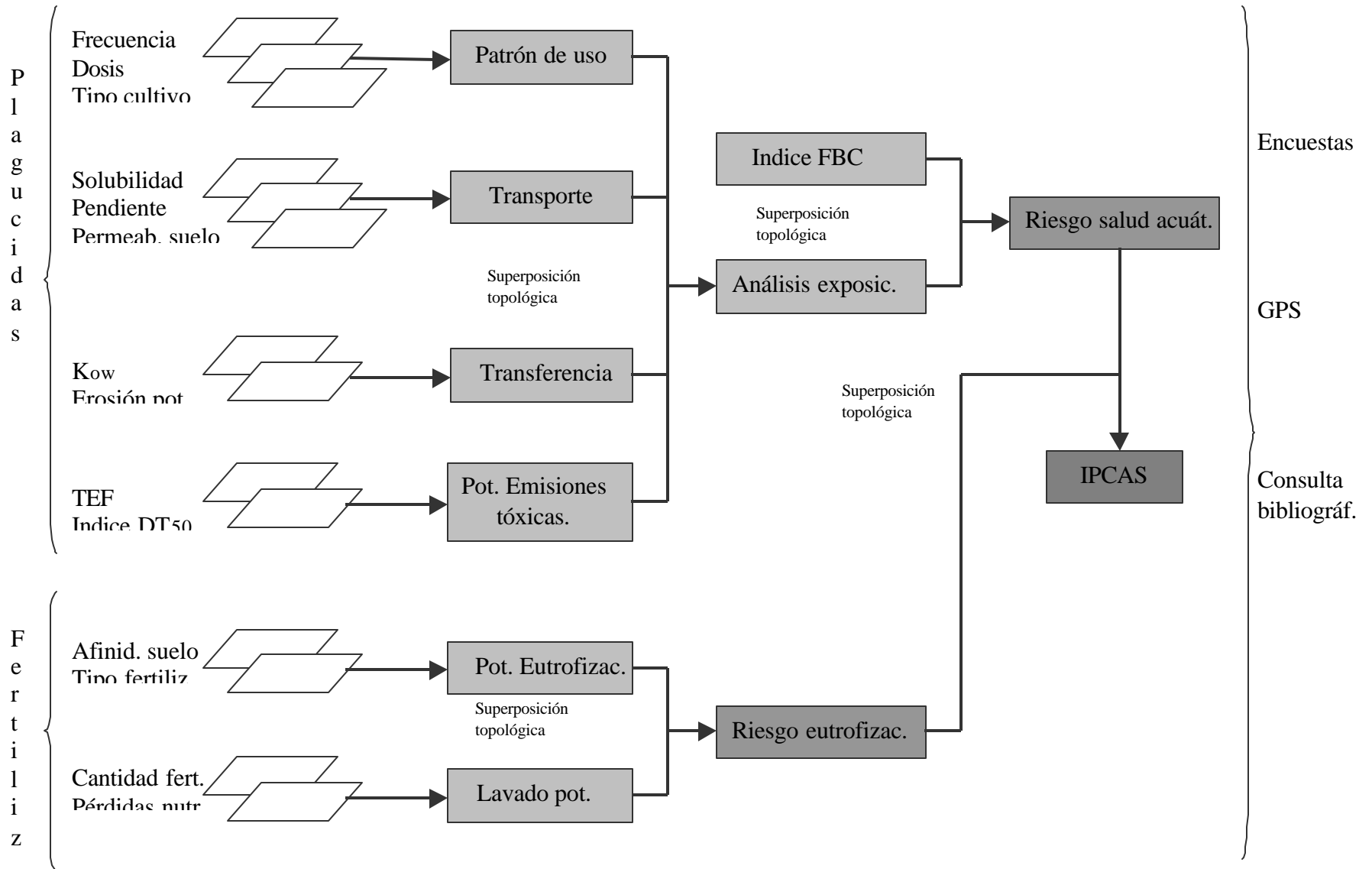


Figura 3. Diagrama del proceso metodológico para determinar el IPCAS

3.5.2. Determinación del análisis de exposición (análisis SIG)

El primer paso para determinar el análisis de exposición fue necesario definir el patrón de uso.

3.5.2.1. Patrón de uso

Este se calculó mediante la determinación de un índice de frecuencia, exceso de uso y tipo de cultivo. El índice de frecuencia se refiere a la razón entre la frecuencia de aplicación recomendada (FR) (en días) y la frecuencia de aplicación (en días) usada por el productor (FU). Así, el índice de frecuencia es: $IF=FR/FU$. El cuadro 8 presenta los criterios de clasificación y ponderación de este:

CUADRO 8. INDICE DE FRECUENCIA (IF)

Frecuencia	Indice frecuencia	Peso variab.
Extremo	> 3.0	10
Alto	2.1 – 3.0	7
Moderado	1.1 – 2.0	4
Uso recomendado	0 – 1.0	1
Areas sin evaluar	-	0

Para definir el peso de las variables utilizadas en toda la metodología se usó el criterio empleado por el Sistema de Evaluación de Contaminantes Ambientales de Canadá (Ontario Ministry of the Environment Scoring System, MOE).

De igual forma, el índice de exceso se refiere a la relación de la dosis empleada por aplicación (DE) entre la dosis recomendada (DR). Así, el índice de exceso es: $IE=DE/DR$. La dosis empleada por aplicación resultó de la información proporcionada por los productores, estimada en ml/l o mg/l, según sea líquido o sólido el compuesto. El cuadro 9 presenta la clasificación para índice de exceso:

CUADRO 9. INDICE DE EXCESO (IE)

Dosificación	Indice Exceso	Peso variab.
Extremo	> 3.0	10
Alto	2.1 – 3.0	7
Moderado	1.1 – 2.0	4
Uso recomendado	0 – 1.0	1
Areas sin evaluar	-	0

Finalmente, es necesario utilizar una tercera variable; para este caso, tendrá carácter de factor de corrección. Este factor de corrección fue determinado por el tipo de cultivo, así cultivos donde se

emplean mayores tasas de pesticidas se les aplicó el mayor valor. El propósito de lo anterior es debido a que los productores ocultan información, principalmente en lo relacionado a dosificaciones, frecuencias, destino de los empaques etc. En este contexto, el cuadro 10 presenta los diferentes valores de corrección para los diferentes tipos de cultivos presentes en la microcuenca:

CUADRO 10. FACTOR DE CORRECCIÓN (f) POR TIPO DE CULTIVO

Tipo cultivo	Peso variab.
Tomate	1.0
Chile	0.9
Repollo	0.7
Papas	0.5
Ayote	0.3
Zanahoria	0.2
Flores	0.2
Combinaciones	Sum de val/#cultivos.

Definidas las tres variables anteriores, se procedió a aplicar una función aritmética en ArcView 3.3 llamada Algebra de Mapas (Map calculator). La expresión que explica esta operación está representada por la ecuación 3 y los valores a considerar son los pesos de las variables.

$$PU = IE + IF + f \quad (3)$$

Donde:

PU= patrón de uso; IE= índice de exposición, IF= índice de frecuencia y f = factor de corrección

De esta manera, al realizar la superposición topológica de las tres capas, anteriormente descritas, y después de la correspondiente reclasificación, el patrón de uso quedó como lo indica el cuadro 11:

CUADRO 11. RECLASIFICACIÓN PARA PATRÓN DE USO (PU)

Uso	Patrón de uso	Peso variab.
Inaceptable	> 4.0	10
Poco aceptable	2.1 – 4.0	7
Aceptable	< 2	4
Areas sin evaluar	-	0

3.5.2.2. Destino ambiental de los plaguicidas

Ongley (1997) argumenta que el efecto de los plaguicidas en los ambientes acuáticos está determinado por la interacción de varios factores o criterios. La toxicidad, persistencia, solubilidad,

coeficiente de partición n-octanol/agua (K_{ow}), son solo algunos de los parámetros utilizados para prever la evolución ambiental de los compuestos. En el presente estudio se consideraron estos, de acuerdo a los tipos de compuestos utilizados por los productores y son presentados en el cuadro 12, 13 y 14, dependiendo si son insecticidas, fungicidas o herbicidas⁴:

CUADRO 12. INDICES CORRESPONDIENTES A CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS INSECTICIDAS

Nombre Genérico	Degradabilidad (días) (DT ₅₀)	Toxicidad (CL ₅₀) en peces (96 h) (mg/l)	Coef. Partición octanol-agua (K_{ow}) (Log P)	Solubilidad en agua (mg/l)
Cyfluthrin	< 0.33	0.0006 - 0.0029	6.00	0.0022
Imidacloprid	0.17	211	0.57	0.61
Profenofos	7	0.08	4.44	28
Deltamethrin	21	0.00091	4.60	< 0.0002
Bacillus thuringiensis	0.42	3.4x10 ¹¹ (No tóx.)	Agente biológico	Insoluble tot.
Thiocyclam	1	0.04	- 0.07	16300
Endosulfan	> 120	0.002	4.74	0.33
Parathion - Methyl	68	2.7	3.00	55
Methomyl	< 0.2	3.4	0.093	57900
Lufenuron	13 - 20	> 73	5.12	< 0.06
Thiaclopid+Beta cyfluthrin	< 0.33	0.000089	5.94	0.0016
Diafenthiuron	0.04 - 1.4	0.0007	5.76	0.06
Dimethoate	7 - 16	6.2	0.704	23800
Chlorfenapyr	Rápid. Degr.	0.00744	4.83	Insoluble tot.
Methamidophos	Rápid. Degr.	40	- 0.80	> 200000 (1E6)
Cypermethrin + Profenofos	5 + 7	0.00069 + 0.08	6.60 + 4.44	0.004 + 28
Phoxim	7.2	0.53	3.38	1.5

CUADRO 13. INDICES CORRESPONDIENTES A CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS FUNGICIDAS

Nombre Genérico	Degradabilidad (días) (DT ₅₀)	Toxicidad (CL ₅₀) en peces (96 h) (mg/l)	Coef. Partición octanol-agua (K_{ow}) (Log P)	Solubilidad en agua (mg/l)
Propineb	1	1.9	-0.26	10
Benomyl	0.1 - 0.8	0.27	1.37	0.0029
Mancozeb	6 - 15	2.2	Alto	6.2
Captan	1	0.034	2.8	3.3
Thiophanatho methyl	21 - 28	7.8	1.5	Insoluble tot.
Chlorothalonil	6 -43	0.049	2.89	0.81
Methalaxyl-M	30	> 100	1.71	26000

Según el número y tipo de productos utilizados por el productor se utilizó el valor promedio como referencia para los procesos de análisis del destino ambiental. Sin embargo, dado que la mayoría de

⁴ Fuente: BCPC, 1997

valores son numéricos y un promedio para cada parcela no pareció adecuado, debido a gran variabilidad de rangos de los valores para cada compuesto, se decidió transformar dichos valores.

CUADRO 14. INDICES CORRESPONDIENTES A CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS HERBICIDAS

Nombre Genérico	Degradabilidad (días) (DT ₅₀)	Toxicidad (CL ₅₀) en peces (96 h) (mg/l)	Coef. Partición octanol-agua (K _{ow}) (Log P)	Solubilidad en agua (mg/l)
Atrazina	41	7.5	1.5	33
Paraquat dichloride	< 1	32	Insoluble en agua	700000
2,4-D Acido	< 7	> 100	2.7	311

Para ello fue utilizada la metodología descrita en EUNA (1999), en la cual asigna un calificativo para cada parámetro de acuerdo a rangos pre-establecidos (anexo 2). Una vez transformados los valores se ponderaron de acuerdo a lo explicado en el acápite 3.5.2.1.

3.5.2.2.1. *Transporte de los plaguicidas*

Para la determinación del transporte de plaguicidas fue tomado en consideración la solubilidad del compuesto, definido por la facilidad de un compuesto para disolverse en el agua. También la pendiente del terreno y la permeabilidad del suelo fue considerada. La pendiente se determinó mediante un modelo de elevación digital para la microcuenca. Para la permeabilidad del suelo se analizaron perfiles de suelo en once diferentes puntos de la microcuenca. En cada punto, además de la permeabilidad del suelo se determinó pedregosidad, textura, adherencia y plasticidad, profundidad del suelo, entre otras propiedades que se utilizaron, más adelante, para la generación de capas relacionadas a esta investigación. En los cuadros 15, 16 y 17 se presentan las clasificaciones respectivas para el cálculo de cada una de las variables de transporte.

CUADRO 15. SOLUBILIDAD DEL COMPUESTO

Grado solubilidad	Solubilidad (Variab. Transf.)	Peso variable
Extremadamente soluble	> 9.0	10
Altamente soluble	7.1 – 9.0	7
Moderadamente soluble	4.0 – 7.0	4
Ligeramente insoluble	2.1 – 4.0	2
Insoluble	< 2	1
Areas sin evaluar	-	0

Similar al proceso de patrón de uso, se aplicó la función de ArcView 3.3 llamada Algebra de Mapas de acuerdo a la ecuación 4. Para la aplicación de esta, se consideraron los pesos de las variables. La permeabilidad no posee unidades de medidas; son rangos determinados por los mismos pesos.

$$\text{Transporte} = (\text{Permeabilidad} + \text{pendiente}) * \text{solubilidad en agua} \quad (4)$$

CUADRO 16. CLASES DE PENDIENTE

Clase pendiente	Rangos pendiente	Peso variab.
Escarpado	> 75.0%	10
Muy fuerte	50.1 – 75%	7
Fuerte	30.1 – 50%	4
Moderada	15.1 – 30%	2
Suave	0 – 15%	1

CUADRO 17. PERMEABILIDAD DEL SUELO

Grado de permeabilidad	Permeabilidad	Peso variab.
Muy alta	> 8.0	10
Alta	5.1 – 8.0	7
Media	3.1 – 5.0	3
Baja	1.1 – 3.0	2
Muy baja	< 1	1

Luego de la superposición topológica de los respectivos grid y aplicando la ecuación 4 se obtuvo el potencial de transporte de los compuestos, clasificados como se indica en el cuadro 18.

CUADRO 18. RECLASIFICACIÓN PARA POTENCIAL DE TRANSPORTE

Potencial de transporte	Rangos	Peso variab.
Muy alta	> 150	10
Alta	111 – 150	7
Media	71 – 110	4
Baja	36 – 70	2
Muy baja	< 35	1
Areas sin evaluar		0

3.5.2.2.2. *Transferencia al medio*

Se conoce como transferencia, al proceso que involucra el movimiento de un compuesto de un componente del sistema a otro, en este caso del suelo al agua (GEF, 2000). La partición o distribución entre dos medios se ha encontrado que correlaciona con el coeficiente de partición octanol agua (K_{ow}) y su valor depende fundamentalmente del contenido de materia orgánica del

medio (GEF, 2000). Ongley (1997), por su parte dice que la afinidad de un producto químico orgánico hacia las partículas está en función de este coeficiente, de allí que compuestos con altos valores de K_{ow} son difícilmente solubles en agua y suelen estar asociados a partículas de suelo. En este contexto, se ha considerado este coeficiente para determinar el grado de afinidad con el suelo y en combinación al análisis de potencial de erosión se generó una capa temática que describe el proceso de transferencia. Los cuadros 19 y 20 detallan las clasificaciones.

CUADRO 19. GRADO DE ADHESIÓN DEL COMPUESTO A PARTÍCULAS DEL SUELO (K_{ow})

Grado afinidad al suelo	K_{ow}	Peso variab.
Muy alta	> 5.0	10
Alta	3.6 – 5.0	7
Media	3.1 – 3.5	4
Baja	1.1 – 3.0	2
Muy baja	< 1	1
Areas sin evaluar		0

CUADRO 20. POTENCIAL DE EROSIÓN

Potencial de erosión	Peso variab.
Muy alta	10
Alta	7
Media	4
Baja	2
Muy baja	1

El procedimiento para calcular el potencial de erosión es explicado ampliamente en el acápite 3.6.2.1. Finalmente, con la herramienta Algebra de Mapas de ArcView 3.3 se aplicó la ecuación 5. Se utilizaron los valores de los pesos de las variables.

$$\text{Transferencia} = K_{ow} + \text{Pot. erosión} \quad (5)$$

La aplicación algebraica de la ecuación 6 dio como resultado el cuadro 21.

CUADRO 21. RECLASIFICACIÓN PARA POTENCIAL DE TRANSFERENCIA

Grado de transferencia	Rangos	Peso variab.
Muy alta	> 15	10
Alta	10.1 – 15	7
Media	5.1 – 10	4
Baja	3.1 – 5	2
Muy baja	< 3	1
Areas sin evaluar	-	0

3.5.2.2.3. *Potencial de emisiones tóxicas y persistencia*

Farr *et al.*(1996) argumentan que la concentración letal media de un compuesto (LC_{50}) es la medida más usual de medir la toxicidad, sin embargo, esta no provee ninguna información respecto a la cantidad de material tóxico que puede ser producido, por ejemplo, un compuesto de baja toxicidad pero con altas concentraciones producto de la cantidad empleada, puede causar mayores daños ecológicos que otro de alta toxicidad pero usado en menor proporción. Debido a lo anterior, estos autores desarrollaron un Factor de Emisiones Tóxicas (TEF, por sus siglas en inglés), el cual es definido como la dilución total necesaria para que un efluente posea una toxicidad de 1 unidad tóxica ($LC_{50}= 100\%$). Basado en este criterio se adaptó un TEF de acuerdo a la información disponible; toxicidad acuática en peces y la cantidad empleada diaria por cada productor y proyectada a la unidad de superficie equivalente a 1 ha, es decir, l/ha/día o kg/ha/día, dependiendo si es líquido o sólido el compuesto.

Considerar lo anterior es importante, Osuna y Riva (2002) refieren que en 1994 la producción de camarones en el estado de Sinaloa en México disminuyó en un 17.1% con respecto a la producción de 1989. La causa principal de esta reducción fue la contaminación de aguas por pesticidas. El cuadro 22 detalla la clasificación para el TEF.

CUADRO 22. FACTOR DE EMISIONES TÓXICAS (TEF)

Grado de TEF	TEF (UT/día)⁵	Peso variab.
Muy alta	> 18.5	10
Alta	10.1 – 18.5	7
Media	4.6 – 10.0	4
Baja	0.4 – 4.5	2
Muy baja	< 0.3	1
Areas sin evaluar	-	0

Para el cálculo del TEF se consideró la aplicación de la ecuación 6, propuesta por Farr *et al.*(1996) y modificada para el presente estudio, en la cual se sustituyeron los valores encontrados mediante las ecuaciones 6.1 y 6.2.

$$\text{TEF}=(\text{TU}*\text{K})/365 \quad (6)$$

⁵ Unidades Tóxicas diarias

Donde: TEF= Factor de Emisiones Tóxicas diarias; TU= 100/ LC₅₀ (Unidades Tóxicas) y K= cantidad del compuesto en l ha⁻¹ año⁻¹ o kg ha⁻¹ año⁻¹.

$$K = (N_d / FU) * Q_{fum} * (1 / A_{pc}) \quad (6.1)$$

Donde: N_d = No. total días cultivados; FU= frecuencia de fumigación usada y Q_{fum}= Cant. Empleada en cada fumigada (l ó kg fumigada⁻¹ parcela⁻¹); A_{pc}= área de cultivo (parcela).

$$Q_{fum} = (DE * B_k * n_{bu}) / 1000 \quad (6.2)$$

Donde: DE= dosis empleada por bomba en ml l⁻¹ o g l⁻¹ (concentrac.); B_k= capacidad de la bomba (l); n_{bu}= No. bombas por aplicación en la parcela.

Sin embargo, GEF (2000) menciona que la degradabilidad del compuesto juega un rol importante en el riesgo de contaminación de aguas. Un producto que se degrada rápido (no persistente) y muy tóxico puede potencialmente causar mayores daños que otro más persistente pero menos tóxicos. No obstante, la mayoría de químicos persistentes son tóxicos y bioacumulativos (Albert *et al.* 1990), y consecuentemente, tiene mayor oportunidad de contaminar ambientes acuáticos al persistir por más tiempo en el suelo o agua (Ongley, 1997). Debido a lo anterior, se consideró el análisis de este parámetro, con la variante que se presentó como índice, es decir, la relación del valor de persistencia del i-esimo compuesto (Pr_i) entre el valor máximo de persistencia de los químicos usados en la microcuenca (Pr_{max}). Así IDT₅₀= Pr_i/Pr_{max}. Este índice se utilizó como factor de balance, que regula la severidad o tolerancia probable que pudiera realizarse con el cálculo del TEF. El cuadro 23 muestra la clasificación y ponderación respectiva para este índice.

CUADRO 23. INDICE DE DEGRADABILIDAD (IDT₅₀)

Grado de persistencia en suelos	DT ₅₀	Peso variab.
Extrema	> 0.85	10
Alta	0.6 – 0.85	7
Moderada	0.4 – 0.5	4
Ligera	0.2 – 0.3	2
Muy baja	< 0.1	1
Areas sin evaluar		0

Con el Algebra de Mapas de ArcView 3.3 se aplicó la ecuación 7 como coberturas grid.

$$PET_{corr} = TEF * IDT_{50} \quad (7)$$

Donde: PET_{corr} = Potencial de emisiones tóxicas corregido; IDT_{50} = Índice de degradabilidad del compuesto (tiempo que toma un pesticida en descomponerse en la mitad de la cantidad inicial).

La salida generada de la operación algebraica se reclasificó tal como se muestra en el cuadro 24.

CUADRO 24. RECLASIFICACIÓN PARA POTENCIAL DE EMISIONES TÓXICAS CORREGIDO (PET_{corr})

Potencial de emisión	TEF_{corr} (UET/día)*	Peso variab.
Extrema	> 20.0	10
Alta	10.1 – 20.0	7
Moderada	5.1 – 10	4
Ligera	1.6 – 5.0	2
Muy baja	< 1.5	1
Areas sin evaluar		0

* Unidades de emisiones tóxicas diarias

3.5.2.2.4. *Análisis de Exposición (AE)*

Este paso consistió en la operación algebraica expresada por la ecuación 8, es decir la adición de las ecuaciones 3, 4, 5 y 7. Lo anterior es mejor representado por la expresión siguiente:

$$AE = PU + Transporte + Transferencia + PET_{corr} \quad (8)$$

Donde: PET_{corr} = Potencial de emision e tóxicas corregido; PU = Patrón de uso

3.5.3. Determinación del riesgo a la salud acuática

El análisis de exposición al incluir procesos de movimientos, toxicidad, degradabilidad, uso y frecuencia de los pesticidas, es de esperar que varios compuestos usados en la microcuenca se presenten en concentraciones relativamente altas en las fuentes superficiales de agua. Partiendo de este supuesto, cabría analizar el riesgo que ello representa para los organismos acuáticos. En este caso, incluir el Factor de Bioconcentración (FBC) de los químicos es importante, porque mide el potencial de bioampliarse a través de la cadena trófica alimenticia (Dua *et al.* 1996), especialmente

aquellos organoclorados, que dependiendo de la formulación y exposición, tienden a acumularse más fácilmente que otros (Ongley, 1997). El procedimiento para analizar este factor fue relacionándolo a un índice, determinado por la relación del FBC dividido entre el valor máximo en una escala entre 1 y 10, por ejemplo: $IFBC = FBC_i/10$. (cuadro 25).

CUADRO 25. INDICE DE FACTOR DE BIOCONCENTRACION (IFBC)

Indice de FBC	IFBC	Peso variab.
Alta	> 0.6	10
Moderada	0.3 – 0.6	6
Ligera	0 – 0.2	2
Areas sin evaluar		0

Es necesario mencionar que el FBC primero fue transformado sus valores a un número entre 0 y 10. A este valor es al que se determina el índice de FBC. Para finalizar el análisis de los plaguicidas se aplicó la ecuación 9, en la cual se considera el análisis de exposición y el índice de FBC.

$$RSA = AE * (FBC/10) \quad (9)$$

Donde: RSA= Riesgo a la salud acuática; AE= análisis de exposición y FBC/10=Índice de FBC

La salida generada corresponde a la aplicación de la función algebraica de ArcView 3.3 en forma de grid o raster, y luego se realizó una reclasificación para el resultado:

CUADRO 26. RECLASIFICACIÓN PARA RIESGO A LA SALUD ACUÁTICA

Nivel de riesgo	Rangos	Peso variab.
Muy alto	> 25	10
Alto	18.1 – 25	7
Moderado	12.1 – 18	4
Bajo	5.1 – 12	2
Muy bajo	< 5	1
Areas sin evaluar	-	0

3.5.4. Riesgo eutrofización

Eutrofización es el enriquecimiento de las aguas superficiales con nutrientes para las plantas (Ongley, 1997). Un compuesto puede potencialmente ser arrastrado hacia las fuentes superficiales de agua, si el medio en el cual este se encuentra tiene la capacidad de adsorberlo (GEF, 2000). Ongley (1997), manifiesta que el desplazamiento de fósforo desde áreas agrícolas está más asociado

con procesos de erosión, principalmente si las partículas arrastradas provienen de terrenos con suelos arcillosos, pues la parte más importante del fertilizante se incorpora a la arcilla.

3.5.4.1. Potencial de eutrofización por nutrientes (PEN)

Basado en lo anterior, se consideró incluir estos criterios para analizar el potencial de eutrofización en la microcuenca La soledad. El cuadro 27 muestra la afinidad de los fertilizantes a coloides del suelo de acuerdo a características del suelo.

CUADRO 27. AFINIDAD DE LOS FERTILIZANTES A PARTÍCULAS DE SUELO (AF)

Textura del suelo	Plasticidad y adherencia		
	Muy adher. y muy plástica	Adherente y plástica	Ligeramente adher. y ligeram. plást.
Arcillo limosa	Alta	Media	Baja
Arcillo arenosa	Alta	Media	Baja
Franco arcillo-lim.	Alta	Media	Baja
Franco arcillo-aren.	Alta	Media	Baja
Franco limoso	Alta	Media	Baja
Franco arenoso	Media	Baja	Baja
Franco	Media	Baja	Baja

* En negrita: lo encontrado en la microcuenca

CUADRO 27.1. CLASIFICACIÓN Y PONDERACIÓN AFINIDAD DE LOS FERTILIZANTES (AF)

Grado afinidad	Peso variab.
Alta	10
Media	6
Ligera	2

Sin embargo, el desplazamiento de fertilizantes hacia las aguas superficiales, también está determinado por el tipo de fertilizante aplicado. Ongley (1997), manifiesta que los entre los fertilizantes inorgánicos los formulados a base de fósforo tienen mayor posibilidad de alcanzar las aguas superficiales, en comparación a los nitrogenados. Por su parte, Eghball *et al.* (2000) reportan transportes mayores de fertilizantes hacia aguas de ríos cuando en tratamientos de campo se han empleado combinaciones de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, solo orgánicos, solo fosforados y solo nitrogenados, respectivamente. Lo anterior es reafirmado por Sauer *et al.* (2000); mencionan que aplicaciones de gallinaza provocan aumentos significativos en las concentraciones de P y N en la escorrentía, comparado con áreas no tratadas.

Teniendo en cuenta estas consideraciones técnicas y de acuerdo a la información proporcionada por los productores, se procedió a estimar el potencial de eutrofización en la microcuenca. Cabe mencionar que los valores acerca de la cantidad de fertilizantes utilizados fueron diferentes para cultivos anuales (menores) que para cultivos hortícolas. De esta manera, la ponderación original fue de 1, 2 y 3 para nitrogenados, fosforados y gallinaza, respectivamente. Las combinaciones de cualquiera de ellos fue la suma de los pesos correspondientes. El cuadro 28 detalla los criterios de ponderación para tipo de fertilizante.

CUADRO 28. TIPO DE FERTILIZANTE UTILIZADO (TFR)

Tipo de fertilizante	Rango (puntos)	Peso variab.
Gallinaza + inorgánicos (N y P)	> 5.5	10
Gallinaza y fosforados	4.6 – 5.5	8
Gallinaza y nitrogenados	3.6 – 4.5	6
Gallinaza o combinac. de N y P	2.6 – 3.5	4
Solo fosforados	1.6 – 2.5	2
Solo nitrogenados	< 1.5	1
Areas sin evaluar		0

Posteriormente y de acuerdo a los pesos, se realizó sobreposición topológica de las coberturas raster de la afinidad de los fertilizantes con el tipo de fertilizante, mediante la aplicación de la función algebraica expresada por la ecuación 10. Seguidamente se realizó la reclasificación correspondiente de acuerdo a lo mostrado por el cuadro 29.

$$\text{PEN} = \text{TFR} * \text{AF} \quad (10)$$

CUADRO 29. POTENCIAL DE EUTROFIZACIÓN POR CONTENIDO DE NUTRIENTES (PEN)

Potencial eutrofiz.	Rangos	Peso variab.
Muy alto	> 15	10
Alto	10.1 – 15	7
Medio	5.1 – 10	4
Bajo	3.1 – 5	2
Muy bajo	< 3	1
Areas sin evaluar	-	0

3.5.4.2. Lavado potencial de nutrientes (LPN)

Son varios los autores que documentan pérdidas sustanciales de nutrientes desde campos agrícolas (Gardi, 2001; Liere *et al.* 2002; Stalnacke y Bechmann, 2002). Resultados de estudios realizados por

estos autores, estiman que entre 8% y 20% del total de fertilizante aplicado tiene como destino las fuentes superficiales de agua. Para el propósito de la presente metodología y ante la carencia de datos para Centro América, se consideró lo reportado por Gardi (2001), es decir, se asumieron pérdidas promedio estimadas en un 12%. El cuadro 30 brinda detalles acerca de las clasificaciones de acuerdo a pérdidas estimadas para la microcuenca a partir de la ecuación 11 (Anexo 3).

$$LPN = K * I \quad (11)$$

Donde: K = Cant. Fertiliz./ha/año; I = Estándar asumido de pérdidas (%)

CUADRO 30. LAVADO POTENCIAL DE NUTRIENTES (LPN)

Lavado Potencial de nutrientes	Lavado nutr. (Kg/ha/año)	Peso variab.
Muy alto	> 2000	10
Alto	1201 – 2000	7
Medio	601 – 1200	4
Bajo	301 – 600	2
Muy bajo	< 300	1
Areas sin evaluar		0

Seguidamente, con las ecuaciones 10 y 11 se obtuvo el nivel de riesgo de eutrofización para toda la microcuenca. La operación en SIG tuvo la misma dinámica; con la herramienta Algebra de mapas se sobrepusieron topológicamente ambas coberturas divididas por 2. Así se obtuvo el índice antes mencionado.

$$\text{Riesgo Eutrofización (RE)} = (\text{PEN} + \text{LPN}) / 2 \quad (12)$$

CUADRO 31. RECLASIFICACIÓN PARA RIESGO EUTROFIZACIÓN EN AGUAS SUPERFICIALES (RE)

Riesgo eutrofización	Rango (puntos)	Peso variab.
Muy alto	> 9.0	10
Alto	7.1 – 9.0	7
Medio	4.1 – 7.0	4
Bajo	2.1 – 4.0	2
Muy bajo	< 2.0	1
Areas sin evaluar		0

3.5.5. Índice Potencial de contaminación de aguas superficiales por uso de agroquímicos (IPCAS)

El IPCAS representa para esta metodología el producto final. En este índice se integran la mayoría de procesos de dinámica referidos al uso de agroquímicos, tanto para el cultivo de hortalizas como para los diferentes cultivos anuales. En este contexto, el proceso de análisis en SIG consistió en convertir a formato raster (grid) las coberturas correspondientes al riesgo de salud acuática (RSA, ecuación 9) y el riesgo de eutrofización (RE, ecuación 12), determinadas por el uso de pesticidas y fertilizantes, respectivamente. Sin embargo, las implicaciones ecológicas difieren entre ellas, por lo tanto la aplicación de un peso proporcional al grado de amenaza, parece ser razonable y suficientemente discutido en la revisión de literatura, por lo tanto, al RSA se le asignó un peso relativo de 0.70, mientras que para el RE el peso correspondiente fue de 0.30. La función que mejor explica lo anterior se presenta en la siguiente ecuación:

$$\text{IPCAS} = ((\text{RSA} * 0.7) + (\text{RE} * 0.3)) \quad (13)$$

Al igual que los procesos anteriores una reclasificación de valores fue necesaria, así, el cuadro 32 presenta los rangos resultantes para el caso específico de la microcuenca del Río La Soledad.

CUADRO 32. RECLASIFICACIÓN PARA IPCAS

Nivel de riesgo	Rango (puntos)	Peso variab.
Muy alto	> 9.0	10
Alto	7.1 – 9.0	7
Medio	4.1 – 7.0	4
Bajo	2.1 – 4.0	2
Muy bajo	< 2.0	1
Areas sin evaluar		0

3.5.5.1. Cálculo del índice de IPCAS

El próximo paso consistió en encontrar un valor numérico que expresara lo encontrado mediante SIG, con el propósito de realizar análisis estadísticos junto a los parámetros de calidad de agua. Para ello, se adaptó un proceso sencillo aplicado por Palavecino *et al.* (2002). Estos autores emplearon esta metodología para calcular índices de protección del suelo. Asignaron valores o factores de protección para cada uso encontrado en la cuenca y lo multiplicaban por el área respectiva de uso. Finalmente, la adición de las diferentes operaciones para cada uso, generaba un “área reducida” o

afectada por tipo de uso. Este valor total fue dividido entre el área total de la cuenca multiplicado por el factor correspondiente al mejor uso. De esta manera ellos obtuvieron un índice relativo de protección.

Para el propósito de la presente metodología, se adoptó la misma dinámica, pero de manera inversa, es decir, en lugar de un índice de protección se calculó un índice de contaminación, determinado por los diferentes niveles de riesgos. Como resultado de la adaptación se obtuvo la función siguiente:

$$IPCAS = \sum (p_i * A_i) / (p_z * A_T) \quad (14)$$

Donde: p_i = Factor para el nivel de riesgo “i”; A_i = área respectiva para el nivel de riesgo “i”; p_z = factor para el nivel de riesgo más alto y A_T = área total.

El cálculo del valor del riesgo se realizó para cada unidad de drenaje, de acuerdo a lo explicado en el acápite 3.2.2. Sin embargo, solo las áreas actualmente sujetas a cultivos intensivos y anuales fueron consideradas. El resto del área; poblados, bosque, áreas desnudas, etc, fueron calificadas como “áreas no evaluadas”. Los factores empleados son presentados en el cuadro 33.

CUADRO 33. FACTOR DE RIESGO DE ACUERDO A NIVELES

Nivel de riesgo	Factor de riesgo
Muy alto	1.0
Alto	0.8
Medio	0.5
Bajo	0.2
Muy bajo	0.1
Areas no evaluadas	0.0

Objetivo 3. Determinar riesgos indicadores de deterioro de la calidad del agua mediante la interacción de metodologías cualitativas que identifican procesos de degradación del suelo, índices potenciales de contaminación poblacional y de vulnerabilidad institucional.

Para llevar a cabo este objetivo, en primer lugar fue necesario establecer los pasos principales que involucra. Un primer paso fue la identificación de áreas críticas de degradación, el segundo, consistió en determinar el riesgo de contaminación poblacional en fuentes superficiales y el tercero fue, identificar el nivel de vulnerabilidad socio-institucional en la microcuenca del Río La Soledad. La figura 3.1 muestra el diagrama del proceso general metodológico y análisis espacial para determinar cada uno de los anteriores.

3.6. Identificación de áreas críticas de degradación del suelo

Aunque la degradación de los recursos naturales en una cuenca muchas veces resulta evidente, la ubicación precisa donde y como ocurren es un poco compleja (Sáenz *et al.* 1997). En este contexto, se adaptó la metodología empleada por Sáenz *et al.* (1997) para identificar áreas críticas de degradación por uso inadecuado del bosque, adaptada por estos autores a condiciones tropicales. Esta metodología fue utilizada, originalmente, por López y Blanco en 1968 para analizar aspectos cualitativos y cuantitativos de la erosión hídrica, del transporte y depósito de materiales en una cuenca de España (Palavecino *et al.* 2002), luego en 1990 fue utilizada por Carrera *et al.* (Sáenz *et al.* 1997). No obstante, la asignación de pesos de cada variable cualitativa analizada se hizo en base a los términos y clasificaciones empleadas en Honduras en cuanto a geología, uso del suelo, pendientes, capacidades de uso, etc. El software utilizado fue el Sistema de Información Geográfica PC ARCVIEW 3.3.

3.6.1. Información base

3.6.1.1. *Uso actual del suelo*

A partir de un ortofoto georeferenciado y facilitado por el Proyecto Mitigación a Desastres Naturales (PMDN-CATIE) se realizó el mapa de uso actual del suelo. El proceso llevado a cabo consistió en digitalización en pantalla y comparaciones de campo, debido a cambios ocurridos en el uso del suelo (ortofoto del año 2000).

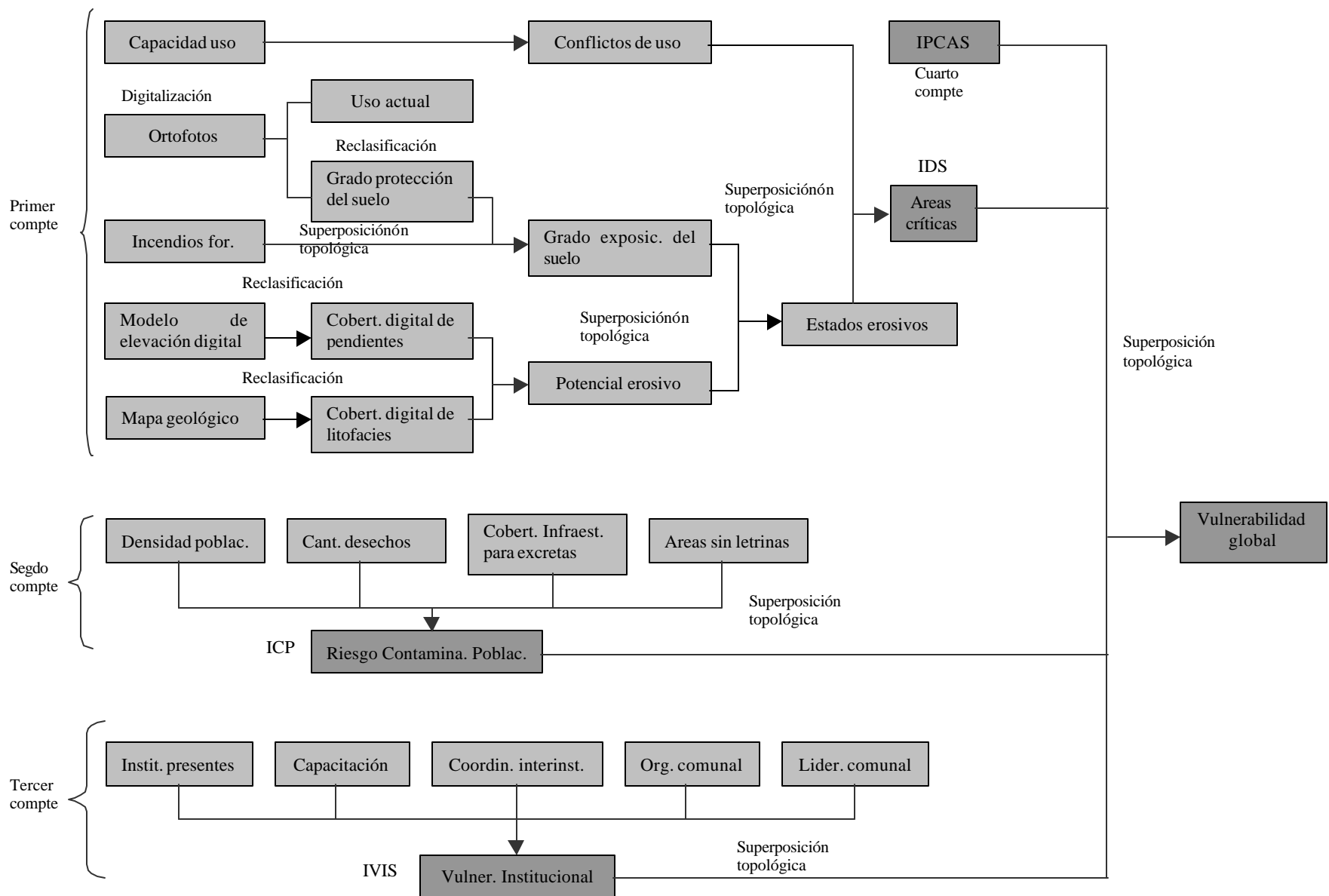


Figura 3.1. Diagrama del proceso general para determinar la vulnerabilidad global (IVG).

3.6.1.2. *Ocurrencia de incendios forestales*

Esta cobertura constituyó una variación de la metodología propuesta por Sáenz *et al.* (1997). Para generar esta cobertura digital, se revisó la información disponible, para los últimos cinco años (1999–2003), en la Unidad Ambiental Municipal (UMA) de la municipalidad de Valle de Angeles, la oficina de la Coordinación Regional de Protección Forestal de Francisco Morazán de la Administración Forestal del Estado (AFE-COHDEFOR, 1999; 2000a; 2001 y 2002a) y la oficina central de la Fundación Amigos de La Tigra (AMITIGRA). Con la información colectada se procedió a ubicar en mapa los sitios donde ocurrieron los incendios y cotejada con los pobladores de la zona, autoridades municipales y ambientales. En parte el trabajo se facilitó debido a que AMITIGRA mantiene una base de datos de los incendios ocurridos en los últimos tres años en la cual cada evento atendido por ellos ha sido georeferenciado mediante GPS.

De esta manera, para cada año fue generada una cobertura en formato raster (grid) y mediante una operación algebraica se generó un índice de recurrencia de fuegos. Seguidamente se realizó la reclasificación correspondiente, de acuerdo a lo indicado en el cuadro 34.

CUADRO 34. RECURRENCIA DE FUEGOS PERÍODO 5 AÑOS

Índice de frecuencia	No. de Inc/5 años
Muy bajo	< 1 vez
Bajo	1-2 veces
Medio	2-3 veces
Alto	3-4 veces
Muy alto	> 4 veces

3.6.1.3. *Cobertura digital de pendientes*

Para la generación de esta capa primero fue elaborado un Modelo de Elevación Digital (MED). El MED fue creado a partir de la digitalización en pantalla de las curvas a nivel a cada 20 m de las hojas topográficas de San Juan de Flores y Tegucigalpa. Una vez creado el MED, en ArcView 3.3 se creó un “tin” y a este se le aplicó la extensión “DEMAT”, especificación “percent”, para indicar que el mapa será en porcentaje de pendiente. Seguidamente, las pendientes se clasificaron en clases, como

se muestra en el cuadro 35. Estas clases están de acuerdo a las normas empleadas para Honduras en cuanto a uso forestal.

CUADRO 35. CLASIFICACIÓN DE PENDIENTES

Clases de pendientes	Rangos (%)
Suave	0 - 15
Moderado	15 - 30
Fuerte	30 - 50
Muy fuerte	50 - 75
Escarpado	> 75

3.6.1.4. *Capacidad de uso*

La capacidad Uso de la Tierra consiste en definir para una área de terreno, el grado de intensidad de uso, con base en la calificación de sus limitaciones, con el objeto de producir en forma sostenida cultivos, pastos y bosques sin deterioro del suelo por periodos prolongados de tiempo (DEC, 1981). Para la generación de esta cobertura, se usó de base un mapa de series de suelo para la microcuenca, realizado por un experto contratado para este propósito, ya que no se dispuso de información secundaria consistente para tal efecto (anexo 1). Para la identificación de la serie de suelos, se empleo como guía " El Estudio de Suelos de Honduras" elaborado por Charles Simmons y Vladimiro Castellanos, patrocinado por la FAO, en 1969. Seguidamente, se generó la cobertura de capacidad de uso mediante el empleo de la metodología contenida en el "Manual de suelos", publicados por la Dirección Ejecutiva del Catastro (DEC,1981). Esta metodología emplea, principalmente, criterios de profundidad del suelo, textura, permeabilidad, drenaje, presencia de fragmentos gruesos y la clase de pendiente.

En este sentido, una cobertura digital de serie de suelos fue generada que al sobreponerla topológicamente con la cobertura digital de pendientes produjo la cobertura o mapa de capacidad de uso. Las clases de capacidad de uso se clasificaron de acuerdo a la metodología elaborada por el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (USDA, por sus siglas en inglés) con criterios específicos para Honduras que ordena las clases de tierras en ocho categorías (I a VIII) desde las tierras cuya vocación es de uso agrícola (I) hasta la clase de protección absoluta (Anexo 4).

3.6.1.5. Cobertura digital de litofacies

En primer lugar, se escanearon imágenes de los mapas físicos geológicos correspondientes a los cuadrángulos de Tegucigalpa y San Juan de Flores. En trabajo de campo y apoyado por un experto en geología y suelos, se actualizó la información contenida en los mapas, es decir, se definieron límites actualizados, los que a su vez fueron mapeados para luego digitarlos en pantalla de acuerdo a lo observado en campo.

3.6.2. Susceptibilidad a la erosión

Para la generación de este componente fue necesario generar espacialmente: 1) estados erosivos presentes, 2) conflictos de uso de la tierra y 3) identificación de áreas críticas de degradación.

3.6.2.1. Estados erosivos presentes

En primer lugar, una reclasificación a partir de la cobertura de uso actual del suelo fue realizada. Esta operación produjo una salida indicando el **grado de protección del suelo**, en base al tipo de cobertura vegetal (forestal primario, pinares, matorrales, agricultura, etc). A cada tipo de cobertura se le definió un peso específico o calificación, de acuerdo al grado de protección del suelo que este brinda. La definición de la ponderación fue realizada mediante consulta a expertos ajustada a las condiciones de la microcuenca. En el cuadro 36 y 36.1 se presentan los tipos de coberturas con su ponderación y clasificación, respectivamente.

De acuerdo a los valores y clasificación anterior, una cobertura es generada para grados de protección. Posteriormente, esta es superpuesta topológicamente con la cobertura de recurrencia de fuegos para generar la capa temática **grado de exposición del suelo**. Esta fue estimada cualitativamente interactuando una matriz de doble entrada, tal como se muestra en el cuadro 37.

Posteriormente, la cobertura de litofacies o litología creada anteriormente, es superpuesta con la cobertura de pendientes. Esta operación generó el mapa o cobertura que determina el **potencial erosivo** de la microcuenca. Vale la pena señalar que, esta y todas las sobreposiciones topológicas anteriores y posteriores fueron realizadas con la extensión de ArcView 3.3, Geoprocessing Wizard. El cuadro 38 muestra la matriz de decisión de doble entrada que define el potencial erosivo.

CUADRO 36. VALORES DE PROTECCIÓN PARA DIFERENTES USOS DEL SUELO

Uso del suelo	Valor
Bosque latifoliado	1.00
Bosque mixto denso	1.00
Bosque secundario	1.00
Bosque mixto ralo	0.80
Pino maduro denso	0.90
Pino maduro ralo	0.50
Pino mediano denso	0.60
Pino mediano ralo	0.50
Pino joven denso	0.60
Pino joven ralo	0.40
Pino regeneración	0.40
Pino explotado	0.10
Matorrales	0.70
Sabanas	0.40
Ganadería	0.20
Café de sombra	0.60
Cultivos anuales	0.20
Cultivos intensivos	0.10
Poblado urbano desnudo	0.10
Poblado rural (arbolado)	0.20
Crematorios	0.10
Areas desnudas	0.05

Cuadro 36.1. Niveles de protección

Rango	Grado de protección
0.05 - 0.10	Muy bajo
0.10 - 0.30	Bajo
0.30 - 0.50	Medio
0.50 - 0.80	Alto
0.80 - 1.00	Muy alto

CUADRO 37. MATRIZ GRADO DE EXPOSICIÓN DEL SUELO

Grado de protección del suelo	Recurrencia de fuegos				
	Muy baja	Baja	Media	Alta	Muy alta
Muy bajo	Muy alta	Muy alta	Muy alta	Muy alta	Muy alta
Bajo	Alta	Alta	Alta	Muy alta	Muy alta
Medio	Media	Media	Media	Media	Alta
Alto	Baja	Baja	Baja	Media	Media
Muy alto	Muy baja	Muy baja	Muy baja	Baja	Media

CUADRO 38. MATRIZ NIVELES DE ERODABILIDAD (POTENCIAL EROSIVO O RIESGO)

Clases de pendientes (%)	Qal y Qe	Tpm	Rocas del cretácico			
	Depósitos	Tobas	Krc	Kc		Kvn
	Aluviales	riolíticas	Lutitas	Calizas	Calcilititas	Conglom. y areniscas
Suave (0-15%)	Bajo	Muy bajo	Medio	Bajo	Bajo	Medio
Moderado (15-30%)	Medio	Bajo	Alto	Bajo	Bajo	Medio
Fuerte (30-50%)	Alto	Bajo	Muy alto	Medio	Medio	Alto
Muy fuerte (50-75%)	Muy alto *	Bajo	Muy alto	Medio	Medio	Alto
Escarpado (>75%)	Muy alto *	Medio	Muy alto	Medio	Medio	Alto

Finalmente, la cobertura que origina el cuadro 38 (pot. erosivo) es sobrepuesta topológicamente con la cobertura de grado de exposición del suelo, resultando en una nueva cobertura digital denominada *estados erosivos presentes*, tal como se representa en el cuadro 39.

CUADRO 39. MATRIZ ESTADOS EROSIVOS PRESENTES

Potencial erosivo	Grado de exposición del suelo				
	Muy alto	Alto	Medio	Bajo	Muy bajo
Muy bajo	Medio	Bajo	Muy bajo	Muy bajo	Muy bajo
Bajo	Medio	Medio	Bajo	Muy bajo	Muy bajo
Medio	Grave	Medio	Medio	Bajo	Muy bajo
Alto	Grave	Grave	Medio	Medio	Bajo
Muy alto	Grave	Grave	Grave	Medio	Bajo

3.6.2.2. Conflictos de uso

Este mapa fue obtenido mediante la sobreposición topológica de la cobertura digital del uso del suelo con la cobertura de capacidad de uso. Todas las clases de capacidad de uso agrícola y/o pecuario fueron agrupadas en una sola categoría o grupo (A), es decir, la clase I, II y III. Mientras, las demás categorías corresponden a clases de uso agroforestal, forestal, recreación y protección (Anexo 4). En la microcuenca del Río La Soledad fueron identificados 20 usos diferentes del suelo, debido a ello estas se agruparon en nueve usos, como muestra el cuadro 40.

CUADRO 40. MATRIZ CONFLICTOS DE USO EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA SOLEDAD.

Uso actual	Clases de capacidad de uso				
	A	IV	VI	VII	VIII
Bosque primario (Bp)	Sub uso	Sub uso	Pleno uso	Pleno uso	Pleno uso
Bosque secundario (Bs)	Sub uso	Sub uso	Sub uso	Pleno uso	Pleno uso
Bosque mixto (PL)	Sub uso	Sub uso	Sub uso	Pleno uso	Pleno uso
Bosque regeneración (Pr)	Sub uso	Sub uso	Pleno uso	Pleno uso	Pleno uso
Bosque explotado (PE)	Pleno uso	Pleno uso	Pleno uso	Pleno uso	Sobre uso
Pastizales y matorrales (P y M)	Pleno uso	Pleno uso	Sobre uso	Sobre uso	Sobre uso
Cultivos perman. e imperman. (CPI)	Pleno uso	Sobre uso	Sobre uso	Sobre uso	Sobre uso
Areas desnudas (Ad)	Pleno uso	Sobre uso	Sobre uso	Sobre uso	Sobre uso
Areas pobladas (AP)	Pleno uso	Pleno uso	Pleno uso	Pleno uso	Sobre uso *

* Son posibles las poblaciones en esta capacidad de uso, pero con restricciones, ya que están en un riesgo significativo.

De esta manera, se consideraron como bosques primarios todos los estratos de bosques de pinos, sean estos jóvenes, medianos o maduros, de cualquier densidad. Se consideraron bosques mixtos a las combinaciones de árboles de pino y árboles de hoja ancha en proporciones más o menos

regulares. En cuanto a bosque de regeneración, se ubicaron en esta clase las áreas que actualmente están en proceso de repoblación de árboles, específicamente de pinos. De manera similar, corresponden a bosque explotado todas aquellas áreas sujetas a corte, sea por motivos de aprovechamiento o sanitarios. Sin embargo, la mayoría corresponden a tratamientos de control de plagas forestales. En la microcuenca han sido afectada decenas de hectáreas de bosque de pino por el gorgojo descortezador de la madera (*Dendroctonus frontalis zimm.*). En la categoría de pastizales y matorrales fueron ubicadas todas aquellas áreas en que su uso actual era ganadería, pastos, sabanas y matorrales. En el caso de cultivos permanentes y no permanentes, se ubican las áreas de cultivos intensivos y cultivos anuales (maíz, frijoles, etc) y cafetales. Corresponden a áreas desnudas todas aquellas superficies, actualmente sujetas a extracción de materiales, crematorios o rellenos municipales, deslizamientos, afloramiento rocosos, desmontes y depósitos aluviales recientes. Finalmente, se agruparon en áreas pobladas las poblaciones urbanas y rurales.

3.6.2.3. *Identificación de áreas críticas*

Esta cobertura representa la parte final del proceso metodológico cualitativo de Sáenz *et al.* (1997). Resultó de la sobreposición topológica de la cobertura de los estados erosivos presentes con la cobertura de conflictos de uso. El resultado es una representación del nivel de **riesgo de degradación del suelo** producto del uso y manejo actual al que se ha sometido por parte de los pobladores. El cuadro 41 muestra la matriz de doble entrada que originó esta cobertura.

CUADRO 41. MATRIZ RIESGOS DE DEGRADACIÓN DEL SUELO EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA SOLEDAD.

Conflictos de uso	Estados erosivos presentes			
	Grave	Medio	Bajo	Muy bajo
Pleno uso	Bajo	Bajo	Muy bajo	Sin riesgo
Sobre uso	Alto	Alto	Medio	Bajo
Sub-uso	Medio	Medio	Bajo	Muy bajo

3.6.2.4. *Cálculo del Índice de degradación de Suelos (IDS)*

Tal como fuera explicado en el acápite 3.3.2.2.e. para la estimación del IPCAS, en este caso se empleó la misma metodología, con la diferencia que toda la cuenca fue considerada, es decir toda la población, en cambio en el IPCAS solamente se tomó en cuenta a una muestra de la población. En este contexto la ecuación 14 fue aplicada. El dato que esta generó fue utilizado para correlacionarlo estadísticamente con los valores de calidad de agua.

3.7. Índice de Contaminación Poblacional (ICP)

La información base para desarrollar esta metodología fue generada mediante la realización de talleres participativos en la mayoría de comunidades o en su defecto mediante entrevistas a informantes claves de la comunidad, sean estos presidentes de patronatos, alcaldes auxiliares, presidentes de juntas de agua, etc. Considerando que la densidad de población por unidad de superficie es una variable de interés que tiene un impacto sobre la calidad de agua por la cantidad de desechos que generan, así también la infraestructura existente para la deposición de excretas; se realizó un análisis espacial considerando estas tres variables. En primer lugar, se digitalizaron polígonos correspondientes a los límites físicos que delimitan a las comunidades entre sí.

CUADRO 42. CRITERIO DE ANÁLISIS ESPACIAL PARA EL ICP

Factor	Niveles	Calificac.	Reclasificación
Densidad poblacional			
> 15 hab/ha	Alta	3	
3 – 15 hab/ha	Media	2	
1 – 3 hab/ha	Baja	1	
Despoblado	Muy baja	0	
Cantidad desechos generad.			9 – 12 Riesgo alto
> 100 lb/día	Muy alta	8	6 – 9 Riesgo medio
10 - 100 lb/día	Alta	3	3 – 6 Riesgo bajo
3 - 10 lb/día	Media	2	1 – 3 Riesgo muy bajo
1 - 3 lb/día	Baja	1	0 – 1 Sin riesgo
< 1 lb/día	Muy baja	0	
Deposición de excretas:			
Porcentaje cobertura de la infraestructura.			
Areas despobladas	Sin riesgo	0	
70 – 100%	Alta	1	
35 – 70%	Media	2	
0 – 35%	Baja	3	
Identificación puntos críticos (áreas potenciales de contaminación fecal)		Descargas puntuales.	5
		Infraestructura inexistente o en mal estado.	3
		Sin población.	0

Para cada polígono se generó una base de datos conteniendo información relevante del número de habitantes por comunidad (INE, 2002), número de letrinas por comunidad, existentes, inexistentes y/o en mal estado (en el casco urbano existe alcantarillado) y otras fuentes puntuales de contaminación originados dentro de los límites físicos de cada comunidad. El cuadro 42 presenta los

critérios y clasificación general del Índice de Contaminación Poblacional (ICP). Al final se generó una cobertura digital de comunidades con variación espacial referida a los habitantes de la microcuenca La Soledad y su influencia en la calidad del agua superficial. En cuanto al análisis espacial, la mecánica fue similar al IPCAS, es decir, se trabajó en ArcView 3.3 con la herramienta Algebra de mapas. En primer lugar se realizó un grid para densidad poblacional, otro para cantidad de desechos, y otro para deposición de excretas. Con dicha herramienta se superpusieron las coberturas raster generando así el mapa general de riesgo a contaminación poblacional.

Es importante mencionar que para este último, el dato proporcionado fue mediante consulta comunal, en la cual los participantes dibujaron en lámina o pizarrón su comunidad, indicando los lugares críticos donde la infraestructura de letrinas faltaba o estaba en mal estado. La información fue complementada con datos del censo nacional de población y vivienda del año 2002 (INE, 2002). En este caso, ningún componente o variable se ponderó de manera diferente; esta se realizó tal como se mostró en el cuadro 42.

3.7.1. Cálculo del ICP

Similar a los procesos anteriores, para este caso se aplicó la ecuación 14 generando un valor entre 0 y 1 para cada unidad muestral, es decir las áreas de drenaje.

3.8. Vulnerabilidad socio-institucional

Con la información generada de los talleres participativos se elaboró una cobertura digital indicando el grado de vulnerabilidad socio-institucional en cada comunidad de la microcuenca. La metodología empleada se sustentó en la investigación realizada por Cáceres (2001), aplicada para estimar degradación y vulnerabilidad a desastres naturales en una microcuenca de Honduras. Para la presente investigación solamente las variables socio-institucionales fueron consideradas. En este contexto, instituciones presentes, capacitación en ambiente y salud (calidad de agua, inclusive), coordinación interinstitucional, organización y liderazgo comunal fueron las variables que determinaron la vulnerabilidad. La metodología empleada se sustentó en la investigación realizada por Cáceres (2001), aplicada para estimar degradación y vulnerabilidad a desastres naturales en una microcuenca de Honduras. Para la presente investigación solamente las variables socio-institucionales fueron consideradas. En este contexto, instituciones presentes, capacitación en

ambiente y salud (calidad de agua, inclusive), coordinación interinstitucional, organización y liderazgo comunal fueron las variables que determinaron la vulnerabilidad. El cuadro 43 presenta de manera resumida las variables y criterios utilizados, no obstante, la información por sub-variable y por comunidad son mostradas en el anexo 5 y 6, respectivamente.

CUADRO 43. VARIABLES, SUB-VARIABLES Y CRITERIOS PARA ESTIMAR VULNERABILIDAD SOCIO-INSTITUCIONAL

Variable	Sub-variables	Niveles	Calificación
Instituciones presentes	- No. instituciones	Muy alta	4
	- Frecuencia de visitas	Alta	3
	- Nivel (%) de percepción de la población respecto al papel de las instituciones.	Media	2
		Baja	1
		Muy baja	0
Capacitación	- No. eventos capacitación por año.	Muy alta	4
	- No. acciones concientización por año y por comunidad.	Alta	3
		Media	2
	- Técnicos capacitados en temas ambientales e higiene.	Baja	1
		Muy baja	0
Coordinación interinstitucional			
1	No. de actividades coordinadas con participación local.	Muy alta	4
2		Alta	3
3		Media	2
4		Baja	1
5		Muy baja	0
Organización comunal presente			
Patronato, junta de agua, etc.	- No. de organizaciones funcionales.	Muy alta	4
		Alta	3
		Media	2
		Baja	1
		Muy baja	0
Liderazgo en la comunidad			
0 – 20	- % de la población que identifica a líderes comunales	Muy alta	4
21 – 40		Alta	3
41 – 60		Media	2
61 – 80		Baja	1
81 - 100		Muy baja	0

Cada variable fue analizada dividiéndola en sub-variables y dependiendo de los niveles de vulnerabilidad, estas fueron estimadas. A cada nivel de vulnerabilidad se le asignó una calificación, correspondiendo a la más alta con el número cuatro y a la más baja con el número uno. La interpretación de lo anterior fue; a mayor vulnerabilidad menor presencia y coordinación institucional y comunal, por ejemplo, y a menor vulnerabilidad, entonces mayor presencia. Para el análisis espacial, la mecánica fue práctica, se sumaron todos los índices de calificación correspondientes a cada una de las sub-variables o indicadores considerados. El valor resultante se dividió entre el número total de índices o sub-variables analizadas (en este caso 9 sub-variables).

Este paso generó un número promedio, el cual se dividió entre el valor máximo posible del índice (4). Posteriormente se multiplicó por 100 para obtener el nivel de vulnerabilidad para cada comunidad y en la microcuena misma, en términos porcentuales para cada tipo o nivel de vulnerabilidad correspondiente. Finalmente, este porcentaje se compara con la escala de índice de vulnerabilidad según la correspondencia mostrada en el cuadro 44.

CUADRO 44. INDICE DE VULNERABILIDAD SOCIO-INSTITUCIONAL (IVIS)

Nivel de vulnerabilidad	Rangos (%)
Vulnerabilidad muy alta	80 – 100
Vulnerabilidad alta	60 – 79.9
Vulnerabilidad media	40 – 59.9
Vulnerabilidad baja	20 – 39.9
Vulnerabilidad muy baja	0 – 19.9

Posteriormente, una cobertura en formato raster fue creada con la correspondiente reclasificación de acuerdo a los valores obtenidos. Sin embargo, el índice de vulnerabilidad para cada unidad de drenaje fue calculado con la ecuación 14, usando el mismo procedimiento descrito por Palavecino *et al.* (2002) y discutido en las secciones anteriores, de esta manera, el Índice de Contaminación Poblacional (ICP) fue generado.

3.9. Índice de vulnerabilidad global (IVG)

Para finalizar, se sobrepusieron topológicamente las coberturas principales generadas anteriormente, tales como IPCAS, IDS, ICP e IVIS. Este proceso generó un índice de vulnerabilidad global a contaminación de aguas superficiales, en la cual se integraron los componentes de suelos, actividades socio-productivas, institucionalidad y población. Los valores relativos por índice fue de acuerdo al coeficiente de correlación de estos con los parámetros de calidad de agua analizados en esta investigación, así, valores de ponderación de 0.4, 0.3, 0.2 y 0.1 fueron asignados a IDS, ICP, IPCAS e IVIS, respectivamente, expresado mediante la ecuación 15.

$$IVG=((IDS*0.4)+(IRCP*0.3)+(IPCAS*0.2)+(IVIS*0.1) \quad (15)$$

Con la herramienta de Algebra de Mapas de ArcView 3.3, el valor o peso de cada nivel de riesgo por índice, fue multiplicado por los valores ponderados anteriores. Posteriormente, se realizó una

reclasificación, de acuerdo a los valores obtenidos. El cuadro 45 muestra la clasificación final con su respectivo factor de vulnerabilidad necesario para encontrar el valor numérico que se correlacionó estadísticamente con los parámetros de calidad de agua y demás índices.

CUADRO 45. INDICE DE VULNERABILIDAD GLOBAL (IVG)

Nivel de vulnerabilidad	Rangos (%)	Factor vulnerab.
Vulnerabilidad muy alta	80 – 100	1.0
Vulnerabilidad alta	60 – 79.9	0.8
Vulnerabilidad media	40 – 59.9	0.5
Vulnerabilidad baja	20 – 39.9	0.2
Vulnerabilidad muy baja	0 – 19.9	0.1

Objetivo 4. Analizar interrelaciones de los indicadores de salud acuática con respecto a indicadores de deterioro de calidad del agua.

3.10. Análisis de la información

Para la obtención de los diferentes índices de riesgo, se determinaron áreas de influencia para cada punto de muestreo, tal como se explicó en el acápite 3.2.2. De esta manera, a cada punto de muestreo le corresponde un área de drenaje, en la cual, distintos niveles de riesgos fueron encontrados y ponderados según su nivel. La mecánica fue igual para calcular cada índice, incluyendo, el índice de vulnerabilidad global a contaminación de aguas superficiales. Como producto, se obtuvieron las diferentes conclusiones de la presente investigación respecto a las implicaciones de cada variable, dimensión individual e integral de su contribución al problema de contaminación, y porqué estas sinergias constituyen factores de riesgo en la microcuenca del Río La Soledad. Para respaldar lo anterior, correlaciones estadísticas (de Pearson) entre parámetros de calidad de agua (inclusive ICA) e índices de riesgos fueron realizadas, al igual que un análisis multivariado de componentes principales. Ello con el propósito de determinar el grado de asociación entre variables, especialmente, aquellas relacionadas con el uso del suelo. De esta manera, fue posible explicar la influencia de las actividades antrópicas sobre la calidad del agua.

4. RESULTADOS Y DISCUSION

Objetivo 1: Analizar la calidad del agua de las fuentes superficiales de la microcuenca La Soledad mediante parámetros indicadores de salud acuática y adaptarlos a un Índice de Calidad de Agua.

4.1 Análisis de calidad del agua en la microcuenca del Río La Soledad

4.1.1. Inventario y caracterización de fuentes superficiales de agua

En la microcuenca del Río La Soledad se identificaron seis cursos permanentes de aguas superficiales, de importancia y cuatro cursos impermanentes. Entre los sistemas permanentes están el Río El Carrizal, Quebrada Agua Amarilla, Quebrada San Francisco, Quebrada Honda, Quebrada Agua Dulce y el Río La Soledad. La Quebrada Los Jutes es el quinto sistema permanente, pero su uso se limita para consumo animal, no obstante que en la época disminuye considerablemente su caudal, llegando a punto de secarse.

4.1.1.1. *Río El Carrizal*

Este río nace entre la Montaña del Carrizal y el Cerro El Volcán. Su longitud estimada, desde su nacimiento hasta la confluencia con el Río La Soledad, es de aproximadamente 7.2 km. En su nacimiento, posee una buena cobertura vegetal, predominantemente, bosques de hoja ancha y pinares densos. Actualmente no presenta disturbios significativos de origen antrópico. Sin embargo, en la parte media del río, específicamente donde se encuentra ubicada la toma que deriva agua hacia Tegucigalpa, existen depósitos recientes de aluvión ocurridos en 1998 durante la ocurrencia del Huracán Mitch. Desde este punto, la subcuenca del Río El Carrizal experimenta señas graduales de intervención antrópica, intensificándose a medida se acerca al casco urbano de Valle de Angeles. En esta sección, cultivos anuales y algunos matorrales se localizan en la parte superior de la margen izquierda del río. Este río además de derivar agua hacia la ciudad capital; de su curso principal, abastece agua para uso doméstico a la zona residencial de la colonia El Molino y sectores aledaños. Sin embargo, tributarios de este sistema, sirve de abastecimiento para consumo humano a las poblaciones de El Tablón, La Escondida, Miravalle y La Simbra. En la actualidad, no existen

fuentes importantes de contaminación puntual, excepto en la parte baja, después del paso por la ciudad de Valle de Angeles, en la que desagues de residencias, depósitos de basura en sus márgenes y efluentes de pozos sépticos, constituyen ser las únicas fuentes localizadas de contaminación.

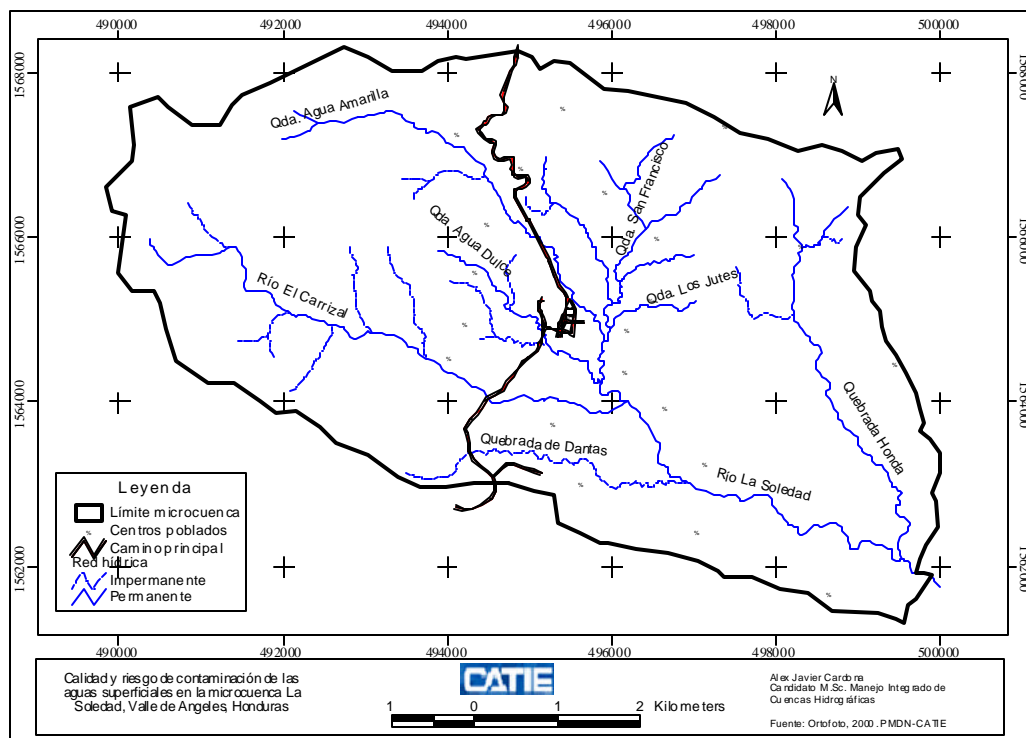


Figura 4. Red hídrica microcuenca del Río La Soledad

3.4.1.2. Quebrada Agua Amarilla

La Quebrada Agua Amarilla es una de las fuentes superficiales más importantes en la microcuenca y tiene su nacimiento en la zona núcleo del Parque Nacional La Tigra. La longitud total del cauce es de aproximadamente 6.7 km, desde su nacimiento hasta la confluencia con el Río La Soledad. Esta importante subcuenca, desde 1880 hasta 1976 fue sometida a una explotación intensa de metales, especialmente plata (DEFOMIN, 1997). Vestigios de esa actividad se aprecian a lo largo de su cauce, como restos de maquinaria, túneles y depósitos de “colas” de flotación; constituyentes, estas últimas, en fuentes puntuales de contaminación por metales pesados (DEFOMIN, 1997). Sin embargo, en la actualidad el uso del agua manifiesta implicaciones sociales, económicas y ecológicas que merecen especial atención. En la parte superior de esta quebrada, se encuentran ubicadas dos obras importantes de captación de agua para consumo humano; la más grande abastece a las comunidades de Cerro Grande, El Retiro, La Cañada y El Macuelizo, estas dos últimas

comunidades, ubicadas fuera del ámbito de la microcuenca. El otro sistema de abastecimiento (más pequeño), provee agua a la comunidad de El Cantón y parte del caserío La Mina. En total, se estima que ambos sistemas abastecen a más de 2000 personas (INE, 2002), no obstante, datos del Servicio Autónomo de Acueductos y Alcantarillados (SANAA) revelan que aproximadamente 4500 personas se abastecen del sistema.⁶

3.4.1.2.1. *Conflictos de uso del agua*

A pesar que el agua es captada en la parte superior de la quebrada, donde la intervención humana es limitada, la calidad de la misma la hace no recomendable para consumo humano. Según informes del SANAA, en la zona antes mencionada, ocurre un tipo de fenómeno llamado “Drenaje Acido de Minas y/o Rocas (DAM/DAR) (SANAA, 2002). Este fenómeno es causado por la oxidación de minerales sulfurosos cuando entran en contacto con el agua y el oxígeno y también, por lixiviación de metales pesados, asociados al cierre de minas o procesos naturales de la roca, resultando en bajos niveles de pH, concentraciones elevadas de sulfato y metales pesados (disueltos y totales) y altas concentraciones de sólidos disueltos totales (MEM, 1997). Debido a este fenómeno geológico, las poblaciones abastecidas recurren a fuentes alternas de abastecimiento, las cuales son inseguras para el consumo, incidiendo negativamente en la salud de las personas de estas poblaciones, especialmente niños.

Aunque el proceso persiste de manera permanente, es posible variaciones en el tiempo en cuanto a la intensidad del fenómeno (MEM, 1997). Para el caso, el rechazo del agua por parte de los pobladores se intensificó tras el paso del Huracán Mitch; materiales aluviales recientes quedaron depositados a lo largo del cauce superior de la quebrada, producto de dos importantes aludes ubicados en la naciente de la quebrada. Fuertes pendientes y una precipitación copiosa, vuelven inestable esta zona; a menudo es posible observar desde pequeños deslizamientos hasta significativos desplazamientos de tierra. El material ha quedado expuesto a la acción del agua y el oxígeno. Este material, posee un importante contenido de minerales que reaccionan química y biológicamente por efecto del agua y el oxígeno (SANAA). De esta manera, exudaciones permanentes y dilución de minerales provenientes de los depósitos de material aluvial (suelos y rocas), son fácilmente observados en la zona. Estas exudaciones y diluciones, probablemente, sean la causa principal de significativas aportaciones de

⁶ Comunicación personal del encargado del Sistema Cerro Grande-La Cañada, Carlos Martínez

Hierro (Fe) y Manganese (Mn). Estudios llevados a cabo por la División de Investigación y Asistencia Técnica (DIAT) del SANAA, parecieran indicarlo; concentraciones fuera de norma de Cadmio (Cd), Fe y Mn fueron reportadas en noviembre del año 2000 (SANAA, 2002). En julio del año 2002, se detectaron compuestos de Cd, Plomo (Pb), Cromo (Cr) Mercurio (Hg) y Arsénico (Ar) en el agua, pero en concentraciones admisibles, excepto pH que reportó niveles bajos de hasta 3.2. (SANAA, 2002). Posteriormente, (agosto) se realizaron nuevos análisis. Los resultados confirman lo anteriormente expuesto; los dos tributarios que dan origen a la Quebrada Agua Amarilla y en los cuales existe material aluvial reciente, resultaron con elevadas concentraciones de Fe, sólidos disueltos, Aluminio (Al), acidez y bajos niveles de pH (anexo 7). Sin embargo, uno de los dos tributarios presenta mayores valores que otro, específicamente el ubicado al extremo superior derecho (fig. 4).

Por otra parte, la Quebrada Agua Amarilla es utilizada para regadío de cultivos hortícolas. Aproximadamente 15 ha de cultivos son atendidas en la parte baja de la subcuenca mediante el sistema de riego de una asociación de productores de la zona.

3.4.1.2.2. Fuentes localizadas de contaminación

En cuanto a fuentes localizadas de contaminación, exceptuando el fenómeno natural antes referido, el depósito antiguo de “colas” de flotación, el drenaje que emana de una bocamina (cueva No. 1), efluentes provenientes de una porqueriza en la parte final del río, un área destinada a ganadería intensiva y desagües domésticos, son considerados como tales. El drenaje de la cueva No. 1, es captado para la utilización en el proyecto de riego. Esta agua contiene concentraciones de cobre en niveles cercanos al máximo admisible (0.5 mg l^{-1}) (DEFOMIN, 1997), de esta manera, indicios de contaminación de suelos y aguas, por este metal, puede estar ocurriendo de manera sistemática y prolongada, especialmente, durante la época seca en que la mayoría de los productores utilizan esta fuente para riego. Sin embargo, comparativamente, resulta más evidente la contaminación por metales pesados después del depósito antiguo de “colas”; concentraciones de cobre de hasta 10 veces superiores a las normas de calidad de agua para Honduras (MSP-OPS, 1997) fueron reportadas durante un estudio realizado por DEFOMIN en 1997. Este mismo reporte indicó que después de este punto, las concentraciones promedio de Plomo, Cadmio y Hierro fueron de 0.6, 0.3 y 2.51 mg l^{-1} , respectivamente, y todas por encima de los niveles máximos admisibles. También,

esta fuente es objeto de contaminación orgánica. Al final de la quebrada, a la altura del puente sobre la carretera hacia la comunidad de Buena Vista se identificaron efluentes provenientes de una porqueriza de aproximadamente entre 30 y 40 cerdos. Un poco arriba de este punto, se ubicó un área de aproximadamente 2.6 ha, destinadas a ganadería intensiva.

3.4.1.2.3. Uso del suelo

En cuanto al uso de la tierra, la parte media-alta es la que presenta una intensidad de uso bastante apreciable; cultivos anuales en combinación con cultivos intensivos se presentan de manera más frecuente. Aunque la mayoría de las áreas de cultivos están ubicadas dentro de los límites del Parque Nacional La Tigra, el uso de agroquímicos y fertilizantes orgánicos es intenso, por lo cual, un importante aporte de fertilizantes en el agua pudiera estarse presentando. Este tipo de contaminación se considera como fuentes no localizadas, de acuerdo a Ongley (1997). No obstante, la mayor parte del área de la subcuenca está cubierta de bosques de pinos, de hoja ancha y bosques mixtos. La degradación de los recursos, ocurre a partir de la parte media-baja y baja de la subcuenca, debido principalmente, a la ubicación de gran parte del casco urbano de la ciudad de Valle de Angeles.

3.4.1.3. Quebrada San Francisco

El sistema de esta quebrada, está compuesto por dos vertientes principales: la vertiente de la zona de la comunidad de San Francisco y la vertiente de la zona de la comunidad de Las Martitas. La longitud estimada del cauce del sistema de la subcuenca de la Quebrada San Francisco, incluyendo la misma Quebrada San Francisco y el nacimiento proveniente de la comunidad de Las Martitas, es de aproximadamente 5.2 km, hasta su confluencia con la Quebrada Agua Amarilla y el Río La Soledad. Esta quebrada reviste importancia desde el punto de abastecimiento de agua para consumo humano; provee el 100% del agua consumida en el casco urbano de Valle de Angeles y algunas colonias de la periferia. En cada una de las vertientes se ubica una estructura de captación de aguas (presas), sin embargo, la presa San Francisco suple más del 95% del agua que se consume en Valle de Angeles. La subcuenca de la Quebrada San Francisco, es la que mayor deterioro presenta por uso del suelo. En la parte superior se encuentran grandes áreas de cultivos anuales y matorrales, inclusive un pequeño caserío (Chinacla), en los cuales la fertilización orgánica e inorgánica es intensa.

A pesar de la fuerte fertilización de los cultivos anuales con fertilizantes orgánicos (gallinaza), en las cabeceras de esta quebrada, la calidad del agua no pareciera estar siendo influenciada por tales prácticas. Análisis bacteriológicos de agua llevados a cabo por la municipalidad en agosto del año 2002, así lo revelan ⁷. Las concentraciones de coliformes termotolerantes (fecales) no resultaron significativas, apenas 200 y 12 UFC/100 ml ⁸ fueron encontradas en las tomas de agua de las presas de Las Martitas y San Francisco, respectivamente. La existencia de una espesa vegetación, especialmente de coníferas denso combinado con una nutrida vegetación arbustiva y gruesa capa de material orgánico, pudiera estar influyendo, en parte, en la retención de contaminantes arrastrados por la escorrentía de lluvias. Además de agua para consumo, en la parte baja de esta quebrada es utilizada para riego de cultivos, principalmente hortalizas. En cuanto a fuentes localizadas de contaminación, solamente las áreas donde carecen totalmente de infraestructura para la deposición de excretas se identificaron como fuentes potenciales de contaminación puntual.

3.4.1.4. Quebrada Honda

Esta quebrada tiene su origen un poco arriba de la comunidad de Buena Vista, su longitud total estimada es de 5.8 km, hasta su confluencia con el Río La Soledad. El sistema de la Quebrada Honda, está compuesto por dos nacientes o tributarios principales, uno se origina en un lugar denominado Cerro del Hospital y el otro, justamente en el caserío de Buena Vista. En el naciente del Cerro del Hospital se ubica una presa que abastece de agua para consumo al barrio La Esperanza, en Valle de Angeles, aunque en cantidades limitadas, especialmente en la época seca. Además, la comunidad se abastece desde esta quebrada mediante la conducción de agua por mangueras de material “poliducto”. Similarmente, la mayoría de los productores utilizan estas fuentes para riego de cultivos hortícolas. Después de la subcuenca de la Quebrada San Francisco, la de Quebrada Honda presenta niveles altos de degradación. Las causas de este deterioro es debido principalmente al uso inadecuado del suelo; las áreas de cultivos son ubicadas en sitios potencialmente no aptos para la actividad agrícola y ganadera. Consecuentemente, la cobertura vegetal existente, no ofrece suficientes condiciones para la protección y conservación de fuentes de agua, excepto en áreas puntuales.

⁷ Datos proporcionados por la Municipalidad de Valle de Angeles.

⁸ UFC (Unidades Formadoras de Colonias)

La Quebrada Honda, actualmente sufre de contaminación de tipo orgánica, especialmente por heces fecales. Esta contaminación ocurre, inmediatamente después de ciertas áreas críticas vulnerables por la inexistencia de infraestructura adecuada para la deposición de excretas y áreas donde la ganadería se practica de manera intensiva. Por otro lado, desagües de origen domésticos son descargados directamente a las fuentes de agua, aunque una minoría lo hace en los solares, que funcionan como filtros naturales. Asimismo, el manejo de residuos (basura) no es el adecuado, la mayoría de la población en esta comunidad, tira la basura y demás desperdicios en los solares de sus casas. Aproximadamente, un 20% de la población realiza sus necesidades fisiológicas al aire libre.

3.4.1.5. *Quebrada Agua Dulce*

Esta quebrada es la de menor longitud; 2.9 km desde su nacimiento hasta la confluencia con el Río La Soledad corresponde a su extensión. La subcuenca está seriamente amenazada por la expansión urbanística; importantes estructuras se ubican en su ámbito, tales como hospitales, residencias y negocios. Menos de la mitad de su área se encuentra forestada, inclusive, en su nacimiento se encuentran áreas de cultivos anuales y hortícolas que potencialmente pueden afectar la calidad del agua debido a contaminación agrícola. Los usos que la población hace de esta fuente es escasa; su caudal disminuye notablemente durante la época seca, por lo tanto, su uso se limita a actividades domésticas en la parte superior de la quebrada. Fuentes localizadas de contaminación no fueron diferenciadas más que las de origen doméstico.

3.4.1.6. *Río La Soledad*

Este constituye el sistema principal de la microcuenca del mismo nombre. Su longitud total estimada, desde la confluencia con las quebradas San Francisco y Agua Amarilla hasta la salida de la microcuenca es de aproximadamente 6.7 km. Actualmente, la subcuenca que comprende el sistema del Río La Soledad, no presenta signos alarmantes de degradación; la mayor parte de su superficie está cubierta por bosques de pinos de varias densidades y estados de madurez que brindan cierta protección al suelo. Las pocas áreas destinadas a actividades agrícolas se ubican en los márgenes del río. Los principales cultivos desarrollados son flores, granos básicos y hortalizas; esta última, constituyente de alto riesgo de contaminación agrícola. Sin embargo, a pesar del limitado uso agrícola, es la más vulnerable a la ocurrencia de incendios forestales (AFE-

COHDEFOR, 1999; 2000; 2001; 2002 y AMITIGRA, 2003). Cada año, gran porción de su área es afectada por esta clase de eventos; los orígenes de estos, parecen estar estrechamente vinculados con la presencia del relleno sanitario (crematorio municipal) ubicado entre las comunidades de Piedras de Afilar y La Soledad. Por otra parte, aunque no es posible comprobarlo, pero al parecer existe una relación entre la ocurrencia de fuegos y la ocurrencia de brotes de plagas forestales, específicamente del gorgojo barrenador de la corteza del pino (*Dendroctonus frontalis zimm*). Lo anterior es en vista que coincidentemente, corresponde a la misma área de afectación la ocurrencia de ambos eventos (ver figuras 30 y 32). En cuanto al uso de sus aguas, aparentemente no está siendo objeto de uso alguno, incluso para riego. Ello es en vista que la percepción de la población con respecto a este río es que está altamente contaminado por heces fecales. En efecto, contiguo al cementerio municipal, se ubica el desagüe de aguas servidas del casco urbano de la ciudad de Valle de Angeles, con una población estimada de 4663 habitantes. Sin duda alguna, este constituye la principal fuente puntual de contaminación en todo el ámbito de la microcuenca.

Es casi probable que en las aguas residuales municipales, aún después de un proceso de tratamientos, además de un alto contenido de coliformes, concentraciones de contaminantes tóxicos potenciales, incluyendo metales pesados, residuos de pesticidas y otros componentes orgánicos disruptores endocrinos se encuentren en niveles elevados, que limitan su uso, inclusive como aguas para riego, debido a que provocan acumulaciones de metales pesados en el suelo (Xiong *et al.* 2001). Otra fuente puntual de contaminación identificada y asociada a contaminación fecal ocurre en la comunidad de El Retiro; efluentes provenientes de un tanque séptico y ubicado a escasos 50 m del río, de manera continua son descargadas al Río La Soledad debido a un mal funcionamiento del sistema. Un poco más debajo de este punto, se localizan dos áreas destinadas a la extracción de material selecto (piedra y grava), tanto para la construcción de casas como para reparación de carreteras. En la época seca, cuando los niveles de caudal son bajos, en el punto de extracción de piedra da lugar una importante contaminación por sedimentos, a tal grado que llega a obstaculizar completamente el paso del agua, formando una pequeña represa. Esto ocurre debido a que la cantera se ubica en un peñón y los canteros (personas que extraen la piedra) desde la parte superior arrojan volúmenes considerables de material fino y estas se depositan justamente en el cauce del río. Cuando la temporada de lluvias aumenta el caudal del río, este material es arrastrado aguas abajo afectando posiblemente a poblaciones fuera del área de la microcuenca.

4.2. Indicadores de calidad del agua

4.2.1. Temperatura

El análisis estadístico de los datos para este parámetro presenta diferencias altamente significativas entre estaciones de muestreo y entre épocas ($p < 0.01$). La temperatura promedio para la época 1 (seca) fue de 25.66 °C, mientras que durante la época lluviosa se registró un descenso de 3.83 °C (21.83°C promedio), lo que se considera altamente significativo. En este caso, la variable que explica las diferencias encontradas fue la precipitación ya que para la época del segundo muestreo esta observó un incremento en intensidad y frecuencia.

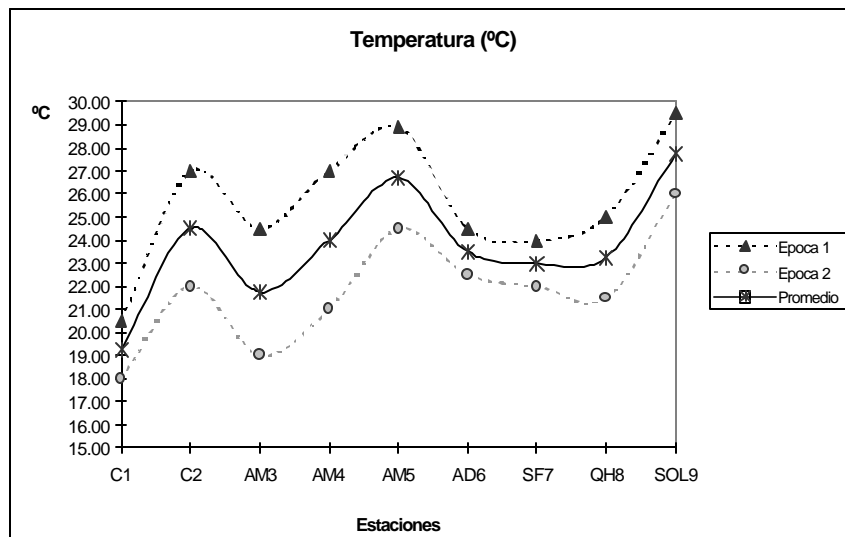


Figura 5. Comportamiento de la temperatura entre estaciones y época

Las diferencias entre estaciones son explicadas desde el punto de vista de la influencia, tanto de la altitud ($p < 0.04$) como de la vegetación ($p < 0.03$). La figura 6 ilustra de mejor manera la influencia de la vegetación en la temperatura del agua.

Es fácilmente observable la relación inversamente proporcional entre el porcentaje de cobertura vegetal y las temperaturas registradas en cada punto de muestreo, de esta manera, fuentes de agua en que sus márgenes (150 m a ambos lados del cauce (AFE-COHDEFOR, 1998) están suficientemente arboladas resultaron con aguas de temperaturas bajas. Este parámetro es muy importante ya que está inversamente relacionado con la cantidad de oxígeno disuelto en el agua (Brooks *et al.* 1991).

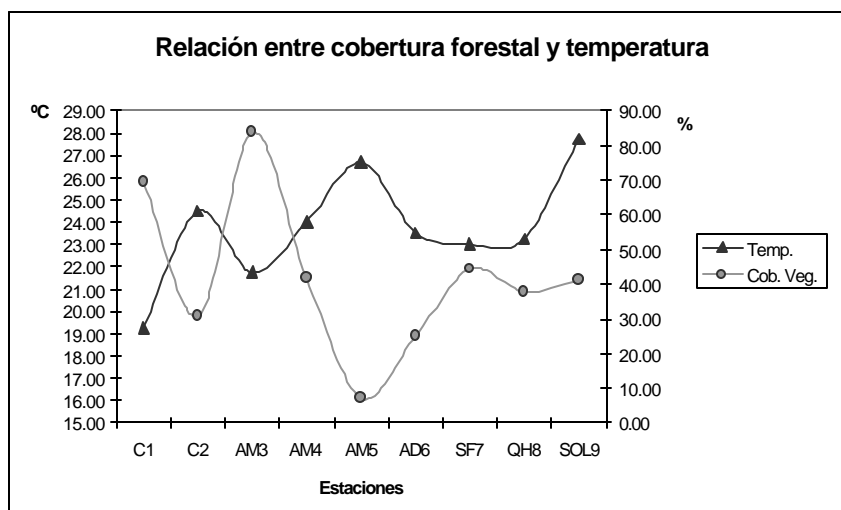


Figura 6. Relación entre cobertura forestal y la temperatura del agua

Observando la figura 5, entre las estaciones AM3 y AM5 (Q. Agua Amarilla), es posible apreciar cambios drásticos en la temperatura del agua de casi 5 °C cuando la cobertura forestal a lo largo del cauce, se reduce desde un 84% a un 7% (77%). Este dato no difiere mucho respecto a lo manifestado por Brooks *et al.* (1997), quienes refieren que cambios en la temperatura del agua deben esperarse en un rango entre 1 y 10 °C cuando son realizadas remociones de bosque, desde muy insignificantes hasta remociones totales, a lo largo de los cauces de los ríos.

Esta fuerte perturbación en la Quebrada Agua Amarilla, manifestada por un proceso de degradación sistemático, tiene un marcado impacto en los cambios de temperatura del agua en una gradiente longitudinal de tan solo 4842 m y una gradiente altitudinal de 360 ms. Lo anterior implica un cambio de temperatura de 1 °C por cada 73 m de altitud y 978 m de longitud. Es importante mencionar que el análisis anterior discrimina la sinergia entre estas y otras variables, sin embargo, es importante considerar estos aspectos biofísicos al momento de manejar una cuenca que involucre toma de decisiones y valorizar la función de la masa forestal como amortiguadora de radiación y partículas de suelos arrastradas por la escorrentía desde partes altas de la cuenca. En promedio, solamente las estaciones AM5 y SOL9 estuvieron sobre el valor máximo admitido de acuerdo a la norma establecida para Honduras: la estación C2, muy cercana al límite máximo establecido; < 25 °C (MSP/OPS, 1997).

CUADRO 46. VALORES PROMEDIO Y VARIACIÓN DE TEMPERATURA ENTRE ESTACIONES

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=2.43742
Error: 1.1172 gl: 8

Estación	Medias					
C1	19.25	A				
AM3	21.75		B			
SF7	23.00		B	C		
QH8	23.25		B	C		
AD6	23.50		B	C		
AM4	24.00		B	C		
C2	24.50			C	D	
AM5	26.70				D	E
SOL9	27.75					E

Letras distintas indican diferencias significativas(p<= 0.05)

4.2.2. Potencial de hidrógeno (pH)

El análisis estadístico de este parámetro indica que no existen variaciones entre épocas, no obstante una diferencia altamente significativa es observada entre estaciones ($p < 0.01$).

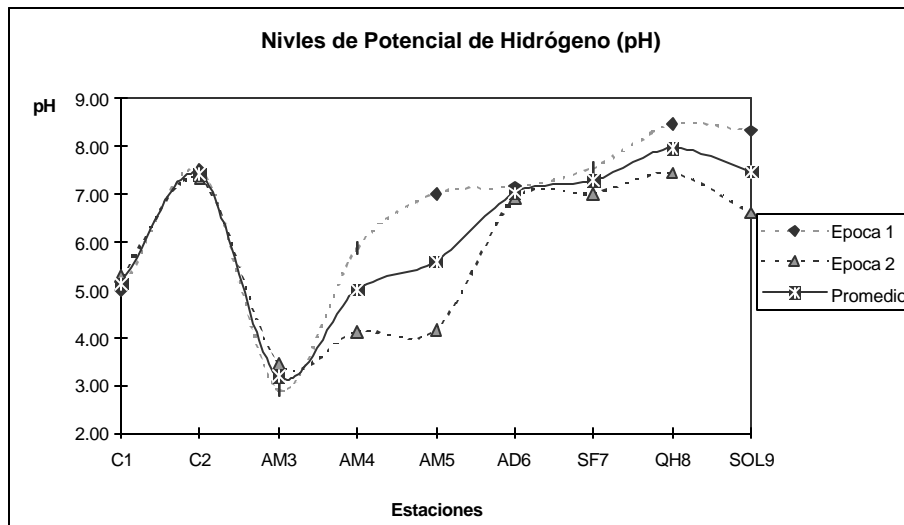


Figura 7. Variación de pH entre estaciones y época

Estas diferencias de pH entre estaciones son marcadas entre los puntos C1 y C2, correspondientes al Río del Carrizal, pero sin variación entre época. Comportamiento similar es claramente observable para la Quebrada Agua Amarilla (estaciones AM3, AM4 y AM5), en las cuales las diferencias son significativas tanto entre época como entre ellas. Para el resto de las estaciones, ningún cambio importante es observable. El patrón de comportamiento (pH bajo) entre el Río El Carrizal y la Quebrada Agua Amarilla es explicado desde el punto de vista geológico; ambas fuentes de agua comparten un mismo grupo geológico con variaciones en cuanto a cantidad de conglomerados del

material que los origina (Sánchez, 2003). Sin embargo, la diferencia es establecida por la función social que cumplen en la microcuenca; la Quebrada Agua Amarilla abastece de agua para consumo a cuatro poblaciones dentro de la microcuenca, más un proyecto de riego. En este contexto conviene referirse específicamente a esta fuente.

Tal como fuera explicado en el acápite 3.4.1.2.1. los bajos niveles de pH se deben a la actividad biológica de bacterias sulfurosas que precipitan hierro y manganeso. Aunque no se midieron caudales, es posible asegurar que en la temporada lluviosa estos aumentan conforme la precipitación incrementa, por lo tanto, un aumento de caudal influye en el empeoramiento de las condiciones de acidez del agua. Esto es confirmado por SANAA (2002). En la cabecera de esta quebrada, realizaron mediciones de caudales en varios arroyos y encontraron que estos poseen una relación directamente proporcional con la acidez del agua, lo cual puede estar relacionado a procesos anaeróbicos incompletos que en presencia de Fe y Mn suelen incrementarse, causando transformaciones (reducción) de Fe férrico insoluble, a Fe ferroso, altamente soluble en agua (SANAA, 1989; Rivera y Silva, 2001).

Analizando el comportamiento de la Quebrada Agua Amarilla; durante la época seca, el aporte de caudal en la cabecera (donde se intensifica el fenómeno) es comparativamente menor al aporte de caudal por múltiples arroyos que a su paso, la quebrada va incorporando, provocando que el pH tienda a incrementarse hasta casi alcanzar valores neutros. Lo anterior pudiera estar relacionado a la influencia de material geológico compuesto de calizas y lutitas calcáreas y clastos de rocas del mismo material (Sánchez, 2003) ubicadas en la parte superior izquierda de la microcuenca (anexo 1), de los cuales varios arroyos tienen su origen en esta parte de la microcuenca. El SANAA (2003), encontró evidencias en el caudal de un arroyo analizado cercano a esta área, que confirman la influencia de roca caliza al moderar niveles de pH en una fuente afectada por drenaje ácido (pH 8.03). Situación opuesta es observable durante la época lluviosa; los caudales aumentan y con ello, la velocidad de socavación también incrementan de manera apreciable (Rivera, 2002), por lo que el impacto en los depósitos aluviales con altas concentraciones de Hierro y Mn es significativo, por lo tanto, el aporte de sedimentos y sólidos disueltos es tan alto que la oportunidad de recuperación de los niveles de pH tienden a ser menores.

Este último enunciado se fundamenta consistentemente al analizar la matriz de correlaciones (cuadro 74) en la cual el pH está fuertemente asociado a sólidos suspendidos, disueltos totales, sólidos totales y turbidez ($p < 0.01$). Lo anterior sugiere que un importante arrastre de sedimentos junto a compuestos solubles e insolubles de Fe y Mn ocurre de manera significativa que influyen en la acidez del agua. En cuanto a sólidos disueltos totales es explicable la asociación; la presencia de estos en altas concentraciones constituye una de las características conspicuas del fenómeno del DAR (tratado en el acápite 3.4.1.2.1). El cuadro 47 presenta los valores promedios de pH de las estaciones analizadas, sin embargo, solamente las estaciones AM3, AM4, AM5, y C1 están fuera de rango, según las normas vigentes de agua potable para Honduras, la cual estipula que el agua para bebida debe tener valores de pH comprendidos entre 6.0 y 9.0.

CUADRO 47. VALORES PROMEDIO Y VARIACIÓN DE PH ENTRE ESTACIONES

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=1.80276 Error: 0.6112 gl: 8

Estación	Medias				
AM3	3.19	A			
AM4	5.01		B		
C1	5.13		B		
AM5	5.60		B	C	
AD6	7.04			C	D
P7	7.29			C	D
C2	7.42				D
SOL9	7.48				D
QH8	7.97				D

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

4.2.3. Coliformes termotolerantes y totales

4.2.3.1. Coliformes totales

En la microcuenca del Río La Soledad, estadísticamente, no existieron variaciones entre época y estaciones en cuanto a este parámetro. Sin embargo, es notable apreciar en la figura 8 como las concentraciones alcanzan un repunte altamente significativo en la estación AD6 y ligeramente en las estaciones AM5 y QH8.

4.2.3.2. Coliformes termotolerantes

De manera similar, no se encontraron diferencias significativas entre épocas, ni mucho menos entre estaciones. No obstante, es importante analizar el comportamiento diferenciado de este parámetro entre algunas estaciones. En la estación AM3 (Q. Agua Amarilla), no se registraron colonias de coliformes en ninguna de las épocas. Ello puede estar relacionado a un bajo pH observado en esta

fuentes, las cuales resultan tóxicas para la mayoría de organismos acuáticos (Brooks *et al.* 1991), incluyendo a las bacterias coliformes⁹.

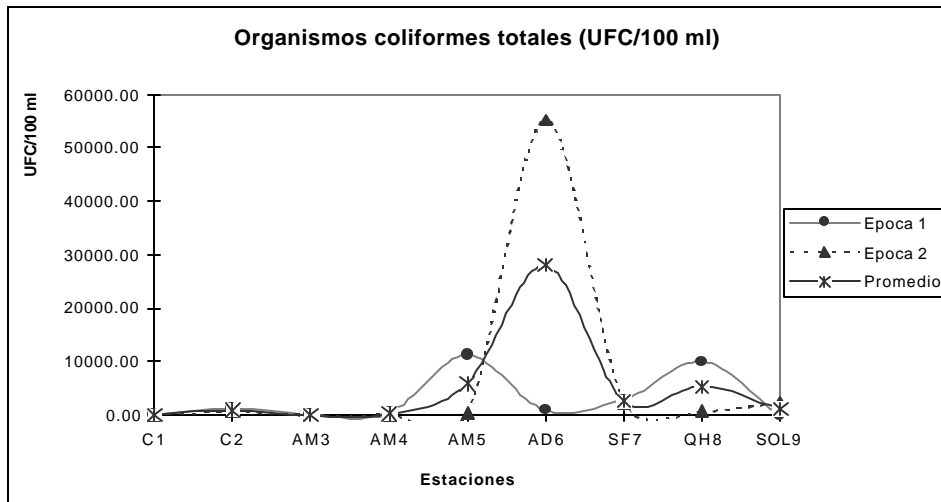


Figura 8. Variación de coliformes totales entre estaciones y épocas

La tendencia se observa hasta la estación AM5. Este punto es altamente influenciado, probablemente, por un efluente proveniente de una granja porcina y un área adyacente de ganadería (época 1). Durante la época 2, no se notaron diferencias respecto a la primera, excepto en la estación AD6, en la que los drenajes de residencias y la hora de recolección de la muestra explicarían las altas concentraciones.

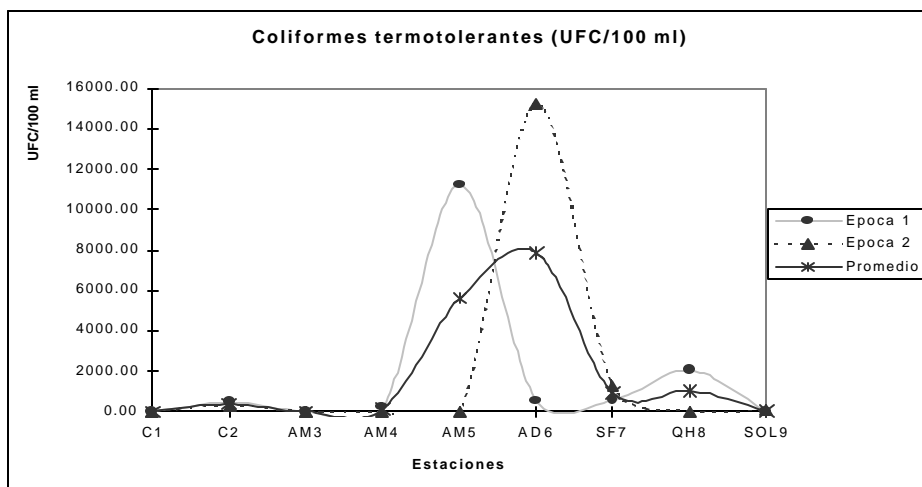


Figura 9. Variación de coliformes termotolerantes entre estaciones y épocas

⁹Reyes, L. 2003. Consulta análisis de agua. Tegucigalpa, AMDC, SANAA. Comunicación personal.

En la estación QH8 y durante la época 1 (seca), se aprecian concentraciones significativas de coliformes, asociadas probablemente a pastoreo de ganado cerca de la fuente de agua (Line *et al.* 2000; Fajardo *et al.* 2001; Wienhold *et al.* 2001), ya que en esta temporada representa la única fuente permanente de agua para el ganado.

Un aspecto relevante a mencionar es la ausencia casi total de estos organismos patógenos en la estación SOL9 (Río La Soledad); fuente en la cual se descargan las aguas residuales de la ciudad de Valle de Angeles. Son varios los factores que pueden estar influyendo en este caso. En primer lugar, las bacterias coliformes no se encuentran uniformemente distribuidas en el agua, como materia disuelta, sino, concentradas en grupos o colonias y considerando el método de análisis (el método FM, analiza una alícuota de una muestra de 100 ml de agua), es posible que al momento de realizar el análisis de laboratorio, la alícuota extraída no contenga bacterias de coliformes fecales¹⁰. En segundo lugar, aunque poco probable, otro factor que pudiera estar influyendo en el comportamiento de los coliformes termotolerantes es la sobrevivencia de estos en ambientes altamente contaminados por metales pesados. Pathack y Bhattacharjee (1994), encontraron que organismos coliformes fueron altamente sensibles al efecto de químicos disueltos, especialmente metales pesados, manifestándose en mortalidades altamente significativas de hasta 22.5 veces, comparado con ambientes no contaminados por aguas residuales de origen municipal.

CUADRO 48. VALORES PROMEDIO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES (UFC/100 ML)

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=10708.64498

Error: 21564981.5556 gl: 8

Estación	Medias	
AM3	0.00	A
C1	6.00	A
SOL9	34.00	A
AM4	120.00	A
C2	376.00	A
P7	920.00	A
QH8	1030.00	A
AM5	5604.00	A
AD6	7860.00	A

Letras distintas indican diferencias significativas(p<= 0.05)

¹⁰ Reyes, L. 2003. Consulta análisis de agua. Tegucigalpa, AMDC, SANAA. Comunicación personal.

4.2.4. Nitratos

Estadísticamente no se presentaron variaciones de este parámetro entre estaciones pero si entre época ($p < 0.02$). Los mayores valores se presentaron en las estaciones AM3, AM5 y QH8. Aunque el nitrato se encuentra de manera natural en suelos y aguas, el desarrollo urbanístico y agrícola, frecuentemente incrementan las concentraciones de este elemento en aguas superficiales (Brooks *et al.* 1991). En la microcuenca, no es muy clara la relación de este elemento con las actividades agrícolas, aunque se encuentra estrechamente correlacionada con fósforo total, turbidez y sólidos suspendidos ($p < 0.01$). Zhao *et al.* (2001), manifiestan que el nitrógeno es altamente soluble en agua y la presencia de nitratos en el agua está relacionada con la dilución del nitrógeno y no asociado a partículas de suelo.

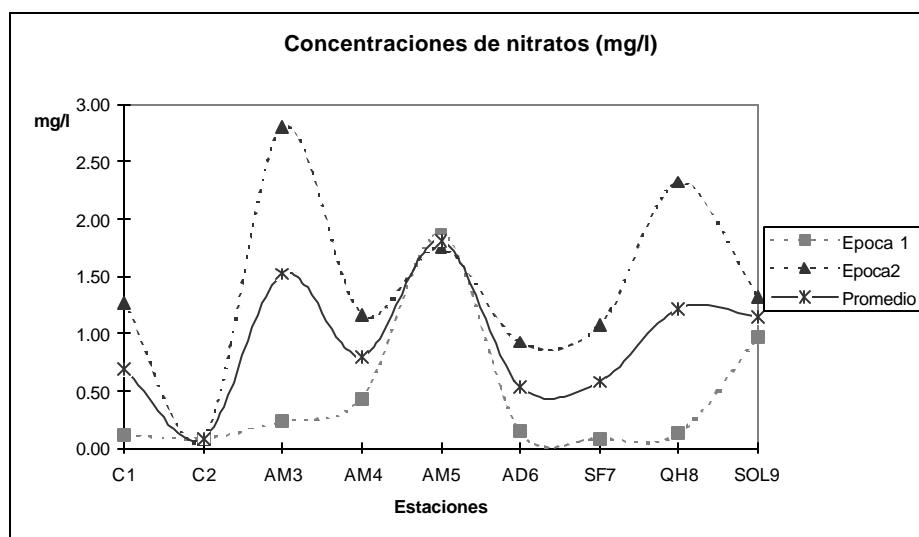


Figura 10. Variación de concentraciones de nitratos entre estaciones y época

En este contexto, durante la época 2 ocurrieron varias lluvias antes del muestreo; es posible inferir que cantidades de este elemento haya sido transportado desde áreas agrícolas mediante escorrentía y flujo subsuperficial hasta las fuentes de agua (Pote *et al.* 2001). Sin embargo, también es posible que la capacidad de dilución por efecto de aumento de caudal, también haya aumentado, lo cual sugiere que el uso de fertilizantes nitrogenados en estas áreas de drenaje correspondientes a las estaciones de muestreo antes referidas, sea particularmente alto. Sin embargo, la estación AM3 estuvo exenta del efecto de áreas agrícolas. La presencia de concentraciones significativas en esta estación durante la época 1 estaría asociada a la descomposición de materia orgánica proveniente de la vegetación y por

ser un área de drenaje pequeña, los contaminantes tienen poca oportunidad de ser absorbidos o retenidos por factores naturales del área (Shilling y Libra, 2000).

CUADRO 49. VALORES PROMEDIO DE NITRATOS ENTRE ESTACIONES

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=1.48719 Error: 0.4159 gl: 8

Estación	Medias		
C2	0.09	A	
AD6	0.54	A	B
P7	0.58	A	B
C1	0.70	A	B
AM4	0.81	A	B
SOL9	1.15	A	B
QH8	1.23	A	B
AM3	1.52	A	B
AM5	1.81		B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

4.2.5. Fosfatos en forma de Fósforo total (PT)

Estadísticamente no existieron diferencias significativas al nivel de 5% en la microcuenca, tanto entre estaciones como entre épocas. Lo que si es posible apreciar la influencia de los sedimentos en las concentraciones de este elemento. La pérdida de fósforo del suelo ocurre por la dilución de las formas solubles del fosfato y son transportadas por escorrentía (Zhao *et al.* 2001). No obstante, las mayores pérdidas de este elemento ocurren cuando los compuestos insolubles de los fosfatos son absorbidos por partículas de suelo (Ongley, 1997; Wang *et al.* 2002).

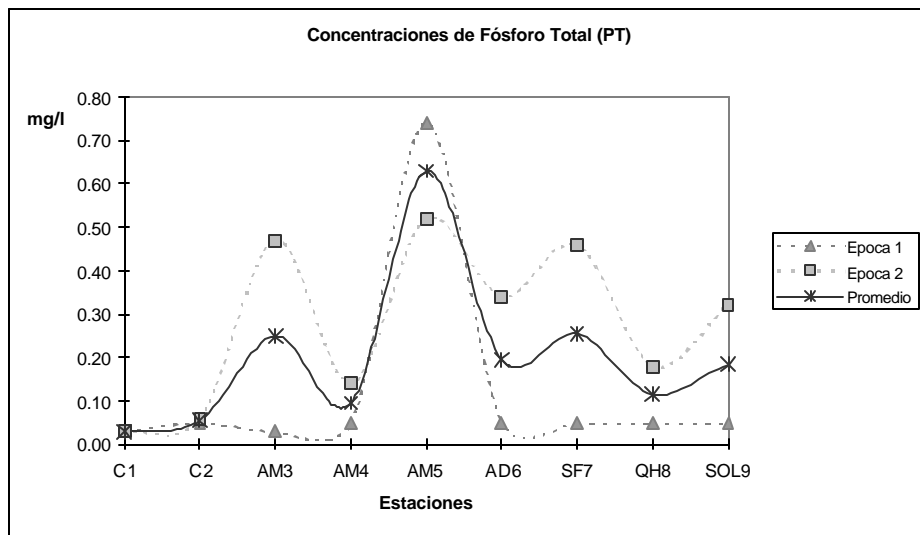


Figura 11. Variación de fosfatos entre estaciones y época

En relación a lo anterior, los resultados obtenidos en cuanto a concentraciones de fosfatos en las aguas superficiales de la microcuenca La Soledad, no se alejan mucho de la relación de estos con los sedimentos. Estadísticamente, se encontró una significativa correlación entre las concentraciones de fosfatos y de turbidez a un nivel de 3% de significancia, lo cual sugiere, que las cantidades de fertilizantes fosfatados aplicados al suelo por parte de los agricultores está incidiendo en la calidad del agua, especialmente en las quebradas Agua Amarilla y San Francisco. Ello se explica, debido que en estas áreas se concentra gran parte de producción agrícola de la microcuenca y potencialmente, las cantidades de fertilizantes utilizados representan un riesgo creciente de contaminación de aguas superficiales. Es importante manifestar que el impacto de este elemento en la calidad del agua, si bien es cierto potencialmente es importante, no debe ser motivo de alarma; las concentraciones encontradas en las diferentes estaciones, indican que ninguna de ellas representa riesgo de contaminación significativa, ya que están por debajo de los límites máximos admisibles establecidos en la norma de agua para bebida en Honduras fijada en 5.0 mg l⁻¹ (MSP/OPS, 1997).

CUADRO 50. VALORES PROMEDIO DE FOSFATOS ENTRE ESTACIONES

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=0.34980
Error: 0.0230 gl: 8

Estación	Medias	
C1	0.03	A
C2	0.05	A
AM4	0.10	A
QH8	0.12	A
SOL9	0.19	A
AD6	0.20	A
AM3	0.25	A
P7	0.26	A
AM5	0.63	B

Letras distintas indican diferencias significativas(p<= 0.05)

4.2.6. Turbidez

Este parámetro presentó un coeficiente de variación elevado entre épocas, sin embargo ninguna diferencia significativa fue encontrada entre estaciones, excepto en las estaciones ubicadas en la quebrada Agua Amarilla (AM3, AM4 y AM5). Los resultados de turbidez confirman lo que se ha discutido en acápite anteriores respecto al efecto del material de aluvión presente en la parte superior de esta fuente como producto de aludes provocados por el Huracán Mitch.

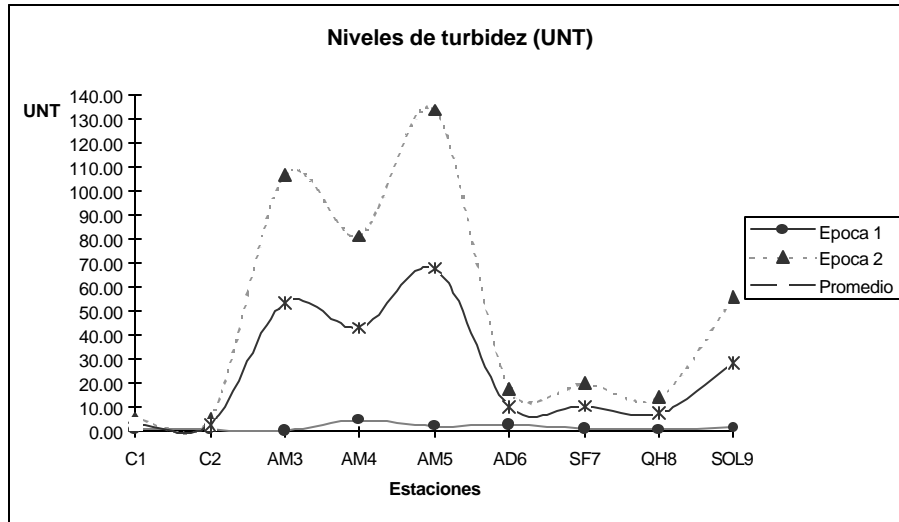


Figura 12. Comportamiento de la turbidez entre estaciones y épocas

Analizando la figura 12 es posible observar un ligero descenso de los niveles de turbidez de la estación AM3 a la AM4. Sin embargo, en la estación AM5 experimenta un rápido incremento. Este incremento es causado por el aporte significativo de sedimentos producto de las actividades de reparación de la carretera que conduce de Valle de Angeles al municipio de Cantarranas. Justamente 1500 m arriba del punto de muestreo, la compañía encargada del proyecto se encontraba construyendo el puente sobre la Quebrada Agua Amarilla y de manera provisional había construido un vado que permitía el paso de vehículos. No obstante, este vado consistió en tirar material sobre alcantarillas de baja capacidad hidráulica que al momento de ocurrir lluvias intensas la corriente de la quebrada socavaba el material y de esta manera importantes cantidades de sedimentos fueron arrastrados causando aumento de turbidez.

En las estaciones SF7 y QH8 no existen variaciones significativas que puedan atribuirse al uso del suelo ya que estas subcuencas son las que presentan mayor intensidad de uso agrícola.

CUADRO 51. VALORES PROMEDIOS DE TURBIDEZ ENTRE ÉPOCAS

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=36.70150
 Error: 1139.8827 gl: 8

Epoca	Medias	n	Letra
1.00	1.66	9	A
2.00	49.00	9	B

Letras distintas indican diferencias significativas (p<= 0.05)

4.2.7. Sólidos suspendidos, totales y disueltos

El análisis de estos tres parámetros son importantes desde el punto de vista de la influencia del uso de la tierra sobre la calidad del agua. Brooks *et al.* (1991), sostienen que en la mayoría de procesos del uso del suelo intervienen los sedimentos; los aprovechamientos forestales, el fuego, la ganadería y la agricultura, con sus implicaciones, son solo algunas de las actividades asociadas a contaminación de aguas por sedimentos.

4.2.7.1. Sólidos suspendidos

Estadísticamente, no existieron diferencias significativas entre estaciones, solamente entre épocas ($p < 0.05$). Los sólidos suspendidos constituyen la parte más importante de los sedimentos, expresada como la partícula de limo y arcilla suspendida más pequeña ($< 63 \mu$), responsable de la transmisión de productos químicos a los ambientes acuáticos y consecuentemente modificación de la calidad del agua (Ongley, 1997).

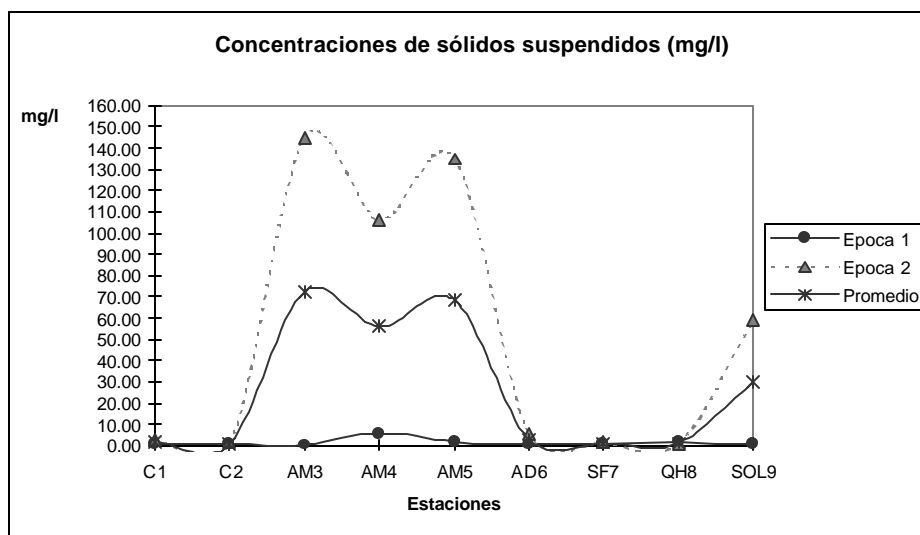


Figura 13. Comportamiento de sólidos suspendidos entre estaciones y época

En este contexto, aunque apenas no fue significativa, se encontró una clara asociación entre los sólidos suspendidos y la presencia de fósforo en el agua. Esta relación es apreciable en la estación AM5, lo cual indica, la existencia de un acentuado efecto de este nutriente asociado a partículas de suelo. Sin embargo, es posible que el mayor aporte en las concentraciones se deban más al efecto de fuentes puntuales ubicadas inmediatamente arriba del punto de muestreo (porqueriza, área de

ganadería y desagües domiciliarios), aunque no se descarta la influencia de los cultivos hortícolas cercanos a la fuente de agua. Sin embargo, considerando que una parte del fosfato es soluble, la presencia en concentraciones notables es un indicador que un sobre uso de nutrientes se presenta en la microcuenca; concentraciones de fosfatos aún fueron detectadas en el punto de muestreo SOL9, es decir, 3 km debajo de la estación AM5, aunque en este caso las descargas del sistema de alcantarillado de la ciudad pudieran estar influyendo en las concentraciones. No obstante, el factor de dilución está presente al considerar el aporte de caudales provenientes de arroyos ubicados en la parte baja de la microcuenca.

En general, el comportamiento de este parámetro fue similar al de turbidez; la fuerte asociación entre esta lo explica ($p < 0.000001$). Al parecer, los mismos factores que afectan el grado de turbidez en el agua, afectan a los sólidos suspendidos. Conviene entonces resaltar el papel de las cuencas forestadas donde la intervención antrópica y natural ha sido mínima, tal es el caso que presentan las estaciones C1 y C2; la afectación por partículas suspendidas no representa un factor limitante en la calidad del agua. Igual condición presenta la estación SF7; a pesar del grado de intervención agrícola, la existencia de franjas de bosques ofrecen la cobertura necesaria que actúa como reguladora de sedimentos hacia las fuentes de agua.

CUADRO 52. VALORES PROMEDIOS DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS ENTRE ÉPOCAS

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=47.25341
Error: 1889.5523 gl: 8

Epoca	Medias	n	
1.00	1.34	9	A
2.00	50.58	9	B

Letras distintas indican diferencias significativas($p \leq 0.05$)

4.2.7.2. Sólidos totales

Este parámetro presenta un comportamiento un poco diferente respecto a turbidez y sólidos suspendidos. Estadísticamente existen diferencias significativas entre estaciones a un nivel de significancia del 99.9%. Las variables que más explican esta correspondencia son la distancia entre estaciones, el pH y la turbidez ($p < 0.03$). Es lógica la correlación de la distancia entre estaciones y las concentraciones de sólidos si se considera que estos constituyen las partículas de mayor tamaño y peso, fácilmente sedimentables temporal y espacialmente. Como en los casos anteriores, la Quebrada Agua Amarilla es la que presenta la mayor limitante en cuanto a sólidos totales se refiere,

específicamente, la estación AM5, donde la construcción del vado sobre el paso de la quebrada influencia enormemente la producción de sedimentos, incrementándose durante la época de lluvias (época 2). Tanto los sólidos totales como suspendidos, no superan los límites máximos admisibles para Honduras, fijados en 1000 mg/l y 100 mg/l, respectivamente (MSP/OPS, 1997).

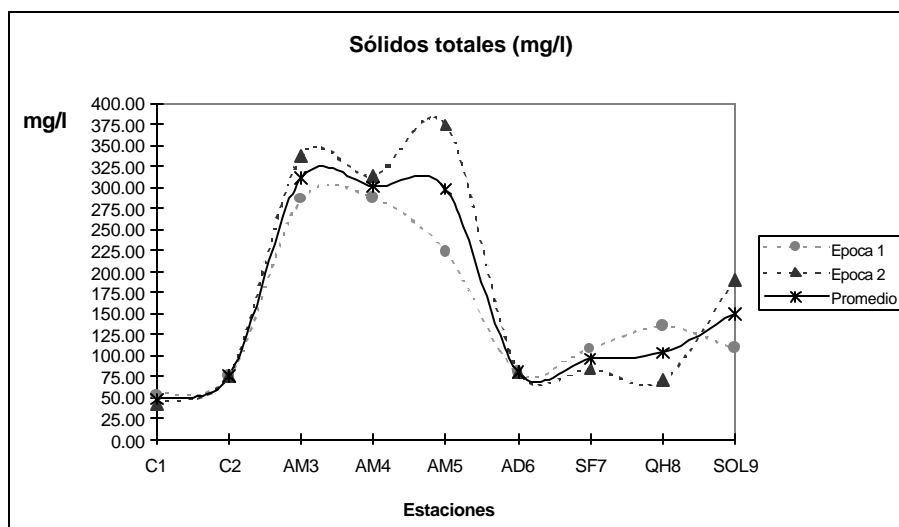


Figura 14. Comportamiento de sólidos totales entre estaciones y época

CUADRO 53. VALORES PROMEDIO DE SÓLIDOS TOTALES ENTRE ESTACIONES

Test: LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=104.12825

Error: 2039.0000 gl: 8

Estación	Medias	
C1	48.00	A
C2	75.50	A
AD6	80.50	A
P7	96.00	A
QH8	103.00	A
SOL9	149.50	A
AM5	298.00	B
AM4	300.50	B
AM3	311.50	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

4.2.7.3. Sólidos disueltos totales

Este parámetro, estadísticamente presentó diferencias significativas entre estaciones ($p < 0.01$), no así entre épocas. Lo anteriormente aseverado es explicado por el comportamiento de la época 1, donde se refleja claramente lo discutido en acápites anteriores respecto al fenómeno del drenaje ácido de minas y/o rocas.

CUADRO 54. VALORES PROMEDIO DE SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES ENTRE ESTACIONES

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=68.66602

Error: 886.6735 gl: 8

Estación	Medias		
C1	46.38	A	
C2	74.81	A	B
AD6	77.84	A	B
P7	94.86	A	B
QH8	101.93	A	B
SOL9	119.70		B
AM5	229.73		C
AM3	239.03		C
AM4	244.61		C

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

Los sólidos disueltos se encontraron fuertemente correlacionados a bajos niveles de pH, principalmente en la estación AM3 ($p < 0.03$). Sin embargo, en ninguna de las estaciones se rebasó el límite máximo establecido por las normas de calidad de agua para Honduras, fijado en 1000 mg l^{-1} (MSP/OPS, 1997).

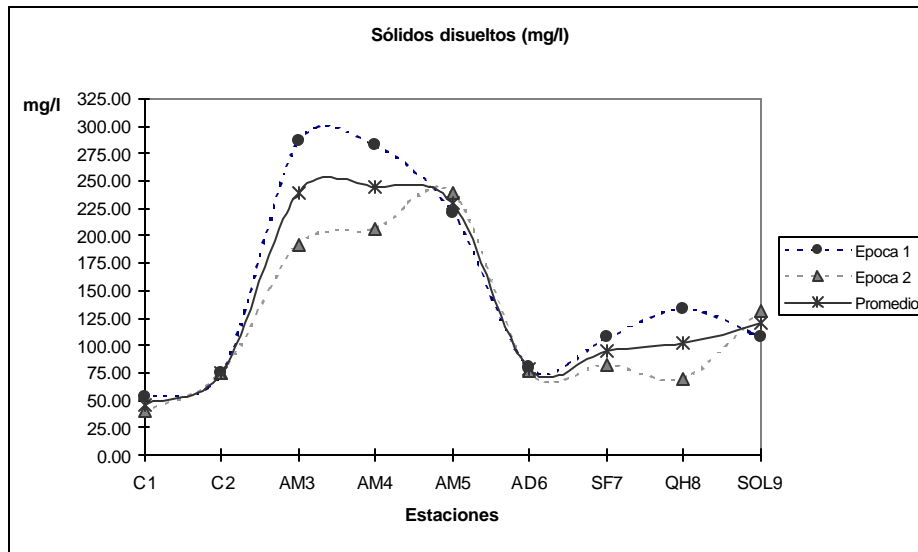


Figura 15. Comportamiento de los sólidos totales disueltos entre época y estaciones

4.3. La calidad del agua en la microcuenca del Río La Soledad

Es difícil verter criterios acerca del estado de salud de un cuerpo de agua mediante el análisis individual de cada indicador o parámetro. La calidad del agua es continuamente modificada temporal y espacialmente por diversos factores que interactúan en sinergias complejas difíciles de predecir y evaluar. El analizar la aptitud de un cuerpo de agua se facilita si los parámetros medidos

son integrados en un factor común que califique objetivamente la salud del mismo (Mitchell *et al.* 1991). En la microcuenca La Soledad, el análisis estadístico del Índice de Calidad de Agua (ICA) presenta un bajo coeficiente de variación. El cuadro 55 muestra, que la época y la variación entre estaciones no están influyendo en el estado de salud de las aguas superficiales de la microcuenca La Soledad, analizadas en un contexto general expresado a través del ICA.

CUADRO 55. ANÁLISIS DE VARIANZA DEL ICA

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	603.28	9	67.03	2.67	0.0906
Epoca	82.39	1	82.39	3.28	0.1076
Estación	520.89	8	65.11	2.59	0.0995
Error	200.75	8	25.09		
Total	804.02	17			

Son comprensibles y consistentes estos resultados si consideramos que cada una de los parámetros anteriormente analizados, muy pocos exceden los valores máximos recomendable para consumo humano. Si bien es cierto, el ICA de la NSF agrupa a los principales indicadores de calidad de agua, es precipitado asegurar que las aguas superficiales de la microcuenca son seguras para el consumo basados en estos resultados. Por ejemplo, muchos otros parámetros que también determinan la calidad del agua, como ser dureza, color, sabor, metales pesados, plaguicidas, etc, no fueron considerados. El rechazo por parte de los pobladores de Cerro Grande y El Retiro, consumidores de agua proveniente de la parte alta de la Quebrada Agua Amarilla, así lo evidencian.

CUADRO 56. VALORES PROMEDIOS DEL ICA ENTRE ESTACIONES Y ÉPOCA

Test:LSD Fisher Alfa:=0.05 DMS:=11.55150

Error: 25.0932 gl: 8

Estación Medias

Estaciones	Epoca 1	Epoca 2	Promedio		
AM5	71.91	66.99	69.45	A	
AM4	74.35	68.06	71.21	A	
AD6	78.62	69.25	73.94	A	
AM3	81.44	67.87	74.66	A	
SF7	78.23	71.44	74.84	A	
QH8	71.39	81.12	76.26	A	
SOL9	81.34	72.18	76.76	A	
C2	79.27	81.64	80.46	A	B
C1	89.19	88.68	88.94	A	B
Promedio	78.42	74.14	76.28		

Letras distintas indican diferencias significativas(p<= 0.05)

De acuerdo a la clasificación propuesta por Ott (1981) para calificar el agua, la calidad de esta para la microcuenca del Río La Soledad, resultó de la siguiente manera:

CUADRO 57. CLASIFICACIÓN GENERAL DEL ICA-NSF EN LA MICROCUENCA LA SOLEDAD

Estaciones	Promedio	Calificativo	Color
C1	88.94	Buena	Verde
C2	80.46	Buena	Verde
SOL9	76.76	Buena	Verde
QH8	76.26	Buena	Verde
SF7	74.84	Buena	Verde
AM3	74.66	Buena	Verde
AD6	73.94	Buena	Verde
AM4	71.21	Buena	Verde
AM5	69.45	Regular	Amarillo
Promedio	76.28	Buena	Verde

Analizando los resultados obtenidos, solamente la estación AM5 resultó con la calidad en estado regular, el resto de las estaciones reportan poseer un estado del agua buena. La figura 16 brinda mayores detalles respecto a la variación espacial y temporal de este índice. En este sentido, es claro, aunque no significativo, la diferencia en la calidad del agua entre estaciones, sin embargo, existe un patrón regular en la variación entre estas, lo cual sugiere, que las fuerzas que provocan una modificación en la calidad del agua, en la mayoría de las subcuencas actúan de manera similar, pero en diferente magnitud. Este supuesto excluye a las estaciones QH8 y AM3, donde se observa una relación inversa entre épocas y un descenso notable del ICA, respectivamente.

En la estación QH8, los sólidos totales, disueltos y coliformes termotolerantes fueron los parámetros que influenciaron el comportamiento del ICA en esta estación, provocando un leve incremento de la calidad. Mientras tanto, la turbidez, sólidos suspendidos, fosfatos y nitratos, resultaron ser los parámetros causantes de un drástico descenso de la calidad del agua en la estación AM3 (fig. 16).

En general, los parámetros que más explican el ICA están relacionados con sedimentos y nutrientes; estadísticamente se encontraron correlaciones altamente significativas ($p < 0.001$) entre ICA y fosfatos. De manera similar, la turbidez y los sólidos totales estuvieron fuertemente asociados al ICA ($p < 0.001$), así también los sólidos suspendidos ($p < 0.01$) y sólidos disueltos ($p < 0.05$).

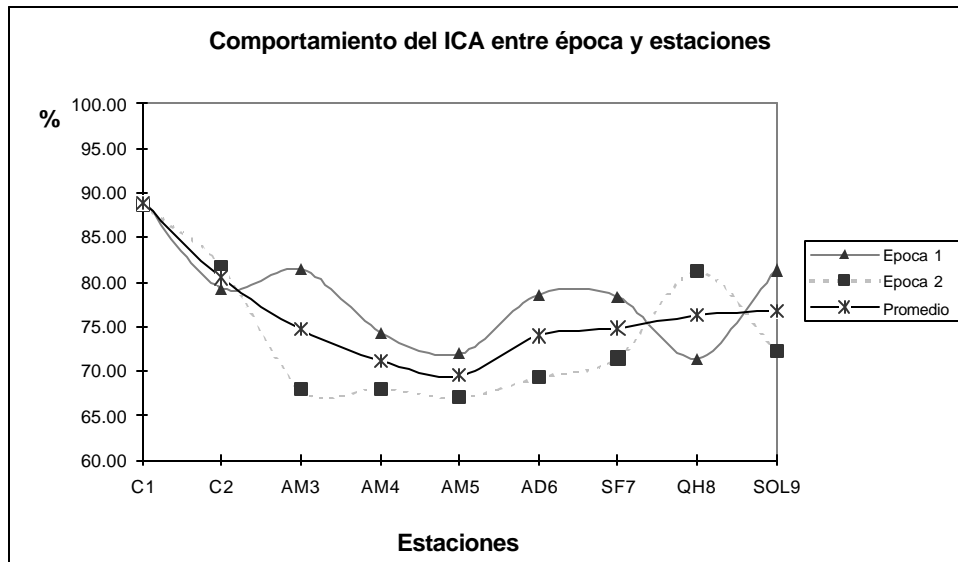


Figura 16. Variación espacial y temporal del ICA en la microcuenca del Río La Soledad

Lo anterior sugiere, que existe un impacto altamente significativo del uso del suelo en la microcuenca; concentraciones de sedimentos asociados con fosfatos lo dejan entrever. Areas de cultivos ubicadas en las partes altas de la microcuenca, sin medidas agronómicas que mitiguen el impacto, aunado a un uso excesivo de fertilizantes son de los factores, que pareciera, están incidiendo en el aporte sustancial de sedimentos y nutrientes, efecto que incrementa cuando la precipitación es intensa. Como fue observado anteriormente, en algunas estaciones en las cuales la cobertura vegetal fue alta, el efecto de estos parámetros fue contrarrestado, lo que realza la importancia de mantener franjas protectoras funcionando como amortiguadoras de la escorrentía y erosión.

Sin embargo, fuerzas exógenas a la acción reguladora de la vegetación actuaron intensamente provocando modificaciones significativas de la calidad del agua en la que los parámetros anteriormente mencionados fueron los principales contribuyentes en el detrimento de la calidad, por ejemplo, el efecto del fenómeno del DAR en la Quebrada Agua Amarilla.

Objetivo 2: Implementar una metodología cualitativa que identifique áreas potenciales de contaminación agroquímica en cursos superficiales de agua expresada mediante un índice de riesgo.

4.4. Riesgo de contaminación de aguas superficiales por uso de agroquímicos.

4.4.1. Uso de plaguicidas en la microcuenca La Soledad

Las fuentes superficiales de la microcuenca del Río La Soledad, un área en la cual los cultivos anuales e intensivos representan una de las principales actividades productivas de Valle de Angeles, no es ajena a los impactos ambientales causados por uso extremo de agroquímicos.

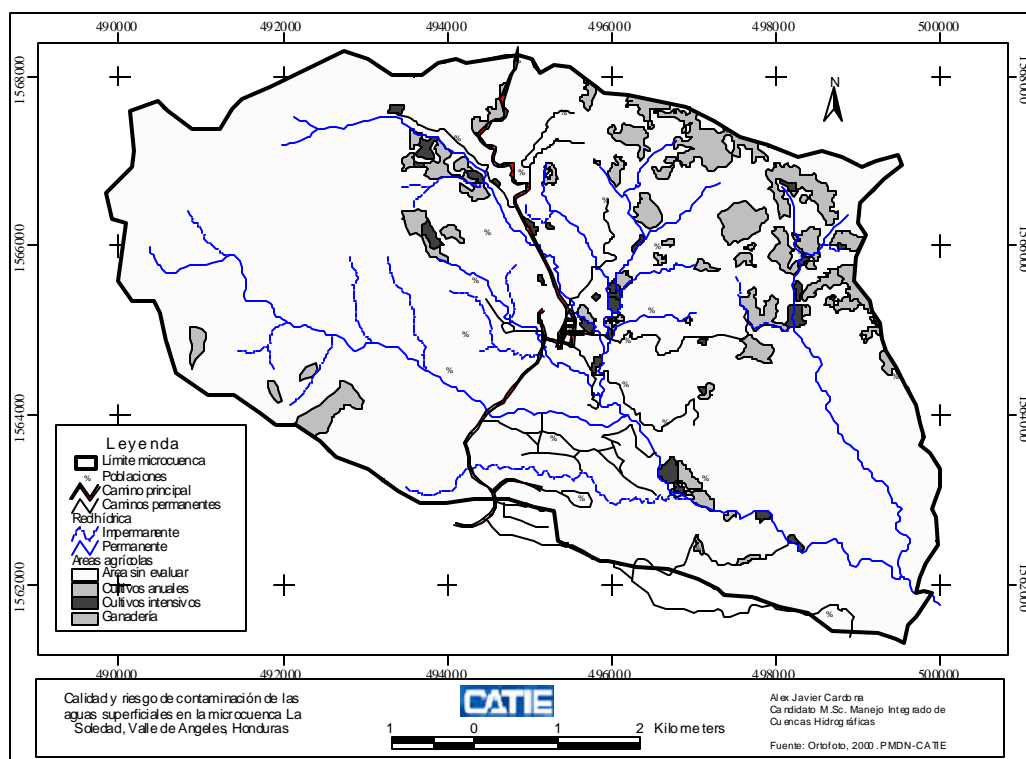


Figura 17. Areas de cultivos agrícolas y ganadería

Aproximadamente, el 8% de la superficie de la microcuenca está dedicada a cultivos intensivos, anuales y ganadería, correspondientes a 46.6 ha, 291.9 ha y 14.2 ha, respectivamente.

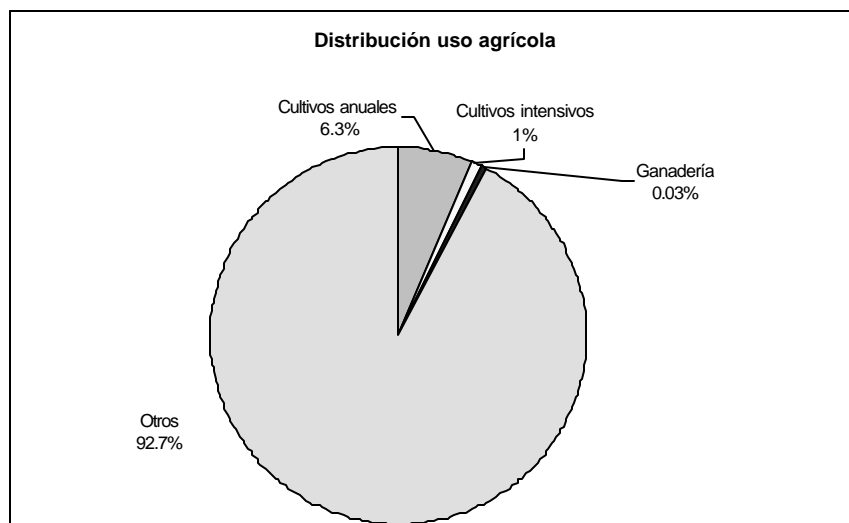


Figura 18. Distribución uso agropecuario

4.4.1.1. Intensidad de uso de plaguicidas

En los cuadros 12, 13 y 14 fueron presentados los principales pesticidas, con sus respectivas propiedades físico-químicas, mayormente utilizados en la microcuenca del Río La Soledad. La frecuencia de aplicación de la mayoría de productos varía de acuerdo a la plaga y/o enfermedad, pero principalmente, al tipo de cultivo y la precipitación. En época lluviosa, la frecuencia es de 4 días entre aplicación y hasta, cada dos días, particularmente en el caso de fungicidas. El cuadro 58 presenta un resumen de la frecuencia y dosificaciones de los productos.

CUADRO 58. RESUMEN PROMEDIO DE USO DE PESTICIDAS

Tipo pesticida	Area cult. (ha)	Frec. Aplic. usada (días)	Frec. Aplic. Recom. (días)	Dosis empl./bomb. (g/l)	Dosis recom/bomb (g/l)	No. bombas por aplic.	Cant/aplic./parc (lts o kg)	Cant/ha/año (litros o kg)	IF	IE*
Insecticida	0.9	9.26	15.36	3.04	1.25	27.49	1.41	52.73	1.7	2.4
Fungicida	0.9	6.29	8.00	5.59	3.55	30.42	3.23	147.89	1.3	1.6
Herbicidas	0.9	30.00	30.00	3.75	3.75	40.00	3.00	22.50	1.0	1.0
Prom gen	0.9	7.78	11.68	4.31	2.40	28.95	2.32	100.31	1.5	1.7

* Indice de exceso (adaptado de Oyuela, 1987)

* IF= Indice de frecuencia

El cuadro 58 indica que un sobre uso de pesticidas ocurre en la microcuenca, tanto en dosis como en frecuencia. Ello es debido a la falta de orientación por parte de técnicos o casas que expenden los productos, particularmente las de Valle de Angeles. El 98% de los productores manifestaron recibir orientación de la casa vendedora del producto acerca de las dosificaciones y frecuencias de

aplicación, sin embargo, en la práctica, aplicaciones excesivas son muy frecuentes. Al comparar las dosis recomendadas por casas expendedoras de agroquímicos de Tegucigalpa con las de Valle de Angeles, se determinó que en Valle de Angeles recomiendan dosificaciones y frecuencias un poco por arriba a las de Tegucigalpa; y estas últimas comparables a recomendaciones por técnicos. Ninguno de los productores aplicó dosis por debajo de las recomendadas, el valor mínimo del índice de exceso fue 1.12 (ligeramente arriba) y el máximo fue 3.86 (muy alto), es decir, casi cuatro veces a las dosis recomendada.

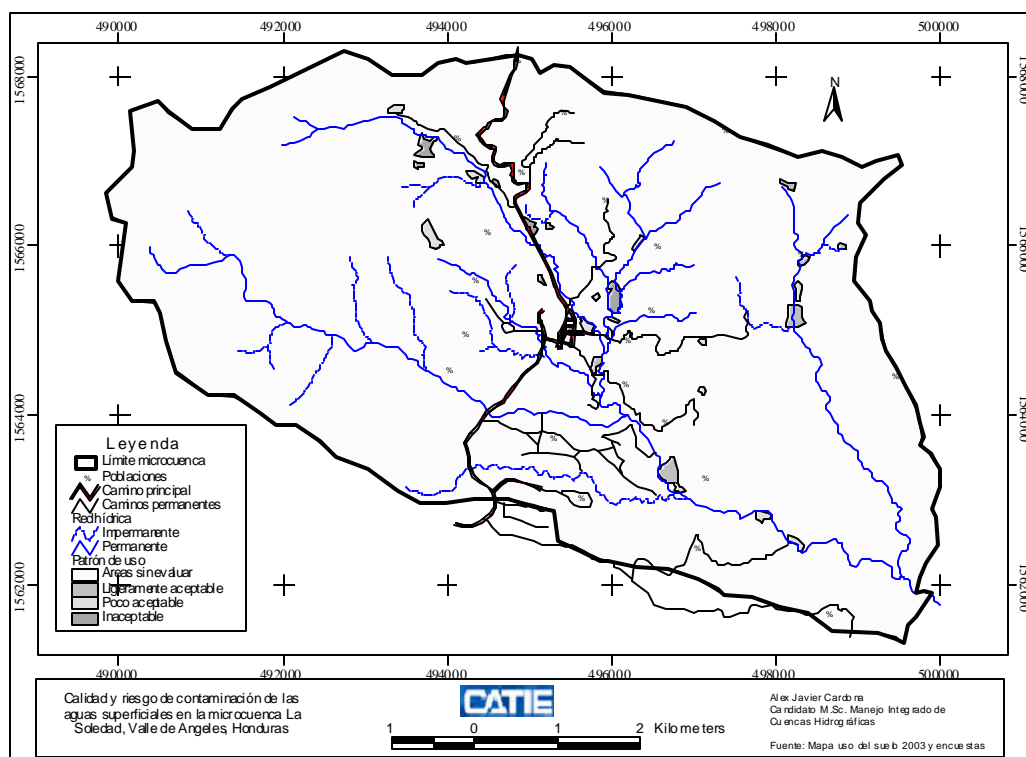


Figura 19. Intensidad de uso de pesticidas en la microcuenca del Río La Soledad

Los productores en Valle de Angeles realizan las aplicaciones con bombas de mochila de 16 y 20 litros de capacidad. Una modalidad muy frecuente en la aplicación, es la combinación de varios productos en una misma aplicación, lo que ellos llaman un “coctel” de químicos y a veces, combinan productos similares para un mismo tipo de control, especialmente, cuando tratan bacterias y hongos. Lo anterior está asociado al grado de capacitación y experiencia del productor; ellos distinguen muy bien las plagas ocasionadas por insectos, no así, cuando los cultivos son atacados por bacterias u hongos; por lo tanto, utilizan fungicidas indistintamente para cualquiera de los casos.

En cuanto a la frecuencia de aplicación, solamente un grupo de productores de papas denominado “Los Cosucos”, en Buena Vista, resultaron estar utilizando químicos de acuerdo a la frecuencia recomendada. Sin embargo, el valor más alto de frecuencia (3.75) fue encontrado en el sector del valle denominado La Pozona, indicando que el período entre aplicación fue acortado en el 375%. Los productos con mayor intensidad de uso fueron Endosulfan, Mancozeb y Cipermetrina, seguido de Profenophos.

Este patrón de uso, determinado por la cantidad y frecuencia (anexo 11), puede estar relacionado con la accesibilidad, calidad de suelo y oportunidades de mercado del producto. Ello es observable en la figura 19; las áreas más intensivamente fumigadas están situadas en lugares accesibles y relativamente planos, donde la oportunidad de mercado y producción, se supone es mayor. Normalmente los productores de estas áreas, trabajan asociados con personas sin restricciones económicas para la compra de químicos; generalmente, personas intermediarias que posteriormente comercializan el producto en Tegucigalpa. En este sentido, la aplicación excesiva de químicos constituye un “seguro” necesario que garantiza la venta final del producto en el mercado, con muy poco rechazo por parte de los consumidores.

En consecuencia, el riesgo de contaminación de aguas superficiales por uso de pesticidas es muy alto, sin considerar que el 80% de los productores no conocen el significado de la banda de colores en las diferentes presentaciones de los productos que indican el grado de peligrosidad tóxica de este.

4.4.1.2. Destino ambiental de los plaguicidas

4.4.1.2.1. Transporte

El potencial de transporte de un pesticida está definido por la capacidad de este para moverse sobre o a través del suelo, determinado por las propiedades mismas del compuesto y las condiciones de sitio, tales como pendiente, permeabilidad del suelo, etc. El riesgo de transporte de plaguicidas hacia cuerpos de agua, determinado por la solubilidad del químico, la pendiente y la permeabilidad del suelo, indica que este es alto, si se considera que solamente el 11% de la superficie está expuesta a un bajo potencial de transporte.

CUADRO 59. POTENCIAL DE TRANSPORTE DE PLAGUICIDAS HACIA AGUAS SUPERFICIALES

Movilidad	Area (ha)	% del área evaluada (46.6 ha)
Muy alta	1.79	3.84
Alta	3.39	7.27
Media	24.12	51.76
Baja	11.94	25.62
Muy baja	5.36	11.51
Area sin evaluar	4557.0	
Total	4603.6	100.0

El resto del área indica proporciones desde media a muy alta movilidad de compuestos químicos. De los plaguicidas más solubles usados en la microcuenca están Methamidophos (Tamarón), Methomyl (Lannate), Methalaxyl-M (Ridomil) y Dimethoate (Perfekthion).

4.4.1.2.2. *Transferencia*

El potencial de transferencia de un compuesto al agua, está determinado por la fuerza de atracción de los coloides del suelo sobre el compuesto químico, determinado por el coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}). El riesgo que un químico adherido a partículas de suelo alcance aguas superficiales lo determina el potencial erosivo del suelo. El cuadro 60 presenta el potencial de transferencia hacia cuerpos de agua.

CUADRO 60. POTENCIAL DE TRANSFERENCIA DE PLAGUICIDAS HACIA AGUAS SUPERFICIALES

Grado transferencia	Area (Ha)	% del área evaluada (46.6 ha)
Muy alta	0.97	2.09
Alta	3.41	7.31
Media	9.85	21.14
Baja	18.88	40.51
Muy baja	13.49	28.95
Area sin evaluar	4557.50	
Total	4603.6	100.0

La fuente que más estuvo expuesta a contaminación por plaguicidas asociados a sedimentos fue la Quebrada Agua Amarilla. En la parte media alta de esta subcuenca existen zonas de cultivos hortícolas ubicadas en áreas de fuertes pendientes sin medidas de conservación de suelos. Es probable que un aporte significativo de sedimentos provenientes de estas zonas de cultivo y observadas en el análisis de agua (AM5), contengan pesticidas en concentraciones notables. Lo anterior es probable que ocurra. Estadísticamente, la transferencia estuvo correlacionada fuertemente

con el K_{ow} y la cantidad de pesticida empleado, con una significancia de más de 99% y 98%, respectivamente (anexo 11). Sin embargo, fue en la Quebrada Honda, específicamente, en una parcela cultivada de tomate (en la comunidad de Buena Vista) que presenta un riesgo potencial de alto a muy alto de encontrar pesticidas en el agua asociado a sedimentos por encontrarse en una zona de fuertes pendientes y utilizarse productos químicos con características marcadas de adsorción a partículas de suelo. Es de hacer notar que los resultados de análisis de agua para sólidos disueltos y totales, fueron dos de los parámetros que más influyeron en el ICA durante la época lluviosa en Quebrada Honda.

Esta observación sugiere, que de haber analizado pesticidas en muestras de sedimentos, con seguridad se hubiese encontrado compuestos químicos en concentraciones significativas. Entre los químicos con mayor potencial de asociación a partículas de suelos usados en la microcuenca del Río La Soledad están: Cypermethrin (Tambo), Cyfluthrin (Baytroid), Thiaclopid-beta Cyfluthrin (Monarca) y Diafentiuron (Pegasus).

4.4.1.2.3. *Potencial de emisiones tóxicas y persistencia*

Un plaguicida con alto poder tóxico potencialmente puede causar un efecto adverso en la vida acuática, si antes no ha sido degradado por factores de fotólisis, hidrólisis y acción biológica (Farr *et al.* 1996; GEF, 2000).

CUADRO 61. POTENCIAL DE EMISIONES TÓXICAS CORREGIDO DE LOS PLAGUICIDAS

Potencial emisiones tóx.	Area (ha)	% del área evaluada (46.6 ha)
Muy alta	5.46	11.71
Alta	0.0	0.0
Media	8.36	17.94
Baja	15.46	33.18
Muy baja	17.32	37.17
Area sin evaluar	4557.50	
Total	4603.6	100.0

El potencial de emisiones tóxicas, es determinado por la interacción de las unidades tóxicas diarias emitidas, la cantidad utilizada y el índice de degradabilidad o grado de persistencia en el ambiente de cada compuesto. En este contexto, la mayor parte del área evaluada (70.35%) posee un bajo potencial de emisiones tóxicas, lo cual no necesariamente sugiere un bajo impacto o riesgo significativo en los organismos acuáticos. Sin embargo, el potencial real de emisiones tóxicas en la

microcuenca es particularmente alto, el 51% del área evaluada resultó usar cantidades significativas de plaguicidas con alto poder tóxico, no obstante, en dichas áreas los productos presentan un bajo índice de persistencia en el ambiente, por lo que el efecto de emisiones tóxicas es contrarrestado por una rápida degradación de los productos químicos. Debido a ello, solamente en la zona de la comunidad de Buena Vista, un área de cultivo de chile (*Capsicum sp.*), resultó con el mayor potencial de emisiones tóxicas, aún corregido por degradabilidad.

A pesar del bajo potencial resultante, otras áreas deben ser objeto de atención; parcelas de cultivos de repollo, tomate y chile ubicadas en los márgenes de las Quebradas de Agua Amarilla y San Francisco (La Pozona) se encuentran muy próximas a las fuentes de agua (anexo 10) y son intensivamente irrigadas en la época seca, lo que indica una posibilidad alta que los compuestos no tengan mayor oportunidad de ser expuestos a factores de degradación, así, antes de que proceso de degradación alguno actúe sobre el plaguicida, este entra en contacto con el agua y consecuentemente, con los organismos acuáticos.

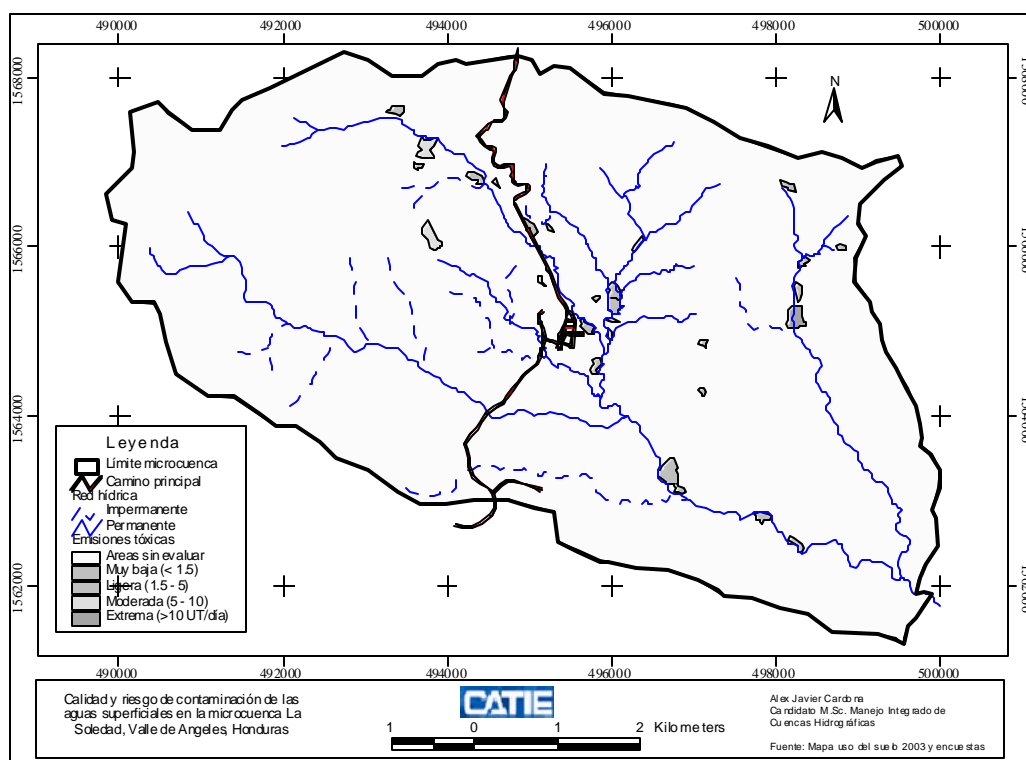


Figura 20. Potencial de emisiones tóxicas e índice de degradabilidad

4.4.1.3. Exposición de los plaguicidas

El grado de exposición de plaguicidas en la microcuenca del Río La Soledad resultó ser alto; aproximadamente el 58% del área evaluada presenta condiciones de exposición en rangos de media hasta muy alta exposición. Lo anterior sugiere que un proceso sistemático de contaminación por plaguicidas se está llevando a cabo en la microcuenca. Un patrón de uso inaceptable, desde el punto de vista ambiental, interactuando con procesos de transporte, transferencia y emisiones tóxicas moderadas, indican que existe una probabilidad alta que muchos de los compuestos químicos tengan por destino las aguas superficiales de la microcuenca La Soledad y más aún, si se considera que el 72% de las áreas de cultivos hortícolas están a menos de 50 m de una fuente de agua, incluso algunas ubicadas a escasos 2 m del cauce e irrigadas frecuentemente.

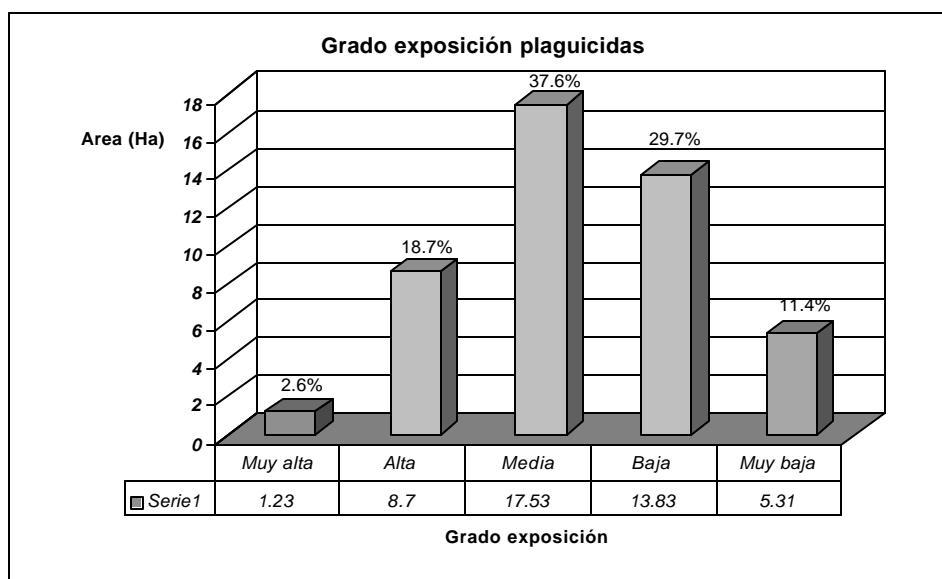


Figura 21. Grado de exposición de plaguicidas en La Soledad

Las fuentes de agua más expuestas resultaron ser las quebradas San Francisco, Agua Amarilla y Quebrada Honda, seguido del Río La Soledad.

4.4.2. Riesgo a la salud acuática

Considerando lo anterior, si los compuestos poseen propiedades de bioacumulación y bioampliación en organismos acuáticos, principalmente peces, o en el peor de los casos, se presentan en concentraciones particularmente altas, entonces el riesgo de daños a los ambientes acuáticos es significativo. Al evaluar el grado de riesgo acuático, se determinó que en el 51% del área evaluada,

se utilizan químicos con moderado potencial de bioacumulación en tejidos de peces y crustáceos y un 18% del área está altamente expuesta a plaguicidas de alto poder de bioconcentración, especialmente organoclorados.

Considerando el grado de exposición y el factor de bioconcentración, se determinó que en la microcuenca del Río La Soledad existen condiciones para suponer que en las fuentes de aguas superficiales más expuestas (Quebrada San Francisco, Agua Amarilla y Q. Honda) están sucediendo conflictos ambientales vinculados a mortalidades de peces y en el mejor de los casos, bioconcentración de compuestos organoclorados, que deberían ser objeto de análisis y estudios más profundos por parte de las autoridades, especialmente, la Unidad Ambiental Municipal. La figura 22 muestra los lugares que representan riesgos a la salud acuática.

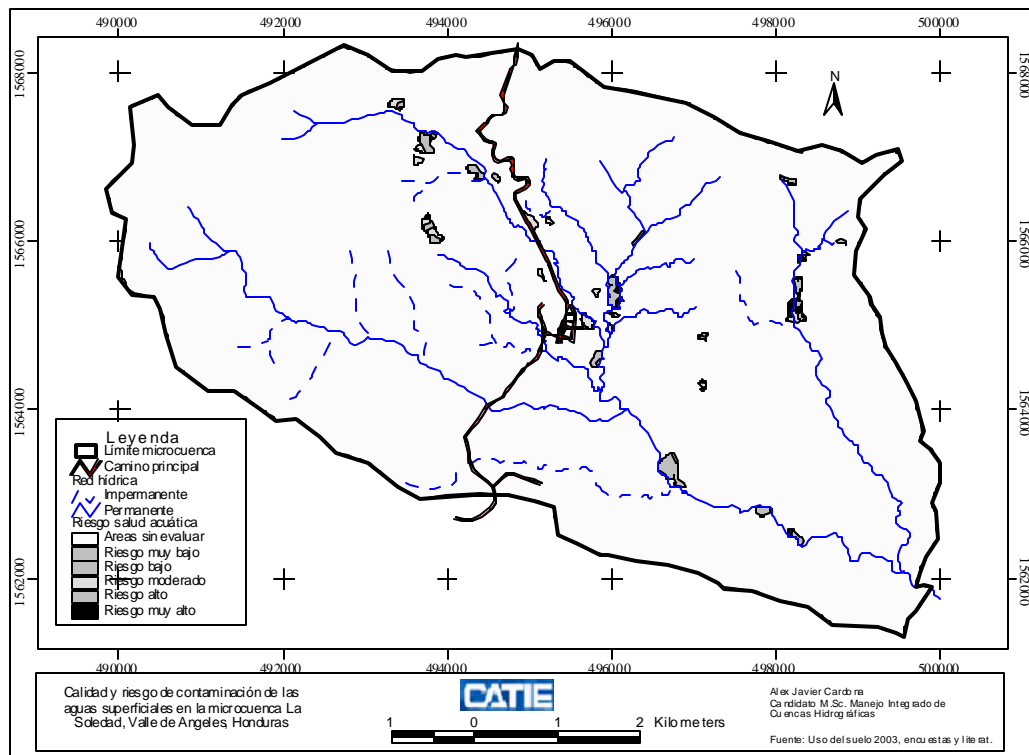


Figura 22. Areas que representan riesgo a la salud acuática por uso de plaguicidas

Las variables que más explican el comportamiento del riesgo de contaminación acuática resultaron ser el uso de productos altamente hidrofóbicos ($p < 0.01$), un patrón de uso excesivo ($p < 0.001$) y un potencial alto de transferencia de los pesticidas ($p < 0.02$) hacia las aguas superficiales (anexo 11).

4.4.3. Uso de fertilizantes en la microcuenca La Soledad

Los tipos de fertilizantes mayormente utilizados en la microcuenca corresponden a orgánicos (gallinaza) e inorgánicos (fosforados y nitrogenados). El uso de estos en cuanto a frecuencia y cantidad varía de acuerdo al tipo de cultivo. En este sentido, las áreas de cultivos intensivos, especialmente hortícolas, utilizan combinaciones de fertilizantes orgánicos e inorgánicos en altas cantidades que para cultivar granos básicos no realizan ninguna fertilización adicional. En las áreas de cultivos anuales, el principal producto de abono es la gallinaza (abono orgánico proveniente de desechos de aves).

CUADRO 62. CANTIDAD ESTIMADA DE FERTILIZANTES UTILIZADOS

Tipo fertilizante	Area cult. (ha)	Area promedio total (ha)	Cantidad anual (kg/ha)	Pérdidas anuales (12%)
Fosforados	1.0	6.0	19,048.75	2,285.85
Nitrogenados	1.0	6.0	7,958.75	955.05
Gallinaza	1.0	6.0	56,343.36	6,761.20
Promedio general	1.0	6.0	100.31	10,002.10

Dada la litología del área, en la mayor parte de la microcuenca predominan tipos de suelos con texturas y grado de plasticidad y adherencia que determinan una afinidad media de los coloides del suelo con la parte no soluble de los fertilizantes, especialmente los fosforados. Por otro lado, de acuerdo a las cantidades empleadas de fertilizantes, se estima que aproximadamente 10 toneladas de abono aplicados al suelo tienen como destino las aguas superficiales (basado en Eghball *et al.* 2000 y Gardi, 2001). En este sentido, la parte baja de la microcuenca presentó el mayor potencial de pérdidas de fertilizantes, lo cual sugiere, que esta es la zona donde mayores aplicaciones dan lugar, afectando posiblemente la Quebrada San Francisco y el Río La Soledad.

Áreas con baja intensidad de uso de fertilizante resultaron aquellas ubicadas dentro de los límites del Parque Nacional La Tigra, especialmente la zona de Montaña Grande. Sin embargo, áreas agrícolas ubicadas en la zona de La Mina, resultaron con moderado potencial de pérdidas de nutrientes. Aquellas áreas de ganadería, ubicadas en la zona de Buena Vista y Valle de Angeles resultaron con un moderado potencial de pérdidas. Esto explica el comportamiento de coliformes fecales durante la temporada seca y lluviosa en las estaciones de muestreo AM5 y QH8, igualmente de sólidos disueltos y totales, particularmente en el punto QH8. Sin embargo, la parte alta de la Quebrada San

Francisco, a pesar de la gran concentración de áreas agrícolas, al parecer no se hace uso excesivo de fertilizantes, debido a los tipos de cultivo que allí se llevan a cabo; cultivos anuales y perennes.

Aparentemente, existe una relación entre la cantidad de fertilizante utilizado por unidad de superficie y el acceso a la zona, similar a lo observado en el caso de los plaguicidas. Los conflictos de uso de la tierra (figura 34) no parecen estar influyendo en las necesidades de fertilizantes, más parece estar asociado a los tipos de cultivos y vulnerabilidad socio-institucional (accesibilidad y capacitación). En la figura 23, se observa que zonas de fácil acceso presentaron mayor cantidad de fertilizante, por ejemplo la zona de Valle de Angeles, Piedra de Afilar y El Retiro, comparado con otras zonas de acceso limitado como La Mina, Montaña Grande y Buena Vista.

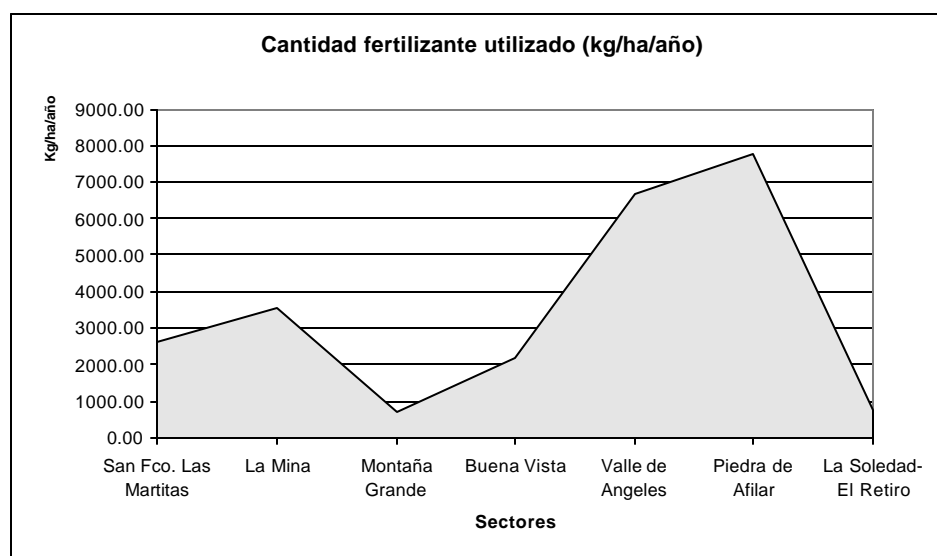


Figura 23. Fertilizantes aplicado por zona en la microcuenca La Soledad

Por otra parte, estadísticamente se encontró asociación ($p < 0.01$) entre el lavado potencial de nutrientes y el uso de pesticidas hidrofóbicos (compuestos que fácilmente se adhieren a sedimentos), lo cual sugiere que la relación encontrada entre concentraciones de nutrientes y sedimentos, especialmente en la estación AM5, también indica que compuestos químicos ocurren de manera proporcional a esta relación (anexo 11).

4.4.4. Riesgo de eutrofización en la microcuenca La Soledad

Aproximadamente, el 63% del área total evaluada en la microcuenca presenta un escenario favorable para la eutrofización, especialmente en las áreas de mayor concentración de cultivos anuales. Las

variables que mayormente explican los resultados obtenidos son los tipos de fertilizantes aplicados y la afinidad el suelo con estos. Estadísticamente se encontró relación entre el riesgo de eutrofización y el potencial de pérdidas de nutrientes ($p < 0.01$), lo que sugiere que la cantidad del fertilizante está influyendo en el comportamiento del riesgo (anexo 11).

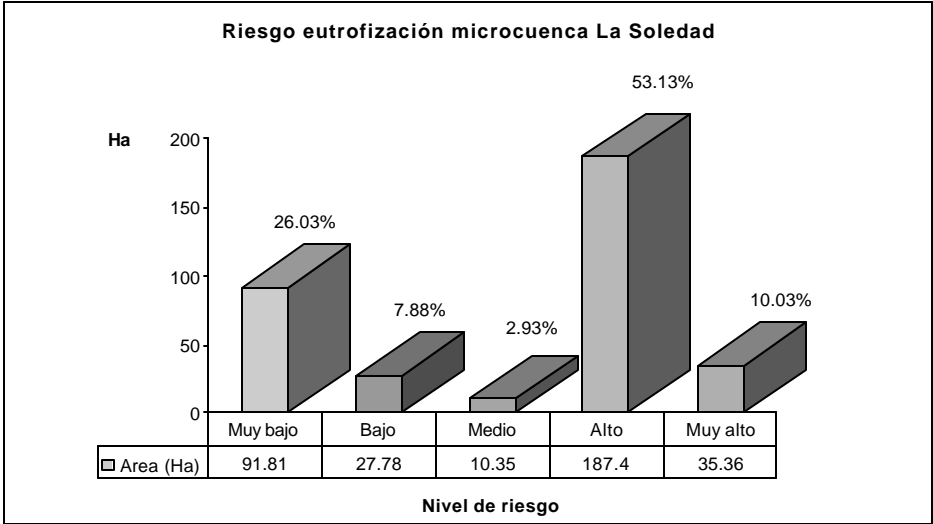


Figura 24. Riesgo eutrofización en la microcuenca La Soledad

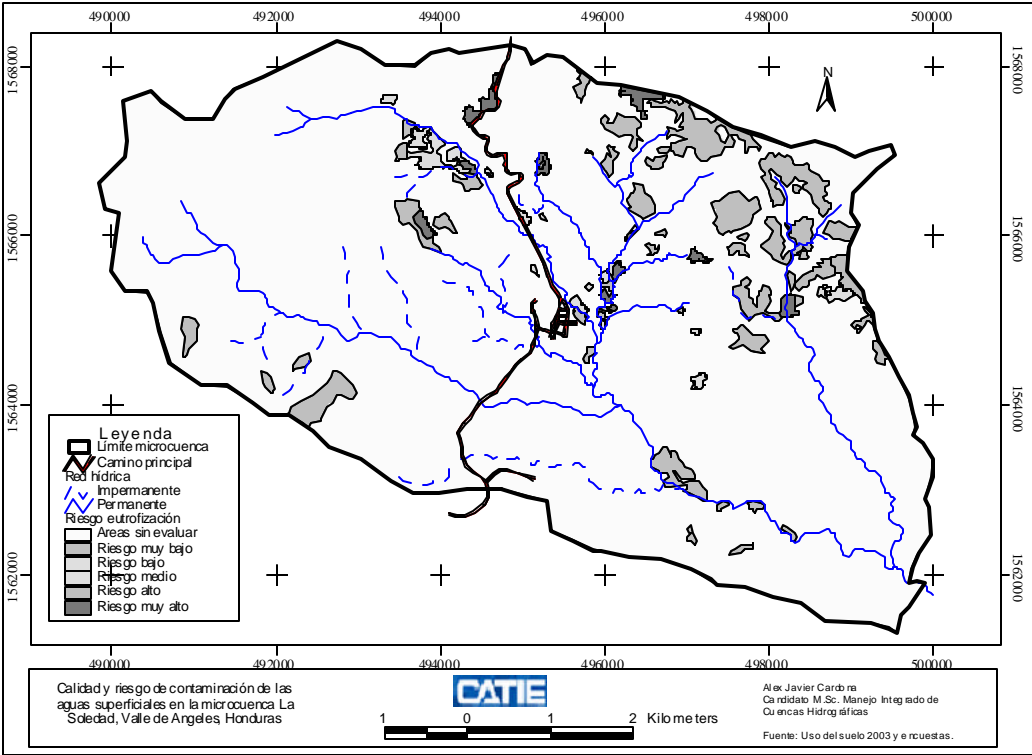


Figura 25. Areas potenciales de riesgo de eutrofización

Las fuentes superficiales más expuestas a la afectación por eutrofización son las quebradas San Francisco, Quebrada Honda y Agua Amarilla. En la quebrada San Francisco, la parte alta está más expuesta, sin embargo, la vegetación circundante a la quebrada, posiblemente retiene sólidos conteniendo cantidades de nutrientes asociados al actuar como filtro o amortiguador. En la Quebrada Honda, no sucede lo anterior, debido al relieve bastante irregular y una vegetación de pinares que no ofrece mayor cobertura al suelo, por lo tanto, arrastre de partículas de suelos asociadas con fertilizantes, por efecto de la erosión, es probable que ocurran.

4.4.5. Índice de riesgo de contaminación por agroquímicos

El riesgo de contaminación agroquímica en la microcuenca del Río La Soledad, expresado como la sobreposición del riesgo de contaminación por plaguicidas y el riesgo de eutrofización de aguas superficiales, tiende a ser relativamente bajo, debido en parte, que las áreas expuestas a pesticidas no son las mismas expuestas a uso de fertilizantes, aunque en el caso contrario, si corresponden. En este contexto, es de suponer que ocurren sinergias complejas entre ambas, sin embargo, dado el alcance de la investigación no se ha evaluado este aspecto.

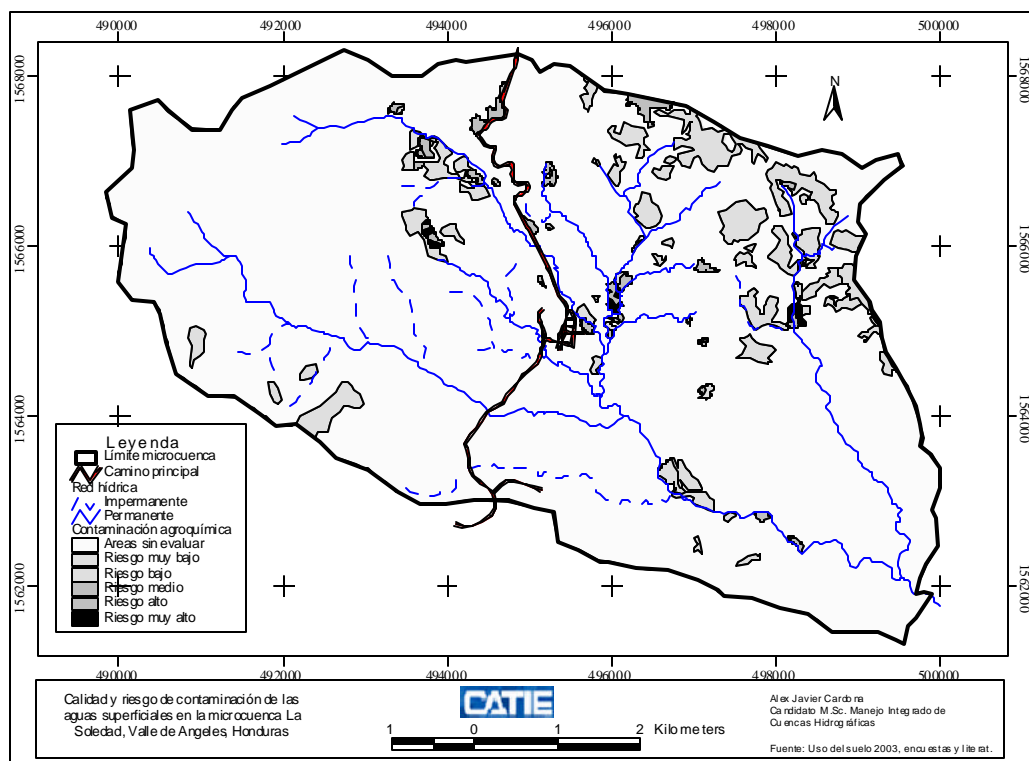


Figura 26. Índice de riesgo contaminación agroquímica (IPCAS)

La mayor parte del área evaluada no representa un riesgo alto de contaminación por uso de agroquímicos, considerando que cada variable (pesticidas y fertilizantes), contribuyen de manera diferente al riesgo de contaminación. En este sentido, aproximadamente el 83% del área evaluada posee un bajo potencial de contaminación (cultivos anuales) por el uso combinado, tanto de pesticidas como de fertilizantes. El resto (17%) equivalen a áreas donde el uso combinado de plaguicidas y fertilizantes están en rangos de riesgo desde moderado hasta muy fuerte, coincidentemente son las áreas donde se practican cultivos intensivos. En la práctica, estas áreas representan puntos críticos en los cuales es necesario dedicarles especial atención; están localizadas junto a cauces de ríos y quebradas, la mayoría es de tenencia particular y su uso en la producción se remonta a varios años atrás. Son afectadas por estas áreas las quebradas de San Francisco (parte baja), Agua Amarilla y Quebrada Honda y en menor grado, la parte baja del Río La Soledad.

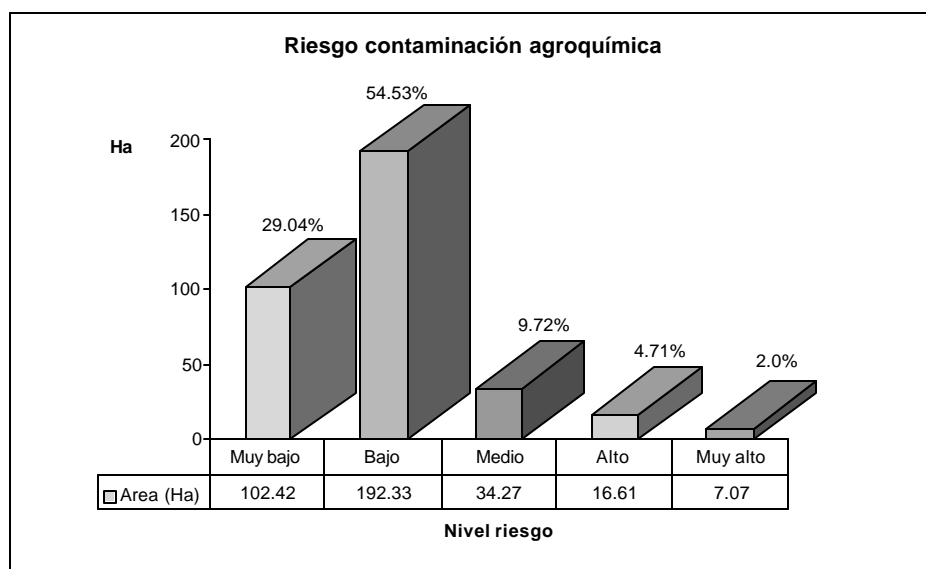


Figura 27. Distribución de áreas de riesgo contaminación agroquímica

Las variables que más explican el riesgo de contaminación agroquímica, además del riesgo de contaminación por pesticidas y eutrofización ($p < 0.01$), son el Factor de Emisiones Tóxicas (TEF, por sus siglas en inglés) y la frecuencia de aplicación de pesticidas, con significancias de 99% y 97%, respectivamente. Lo anterior sugiere, que existe un sobre uso de fertilizantes y plaguicidas de alto poder tóxico que interactúan con procesos complejos de transporte y transferencia que evidencian un riesgo potencial de daños a la salud humana y acuática en la microcuenca (anexo 11).

4.5. Análisis de peligro

4.5.1. Cálculo del riesgo

El índice de riesgo por contaminación agroquímica es presentado en el cuadro 63.

CUADRO 63. INDICE DE RIESGO POR CONTAMINACIÓN AGROQUÍMICA (IPCAS)

Subcuenca	Índice	Calificación
Parte alta Río El Carrizal (C1)	0.10	Riesgo muy bajo
Parte baja Río El Carrizal (C2)	0.10	Riesgo muy bajo
Parte alta Q. Agua Amarilla (AM3)	0.0	Sin riesgo
Parte media Q. Agua Amarilla (AM4)	0.29	Riesgo medio
Parte baja Q. Agua Amarilla (AM5)	0.44	Riesgo alto
Quebrada Agua Dulce (AD6)	0.36	Riesgo alto
Quebrada San Francisco (SF7)	0.27	Riesgo medio
Quebrada Honda (QH8)	0.26	Riesgo medio
Río La Soledad (SOL9)	0.21	Riesgo bajo
Promedio	0.23	Riesgo bajo

En general el índice de riesgo es bajo, sin embargo, en la parte baja de la Quebrada Agua Amarilla (AM5) indica un uso y manejo inadecuado de pesticidas y fertilizantes. La intensidad de uso de agroquímicos en la subcuenca de la Quebrada Agua Dulce merece especial atención; aunque el área es menor, comparada con la de otros sectores, relativamente existe un riesgo inminente de contaminación. La superficie dedicada a cultivos agrícolas en las subcuencas de las quebradas San Francisco y Q. Honda es significativa, sin embargo, relativamente no representa un riesgo de contaminación proporcional al área cultivada.

4.5.2. Proximidad al cauce

En los primeros 50 m de distancia al cauce, el 54% de las parcelas agrícolas se ubicaron dentro de este rango, asimismo, el 62% y 72% de las parcelas agrícolas se ubicaron en una distancia al cauce de 100 m y 150 m, respectivamente; el resto de las áreas se ubican más allá de los 150 m de distancia al cauce. Lo anterior sugiere, que en promedio, el 63% del área bajo cultivos intensivos y anuales tiene un impacto potencial de contaminación sobre las aguas superficiales de la microcuenca. Lo anterior está relacionado con el tipo de cultivo, lo que a su vez lo determina la necesidad de riego. Ello explica el hecho que el 72% de las parcelas de cultivos hortícolas se ubican a distancias menores de 50 m, tal como fuera mencionado en el acápite 4.4.1.3.

4.5.3. Potencial de amortiguamiento

La existencia de fajas amortiguadoras a lo largo de los cauces de las fuentes de agua, pueden ser capaces de reducir el 83% de las concentraciones de nitratos, 73% del fósforo total y un 92% del total de sólidos suspendidos (Clausen *et al.* 2000). Por su parte, Lacey (2000), manifiesta que una faja amortiguadora de 10 m previenen la entrada de sedimentos al agua hasta en un 98%. Sin embargo, mejores resultados se han obtenido cuando se han empleado una faja de cubierta forestal a lo largo de los cauces de los ríos de 50 m, lo cual supone condiciones favorables para la mitigación del impacto de las actividades agrícolas sobre la calidad del agua (Gardi, 2001).

En base a lo anterior, en la microcuenca La Soledad, cuando se aplicó un bufer o faja amortiguadora (mediante análisis SIG) de 50 m a lo largo del cauce de las fuentes de agua, resultó que el impacto en la calidad del agua podría ser reducido; el efecto de un 16% de las parcelas de uso agrícola puede ser amortiguado por un bufer de 50 m, principalmente en la parte alta de la subcuenca de las quebradas San Francisco y Q. Honda. Asimismo, cuando se analizó la cobertura boscosa con un bufer de 100 m, las diferencias no fueron significativas; el 17% de las parcelas resultaron haber sido afectadas por dicha franja. Lo anterior sugiere, que mantener una franja de cobertura forestal de por lo menos 50 m, contribuiría sustancialmente al mantenimiento de las condiciones de calidad de agua. Estadísticamente lo anterior es soportado; la relación existente entre la cobertura vegetal en una franja de 150 m a ambos lados del cauce y el IPCAS, manifiesta una fuerte correlación (cuadro 74) inversamente proporcional al riesgo de contaminación por agroquímicos ($p < 0.0001$).

4.5.4. Presencia de plaguicidas en aguas superficiales de la microcuenca La Soledad

En los dos puntos donde se practicaron análisis para detectar plaguicidas organoclorados resultaron positivas, tanto en la época seca como en la época lluviosa.

4.5.4.1. Quebrada Agua Amarilla

En la Quebrada Agua Amarilla tres compuestos fueron detectados en la época seca (época 1) y un compuesto en la época lluviosa (época 2); Endosulfan, Lindano, Dieldrin y Heptacloro, respectivamente. En ninguna de las épocas, las concentraciones rebasaron los límites máximos admisibles, excepto Endosulfan (cuadro 64).

CUADRO 64. CARACTERÍSTICAS DE LOS COMPUESTOS DETECTADOS EN LA MICROCUENCA

Sustancia detectada	Norma ¹¹ (µg/l)	Persistencia		Movil. En suelo (Koc)	FBC	Toxicidad (oral) ¹²	
		Suelos	Agua-sedim			Peces (µg/l)	Ratas (mg/kg)
Aldrin	0.03	Persistente	ND*	ND*	Alta	2.6 (ext)	38-67 (alt. Pelig)
Dieldrin	0.03	Extrema	ND*	Inmóvil	Alta	1.2 (ext)	37.0 (alt. Pelig)
Beta-BHC (Lindano)	ND	Extrem. (191 d)	Más persist.	Ligera	Lig-alta	1.7-32.0 (Ext)	88.0 (mod. Pelig.)
Endosulfan	0.003	Extrem. (195 d)	ND*	Inmóvil	Med-alta	1.4 (ext)	70.0 (mod. Pelig.)
Heptacloro	0.03	Extrem. (270 d)	Menos persist.	Inmóvil	Alta	7.0 (ext)	147-220 (mod. P.)

* ND: No determinado

La presencia de estos compuestos en el agua estuvo asociada, muy probablemente a riegos intensivos en laderas y bajos caudales. El área de drenaje que influencia a la estación de muestreo (AM4) donde se realizó el análisis, estuvo sujeta a actividades intensivas de producción hortícola, principalmente chile, repollo y tomate. Las diferencias entre épocas son significativas. Como fue apuntado anteriormente, los bajos caudales y una excesiva aplicación de riego a los cultivos, fueron los responsables de las diferencias, además de la etapa de madurez del cultivo; en la época 2 la aplicación de químicos fue menor debido a la proximidad de aprovechamiento del producto o corte.

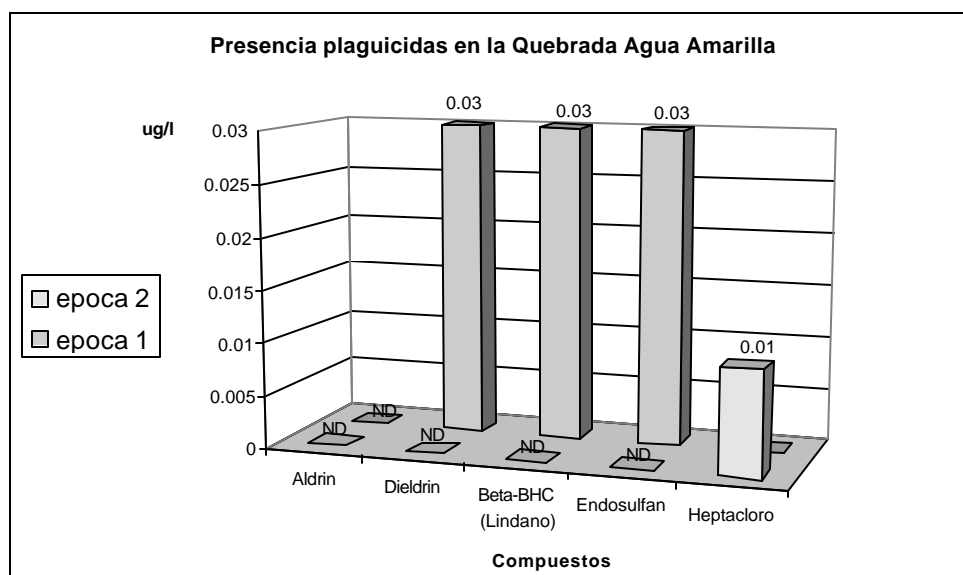


Figura 28. Concentraciones de plaguicidas en la Quebrada Agua Amarilla

ND: No determinado o detectado

¹¹ Fuente: CESCO. 2003. Análisis de laboratorios. Tegucigalpa, Hond. (Informe)

¹² Fuente: EUNA, 1999. Manual de plaguicidas.

Por otra parte, el aumento de caudal propiciado por las lluvias, tuvo un efecto marcado en la dilución. Lo anterior es explicado en el sentido que compuestos inmóviles como el Endosulfan (cuadro 12), Aldrin, Dieldrin y Heptacloro (cuadro 64), poseen baja solubilidad en agua, pero alta adhesión a partículas de suelos, que el grueso de la carga soluble del producto químico se encuentren en un gran volumen de agua que dificulta la detección (Ongley, 1997). Por ejemplo, el porcentaje de la carga química del Endosulfan en muestras de 10, 100, 1000 y 10000 mg l⁻¹ es 0, 0, 21 y 57%, respectivamente; en comparación al Heptacloro que su carga química es de 13, 48, 88 y 100% en una muestra de concentraciones de 10, 100, 1000 y 10000 mg l⁻¹, respectivamente (Ongley, 1997). Ello explica porqué fue detectado más fácilmente el Heptacloro en la época de lluvias comparado a los demás compuestos, un poco más insolubles (cuadro 64). En este sentido, el análisis de muestras de sedimentos en lugar de agua brindaría mejores resultados para el caso de estos compuestos, altamente hidrofóbicos (insolubles en agua).

4.5.4.2. Quebrada San Francisco

De manera similar a la Quebrada Agua Amarilla, la presencia de plaguicidas en la Quebrada San Francisco fue mayormente marcada en la época seca (época 1). Los factores que explican esta presencia son similares a la Q. Agua Amarilla, con la diferencia que en la Quebrada San Francisco, altas tasas de aplicación de Endosulfan y obras de drenaje influenciaron grandemente la presencia de este compuesto en concentraciones alarmantes (época 1).

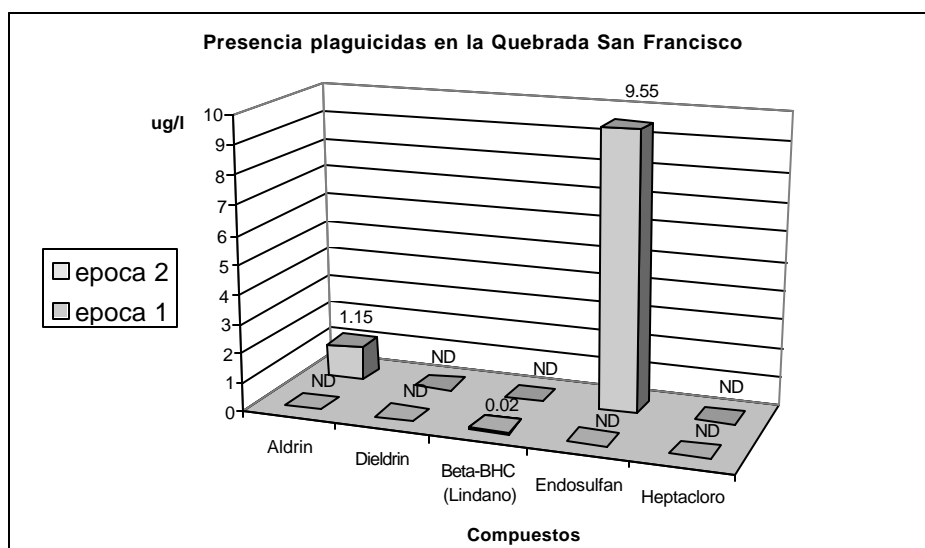


Figura 29. Concentraciones de plaguicidas en la Quebrada San Francisco

Estas áreas por estar ubicadas en planicies y sometidas a riego intensivo, hacen necesario la construcción de obras de drenaje, las cuales conectan directamente con las fuentes de aguas superficiales del lugar, así al momento de la aspersión, parte del químico se precipita sobre los canales y otra parte se lava hacia estos y de esa manera se transportan al río. En cambio, en parcelas ubicadas en laderas aunque irrigadas, el excedente es evacuado de manera difusa, es decir no tiene una salida puntual, provocando que parte del contaminante sea retenido o absorbido por el suelo y posteriormente degradado.

Lo anterior explica las altas concentraciones de Endosulfan, encontradas durante la época seca (época 1). Según el cuadro 64, las concentraciones de Endosulfan excedieron 3,183 veces y 6.8 veces al valor máximo admitido y al umbral de toxicidad permitido para peces en aguas superficiales, respectivamente. Similar condición, pero en menor proporción fue para el Aldrin. Este rebasó 38 veces el valor máximo admitido, sin embargo, no lo suficiente para causar impacto en peces. Lo anterior sugiere, que el Endosulfan, a pesar de las consideraciones técnicas anteriormente citadas (acápito 4.5.4.1.), se aplica en dosis y frecuencia superiores a los valores reportados por los productores y su presencia en el agua es tan alta que la mortalidad de peces y otras formas de vida acuática es muy probable que esté sucediendo. El compuesto beta-BHC (Lindano) se encontró en la época de lluvias, pero en concentraciones por debajo de la norma.

4.5.4.3. Situación legal

En 1991, el gobierno de Honduras, a través de la Secretaría de Recursos Naturales emite la resolución 09-91 que prohibió la importación, comercialización y uso de los plaguicidas Aldrin, Dieldrin, BHC, Heptacloro, Lindano, entre otros (OPS, 2000), por considerarlos compuestos organoclorados de alta persistencia en el ambiente (EUNA, 1999). Según BCPC (1993), en los países industrializados el Aldrin, Dieldrin y demás compuestos persistentes, fueron descontinuados para su venta, abastecimiento, almacenamiento y uso. Por su parte, a partir de 1994, a través de esta misma Secretaría del Estado de Honduras se emite la resolución 0002-94 que restringe el uso del Endosulfan y se autoriza la venta solamente a los caficultores para el combate de la broca que ataca al grano de café. El Clordano fue prohibido en 1999 (OPS, 2000).

De acuerdo a lo anterior y en base a los resultados de los análisis, se deduce que en la microcuenca del Río La Soledad se ha estado comercializando y usando estos productos, prohibidos y restringidos, hasta por lo menos el año 2000¹³. Esto es congruente si se considera que el Lindano y Heptacloro se degradan en el ambiente en aproximadamente 191 días y 270 días, respectivamente. El Endosulfan se comercializa libremente en la microcuenca, según los productores para el combate de plagas del tomate, chile y papas.

¹³ Casa expendedora de agroquímicos en Valle de Angeles. 2003. (comunicación personal).

Objetivo 3. Determinar riesgos indicadores de deterioro de la calidad del agua mediante la interacción de metodologías cualitativas que identifican procesos de degradación del suelo, índices potenciales de contaminación poblacional y de vulnerabilidad institucional.

4.6. Identificación de áreas críticas por uso del suelo

4.6.1. Uso del suelo

La mayor parte del área de la microcuenca de La Soledad está cubierta de bosques en un 71.7%, en el cual, los bosques de pinos predominan en mayor proporción. Una porción significativa de matorrales y cultivos agrícolas es posible observar. Mayormente, estas áreas se encuentran ubicadas en las partes altas de la microcuenca, a veces como bloques uniformes y otras a manera de fragmentaciones, evidenciando de esa manera un proceso de avance de la frontera agrícola. En los últimos años, el área forestal ha venido siendo afectada por ataque del gorgojo descortezador del pino a tal grado que el porcentaje de afectación ha sido de aproximadamente el 1%.

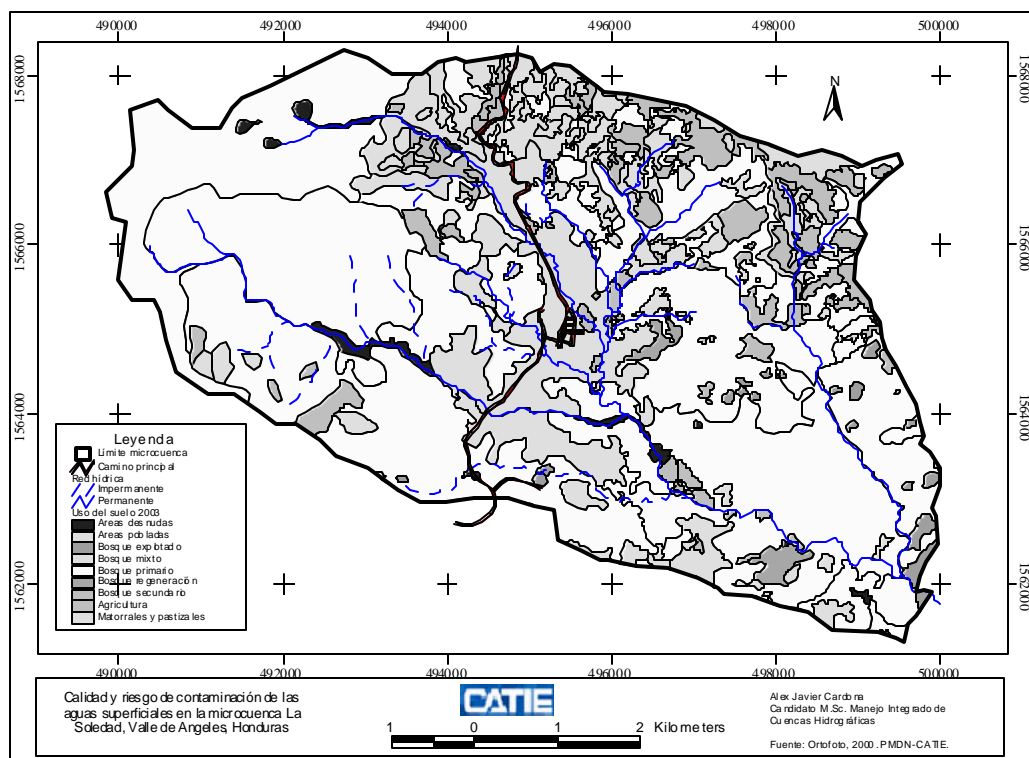


Figura 30. Mapa de uso del suelo microcuenca La Soledad

Una porción significativa de uso son las urbanizaciones y poblados, aproximadamente el 12% del área corresponde a este uso. Finalmente, las zonas agrícolas y matorrales ocupan el 14.6% del área.

4.6.2. Capacidad de uso en la microcuenca

La mayor parte del área de la microcuenca son de aptitud forestal y de protección. Apenas el 4.7% es apta para el uso agrícola, sin embargo, estas áreas en su mayoría están ocupadas por centros poblados y/o urbanizaciones y planicies de inundación.

CUADRO 65. DISTRIBUCIÓN DE LA CAPACIDAD DE USO EN LA MICROCUENCA

Unidad de manejo	Area (Ha)	Porcentaje (%)
II	92.61	2.01
III	122.87	2.67
IV	563.41	12.24
VI	1503.52	32.66
VII	1918.68	41.68
VIII	402.51	8.74
	4603.60	100.00

En el 12% de la cuenca es posible realizar actividades agrícolas pero restringido a usar obras de conservación de suelos.

4.6.3. Incendios forestales en la microcuenca

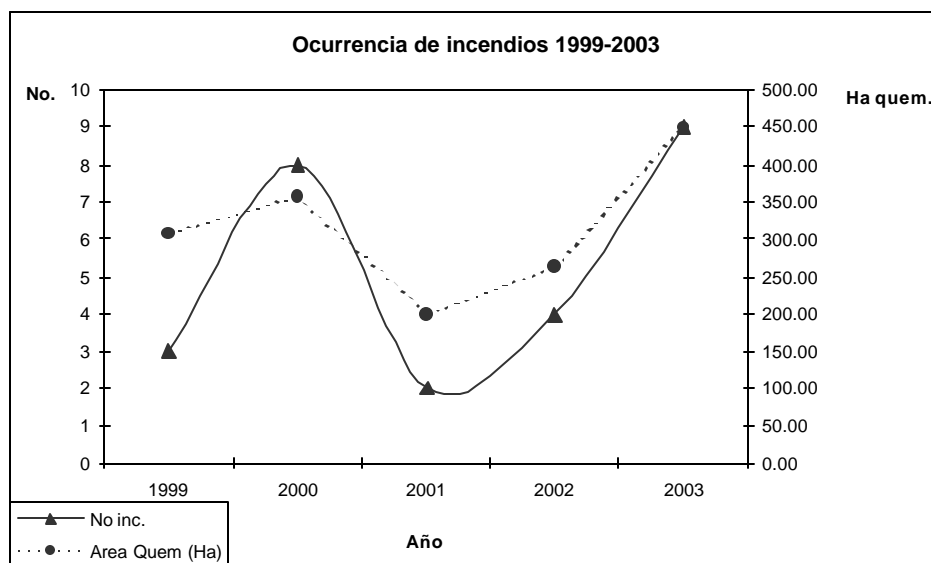


Figura 31. Ocurrencia incendios en los últimos cinco años

En los últimos cinco años los incendios forestales han tenido un comportamiento variable. A pesar que en 1999 la ocurrencia de incendios forestales a nivel nacional decreció con respecto a 1998 (AFE-COHDEFOR, 2000b), en la microcuenca no se experimentaron cambios notables respecto a años posteriores, en lo que a superficie quemada se refiere.

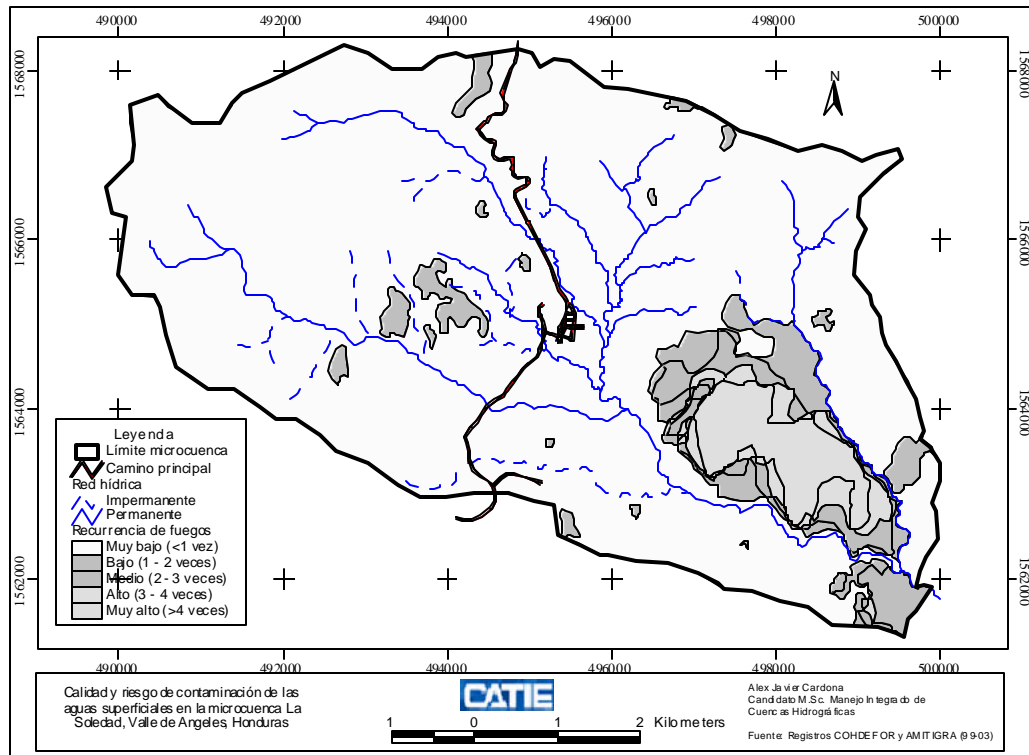


Figura 32. Areas más afectadas por fuegos frecuentes

La figura 31 muestra un patrón de correspondencia entre el número de incendios y el área afectada. El promedio de superficie quemada por incendio durante estos años resultó ser 100% mayor al registrado durante los últimos 23 años para el territorio nacional; 30.7 ha/inc. (AFE-COHDEFOR, 2002b). El área más afectada se ubica en el sector del crematorio municipal (basurero); de este sitio se originan los mayores incendios durante la época seca.

4.6.4. Estados erosivos presentes

Aproximadamente, el 40% de la superficie está en un proceso erosivo medio, y un 8% es grave. Es justamente en el área de mayor incidencia de incendios donde se ubica una gran parte del área en este proceso, por lo tanto, una afectación de la calidad del agua por sedimentos es de esperarse, si a ello se agrega que su superficie está expuesta a la acción de las lluvias por más tiempo, comparadas con las áreas con estados erosivos bajos (52% del área total).

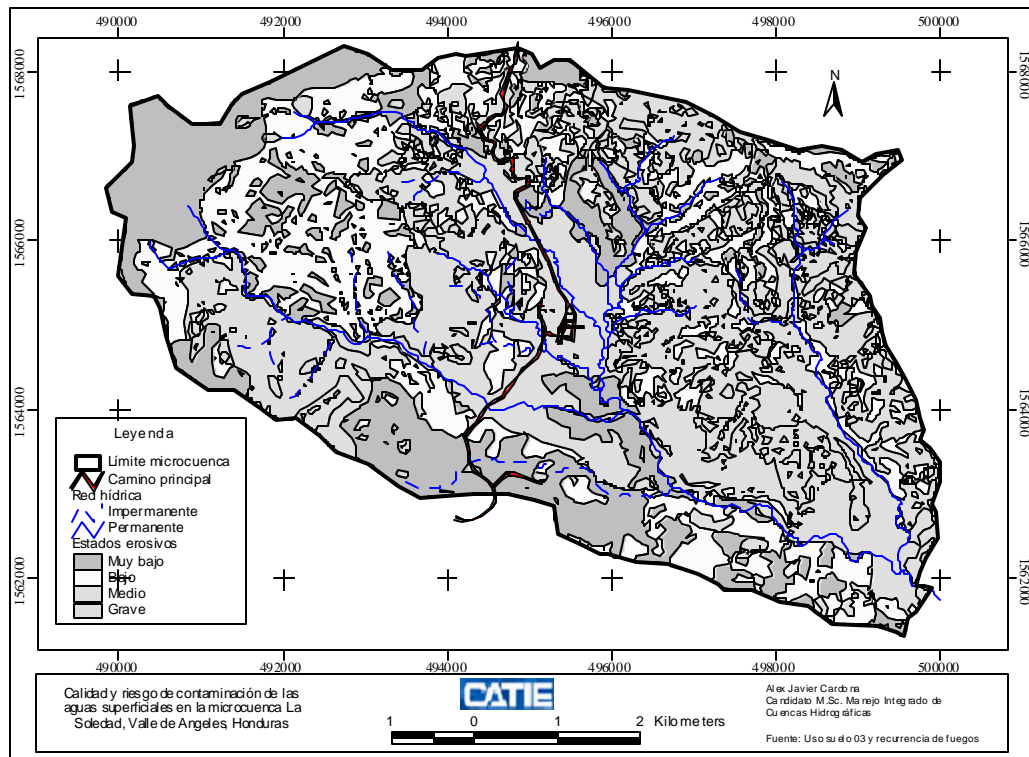


Figura 33. Estados erosivos presentes en la microcuenca La Soledad

En la parte alta de la microcuenca (Cerro El Volcán y El Granadillo), el estado erosivo presente es bajo a pesar de las altas pendientes que predominan, sin embargo, ese efecto es minimizado al existir un excelente grado de protección del suelo por parte de bosques de hoja ancha.

4.6.5. Conflictos de uso

La mayor parte de la microcuenca está entre pleno uso y sub uso (85%); solo un 15% del área total presenta conflictos de uso. Sin embargo, este bajo porcentaje se encuentra concentrada en una zona en particular; la parte alta (norte) de la microcuenca. Las implicaciones que posee esta porción de territorio en la calidad de agua puede ser significativa; la mayor parte del agua para consumo de la población en la microcuenca es captada de nacientes y ríos originados en este sector.

En la parte alta-noroeste de la microcuenca, no existen conflictos de uso debido a la presencia del Parque Nacional La Tigra, aunque la presión social por tierras en este sector ha sido alto, las regulaciones y manejo del mismo a evitado una escalada en las ocupaciones de tierra.

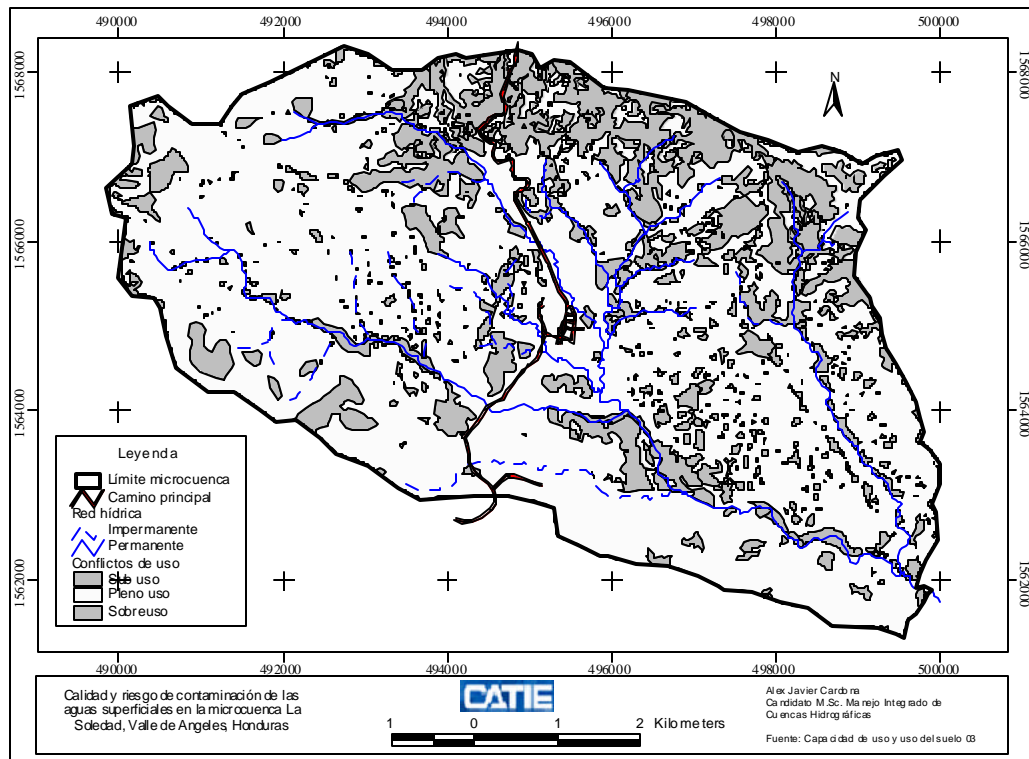


Figura 34. Conflictos de uso en la microcuenca La Soledad

En la parte suroeste del parque, existen áreas agrícolas ubicados en suelos altamente erosionables y consecuentemente en conflictos de uso, y probablemente contribuyen con sustanciales tasas de erosión y sedimentos al Río El Carrizal. En la parte sureste, no existen áreas significativas de conflictos de uso. Ello puede estar relacionado a la calidad de los suelos poco apta para uso agrícola.

4.6.6. Riesgo de degradación

Aproximadamente el 4% de la microcuenca posee un riesgo de degradación de suelos medio, y un 12% con riesgo alto; el resto tiene un bajo riesgo, o ningún riesgo de degradación. El factor que más explica el nivel de riesgo son los conflictos de uso. Las áreas en sobre uso de la figura 34, coinciden con las áreas críticas identificadas en la figura 35.

En las áreas de mayor riesgo de degradación se ubican la mayoría de las actividades agrícolas, rodeados de fragmentos de áreas de bajo o ningún riesgo que corresponden a remanentes de bosques primarios.

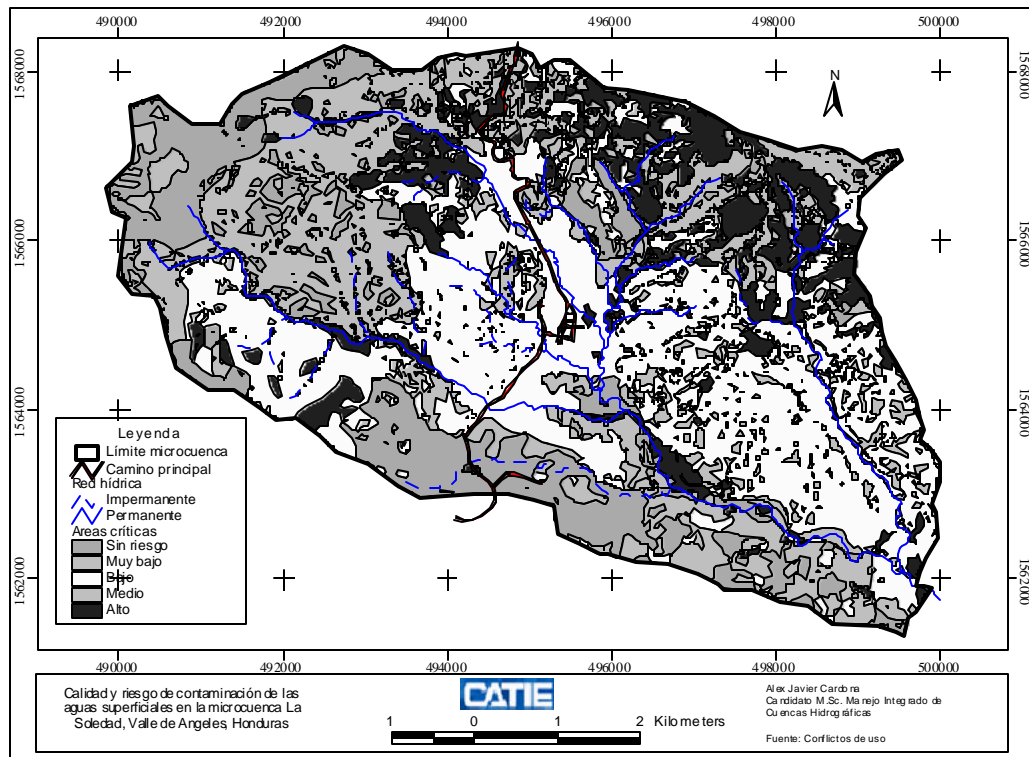


Figura 35. Areas críticas de degradación de suelos

Naturalmente, la parte noroeste donde está el Parque Nacional La Tigra es el sector donde menos o casi ningún riesgo de degradación existe. Comparando la figura 32 con la 35, es posible inferir que los incendios forestales no constituyen un factor de peso en el proceso de degradación, aunque si contribuye, pero en menor proporción. A nivel de subcuencas, las quebradas San Francisco, Agua Amarilla y Quebrada Honda, resultaron concentrar la mayor proporción de las áreas críticas, respectivamente. Esto tiene relación con la calidad del agua para estas fuentes; exceptuando la Q. San Francisco, cantidades significativas de sólidos fueron registradas.

4.6.7. Determinación del Índice de Degradación de Suelos (IDS)

En general, la microcuenca presenta un grado medio de deterioro por uso del suelo. Sin embargo, este se concentra en las subcuencas de las quebradas San Francisco, Agua Amarilla y Q. Honda, que presentan un nivel alto de degradación. El índice de riesgo de degradación de suelos es presentado en el cuadro 66.

CUADRO 66. INDICE DE RIESGO DE DEGRADACIÓN DE SUELOS (IDS)

Subcuenca	Indice	Calificación
Parte alta Río El Carrizal (C1)	0.12	Riesgo muy bajo
Parte baja Río El Carrizal (C2)	0.24	Riesgo bajo
Parte alta Q. Agua Amarilla (AM3)	0.14	Riesgo muy bajo
Parte media Q. Agua Amarilla (AM4)	0.37	Riesgo alto
Parte baja Q. Agua Amarilla (AM5)	0.34	Riesgo medio
Quebrada Agua Dulce (AD6)	0.32	Riesgo medio
Quebrada San Francisco (SF7)	0.45	Riesgo alto
Quebrada Honda (QH8)	0.41	Riesgo alto
Río La Soledad (SOL9)	0.24	Riesgo bajo
Promedio	0.29	Riesgo medio

La subcuenca del Río El Carrizal, principalmente la parte alta, no presenta mayor riesgo de deterioro. Ello se relaciona con el nivel de protección debido a la presencia del Parque Nacional La Tigra, inclusive la parte alta de la Quebrada Agua Amarilla.

4.7. Riesgo de contaminación poblacional

4.7.1. Desechos sólidos

El casco urbano de la ciudad de Valle de Angeles y la zona del parque turístico El Obrero resultaron generar cantidades altas de desechos sólidos (10-100 lbs/día). Aunque en la ciudad existe un servicio recolector de basura, la calidad de servicio en tratamiento y frecuencia no es adecuado. Al igual que en la ciudad, en el parque El Obrero, la afluencia masiva de turistas durante los fines de semana genera gran cantidad de sólidos y muchos de estos van a parar a los cursos de agua. Comunidades como El Cantón, El Portillo, Las Martitas, Cerro Grande y El Retiro, resultaron generar cantidades medias de basura (3-10 lbs diarias). Por su parte, las comunidades de La Simbra, Miravalle, La Escondida, La Mina, Las Quebraditas, Chinacla, Buena Vista, La Leona, La Ezperanza, San Francisco, La Soledad y El Carmelo, generan cantidades bajas de desechos (1-3 lbs diarias).

4.7.2. Densidad poblacional e infraestructura para excretas

Solamente el casco urbano de Valle de Angeles, El Tablón y Cerro Grande, resultaron con una densidad poblacional alta (> 20 hab/ha), el resto de comunidades poseen una densidad de población media y baja (3-20 y 1-3 hab/ha, respectivamente).

CUADRO 67. SITUACIÓN INFRAESTRUCTURA PARA DEPOSICIÓN DE EXCRETAS

Comunidad	Letrinas buenas	Inexist/malas	Total	% inexist
Valle de Angeles*				
Colonia El Molino*				
San Francisco	12	8	20	40.00
Buena Vista	11	4	15	26.67
La Soledad	6	6	12	50.00
Chinacla	1	4	5	80.00
El Portillo	31	4	35	11.43
El Carmelo	35	12	47	25.53
Piedra de Afilar	1	4	5	80.00
La Mina	10	7	17	41.18
Barrio La Simbra	15	30	45	66.67
Barrio La Escondida	93	17	110	15.45
Barrio Miravalle	31	13	44	29.55
Barrio El Cantón	22	12	34	35.29
Barrio El Tablón	95	0	95	0.00
Las Quebraditas	11	10	21	47.62
Las Martitas	20	13	33	39.39
Barrio La Leona	30	5	35	14.29
Barrio La Esperanza	55	14	69	20.29
El Retiro	22	36	58	62.07
Cerro Grande	10	5	15	33.33
Total	416	204	620	39.93

*En la ciudad de Valle de Angeles existe servicio de alcantarillado y en la Colonia El Molino fosas sépticas

Relativamente, las comunidades de El Tablón, El Portillo y la Escondida son las que presentan un mayor grado de cobertura de letrinas y/o pozos sépticos, debido en parte a programas de asistencia social que ha implementado la municipalidad de manera conjunta con algunas ONG's. Contrariamente, las comunidades de Piedras de Afilar, Chinacla, La Simbra, El Retiro y Las Quebraditas, son las que peores condiciones presentan para la deposición de excretas. La comunidad de Chinacla aunque excluida del ámbito de la microcuenca; 5 viviendas se ubican dentro de la misma, específicamente en la cabecera de la toma de agua potable para la ciudad de Valle de Angeles. Las Martitas, La Soledad, La Mina y San Francisco merecen especial atención; esta última se encuentra ubicada en la margen superior derecha de la toma de agua potable para Valle de Angeles.

4.7.3. Riesgo en la microcuenca por contaminación poblacional

Debido a la concentración de la población en el valle, las partes altas de la microcuenca no representan mayor riesgo de contaminación poblacional, por eso casi el 70% del área no constituye

riesgo de contaminación causado por la población. Áreas de alto riesgo resultaron ser algunas fuentes puntuales de contaminación; los efluentes provenientes de granjas porcinas, el punto de descarga del alcantarillado público y el basurero municipal.

CUADRO 68. DISTRIBUCIÓN DEL ÁREA BAJO RIESGO EN LA MICROCUENCA

Riesgo	Area (Ha)	Porcentaje (%)
Sin riesgo	3,197.15	69.45
Muy bajo	928.29	20.16
Bajo	449.91	9.77
Medio	25.12	0.55
Alto	3.13	0.07
Total	4603.60	100.00

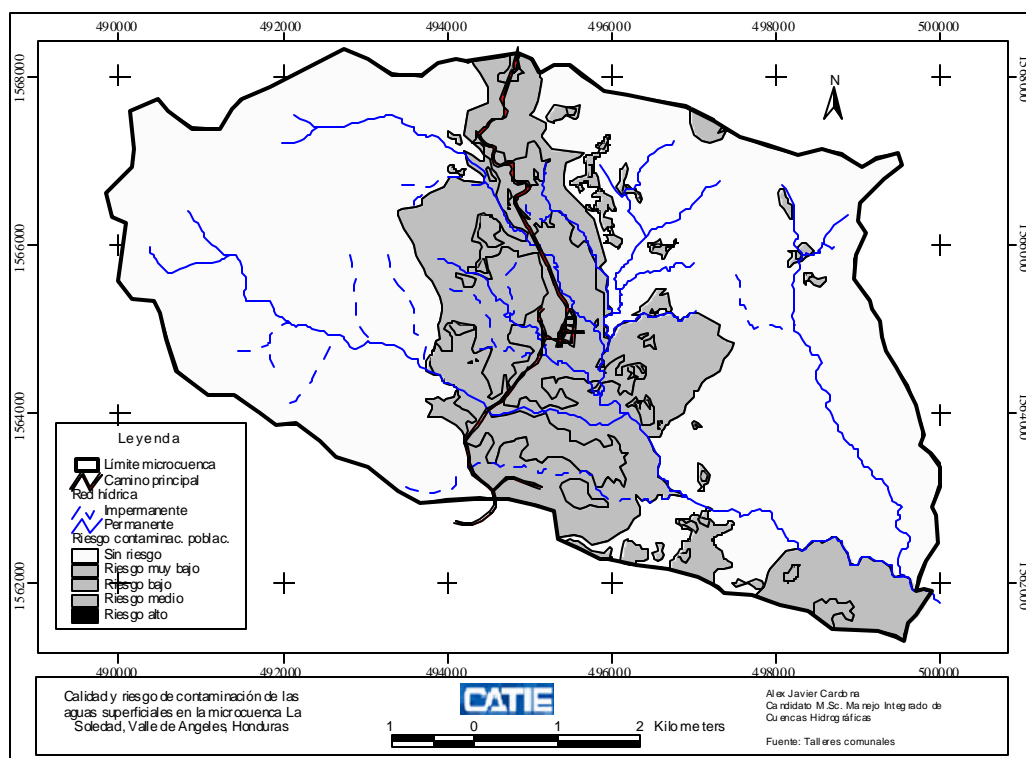


Figura 36. Mapa indicador de riesgo de contaminación poblacional

Es de hacer notar, que a medida las poblaciones se ubican más alejadas del casco urbano, el riesgo de contaminación aumenta. Ello indica un grado de marginamiento social de estas comunidades, pues coincidentemente, son las mismas comunidades que carecen de un servicio formal de abastecimiento de agua para consumo. Sin embargo, factores culturales y educativos también

influyen. En varias de las comunidades se ha tratado de implementar proyectos encaminados al establecimiento y mejoramiento de letrinas, no obstante, estos no han prosperado por falta de interés de los pobladores¹⁴.

4.7.4. Índice de Contaminación Poblacional (ICP)

El índice de riesgo de contaminación poblacional es presentado en el cuadro 69.

CUADRO 69. INDICE DE CONTAMINACIÓN POBLACIONAL (ICP)

Subcuenca	Índice	Calificación
Parte alta Río El Carrizal (C1)	0.02	Sin riesgo
Parte baja Río El Carrizal (C2)	0.08	Riesgo muy bajo
Parte alta Q. Agua Amarilla (AM3)	0.02	Sin riesgo
Parte media Q. Agua Amarilla (AM4)	0.06	Riesgo muy bajo
Parte baja Q. Agua Amarilla (AM5)	0.30	Riesgo medio
Quebrada Agua Dulce (AD6)	0.28	Riesgo medio
Quebrada San Francisco (SF7)	0.08	Riesgo muy bajo
Quebrada Honda (QH8)	0.02	Sin riesgo
Río La Soledad (SOL9)	0.13	Riesgo muy bajo
Promedio	0.11	Riesgo muy bajo

En general, la población en la microcuenca representa un riesgo mínimo para las fuentes superficiales de agua. No obstante, existen focos probables de contaminación, principalmente de origen fecal que merecen especial atención. Así, comunidades con infraestructuras deficientes en la deposición de excretas y manejo inadecuado de residuos deben ser consideradas prioritarias en cuanto a la implementación de proyectos sociales, por parte de las autoridades.

4.8. Vulnerabilidad socio-institucional

En la mayor parte de la microcuenca se presenta una alta vulnerabilidad socio-institucional respecto a calidad de agua. Las comunidades situadas en el valle o cercano a este poseen un grado de vulnerabilidad más bajo con respecto a poblaciones de las partes más altas de la microcuenca. Esto se debe a que los programas de desarrollo sociales e institucional, por lo general son absorbidos por comunidades que poseen buena accesibilidad, por lo tanto, el acceso continuado a la capacitación por parte de sus líderes se facilita y consecuentemente, la capacidad de gestión de estos es mayor. Por otra parte, las instituciones mismas, por conveniencia dirigen sus programas y concentran sus recursos en comunidades que justifiquen su presencia; el tamaño de la población meta,

¹⁴ Alcalde de Valle de Angeles. 2003. Coordinación institucional-municipal y UMA (entrevista)

accesibilidad, entre otros, parecieran ser algunos de los criterios manejados al momento de priorizar poblaciones objetivo.

CUADRO 70. DISTRIBUCIÓN DE LA VULNERABILIDAD SOCIO-INSTITUCIONAL

Vulnerab. Socio-institucional	Area (Ha)	Porcentaje (%)
Muy baja	0.00	0.00
Baja	306.33	6.65
Media	73.99	1.61
Alta	453.12	9.84
Muy alta	3770.16	81.90
Total	4603.60	100.00

Lo anterior se justifica observando la figura 37. En esta es posible apreciar que las poblaciones ubicadas en el corredor de la carretera pavimentada Tegucigalpa-Cantarranas, gozan de un nivel de vulnerabilidad un poco más bajo que las comunidades ubicadas más alejadas de esta vía.

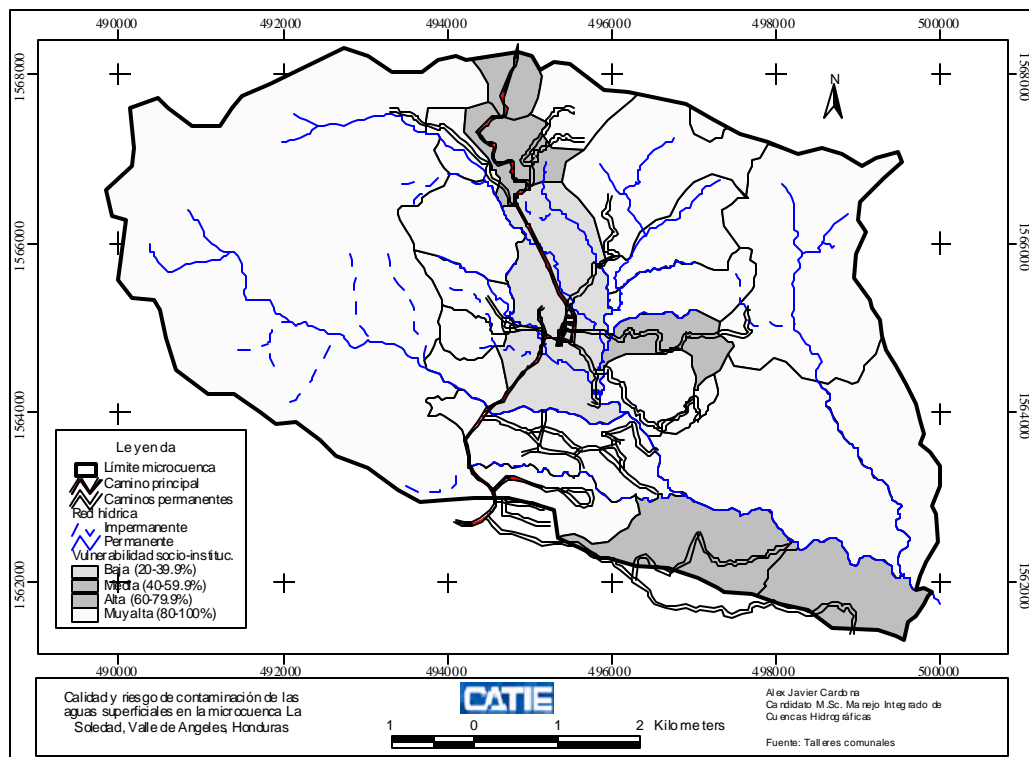


Figura 37. Mapa de vulnerabilidad socio-institucional

CUADRO 71. GRADO DE VULNERABILIDAD SOCIAL E INSTITUCIONAL POR COMUNIDAD

Comunidad	Vulnerabilidad (%)	Calificativo
Valle de Angeles	33.25	Baja
Colonia El Molino*	94.50	Muy alta
San Francisco	91.75	Muy alta
Buena Vista	83.25	Muy alta
La Soledad	100.00	Muy alta
Chinacla	100.00	Muy alta
El Portillo	75.00	Alta
El Carmelo	86.00	Muy alta
Piedra de Afilar	100.00	Muy alta
La Mina	83.25	Muy alta
Barrio La Simbra	89.00	Muy alta
Barrio La Escondida	86.00	Muy alta
Barrio Miravalle	89.00	Muy alta
Barrio El Cantón	61.00	Alta
Barrio El Tablón	89.00	Muy alta
Las Quebraditas	100.00	Muy alta
Las Martitas	100.00	Muy alta
Barrio La Leona	86.00	Muy alta
Barrio La Esperanza	58.25	Media
El Retiro	61.00	Alta
Cerro Grande	66.75	Alta
Total	82.52	Muy alta

4.8.1. Índice de Vulnerabilidad Social e Institucional (IVIS)

El índice de riesgo de vulnerabilidad socio-institucional es presentado en el cuadro 72.

CUADRO 72. INDICE DE VULNERABILIDAD SOCIAL E INSTITUCIONAL (IVIS)

Subcuenca	Índice*	Calificación
Parte alta Río El Carrizal (C1)	1.00	Muy alta vulnerabilidad
Parte baja Río El Carrizal (C2)	0.97	Muy alta vulnerabilidad
Parte alta Q. Agua Amarilla (AM3)	1.00	Muy alta vulnerabilidad
Parte media Q. Agua Amarilla (AM4)	0.99	Muy alta vulnerabilidad
Parte baja Q. Agua Amarilla (AM5)	0.60	Alta vulnerabilidad
Quebrada Agua Dulce (AD6)	0.66	Alta vulnerabilidad
Quebrada San Francisco (SF7)	0.91	Muy alta vulnerabilidad
Quebrada Honda (QH8)	1.00	Muy alta vulnerabilidad
Río La Soledad (SOL9)	0.91	Muy alta vulnerabilidad
Promedio	0.89	Muy alta vulnerabilidad

* Índice calculado en base a porcentaje de vulnerabilidad del cuadro 71.

4.9. Vulnerabilidad global a contaminación de aguas superficiales

La superficie de la microcuenca que ofrece una alta y muy alta vulnerabilidad a contaminación de fuentes superficiales de aguas, es mínima pero significativa (11.5% del total). Considerando que las

variables que más explican esta vulnerabilidad son el IDS e IPCAS y que tienen mucho que ver con el uso de la tierra, el 83% del área de la microcuenca resultó tener una baja a muy baja vulnerabilidad debido a una porción significativa de su área levemente disturbada.

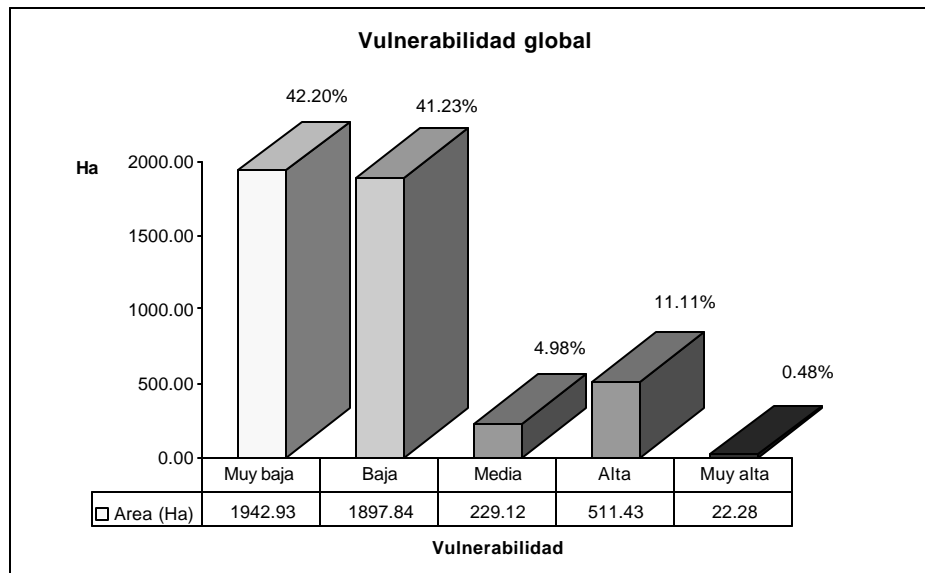


Figura 38. Distribución espacial de la vulnerabilidad global

Comparando las figuras 26 (IPCAS) y 35 (IDS) con la figura 36 se puede observar que las áreas correspondientes a vulnerabilidad alta (fig. 39), son las correspondientes a las áreas de alto riesgo a la degradación de suelos (fig. 35). De manera similar, la superficies que representan una alta vulnerabilidad global, corresponden a las de riesgo muy alto (fig. 26) a contaminación de aguas por agroquímicos. Las áreas de influencia del ICP (fig. 36) e IVIS (fig. 37) se concentran alrededor de las zonas mayormente pobladas y accesibles, contrastando de manera inversamente proporcional a los índices que miden la intensidad de uso de la tierra, de manera que su contribución proporcional a la vulnerabilidad global es baja y por lo tanto poco significativa.

Sin embargo, las variables que explican el comportamiento, tanto del IVIS como del ICP tienen mucho que ver con patrones socio-culturales y de saneamiento en las comunidades, respectivamente. De allí, que observar un impacto negativo de estos en la calidad del agua es de esperarse, aún cuando ya se discutió anteriormente que son las actividades del uso de la tierra que mayor impacto poseen sobre el ICA. Pero, un aporte significativo del IVIS e ICP en el comportamiento de algunos parámetros de calidad de agua es posible, si se analizan separadamente, por ejemplo, los coliformes fecales y totales. En este sentido, el análisis estadístico muestra una clara correspondencia entre

estos índices y las concentraciones de coliformes fecales con una significancia mayor al 97% y 99% para el IVIS e ICP, respectivamente (cuadro 74). Lo anterior sugiere, que estos índices que miden el grado educativo y de infraestructura para la deposición de excretas en las comunidades estudiadas poseen un impacto significativo en la calidad bacterial del agua y posiblemente, en la salud de los pobladores.

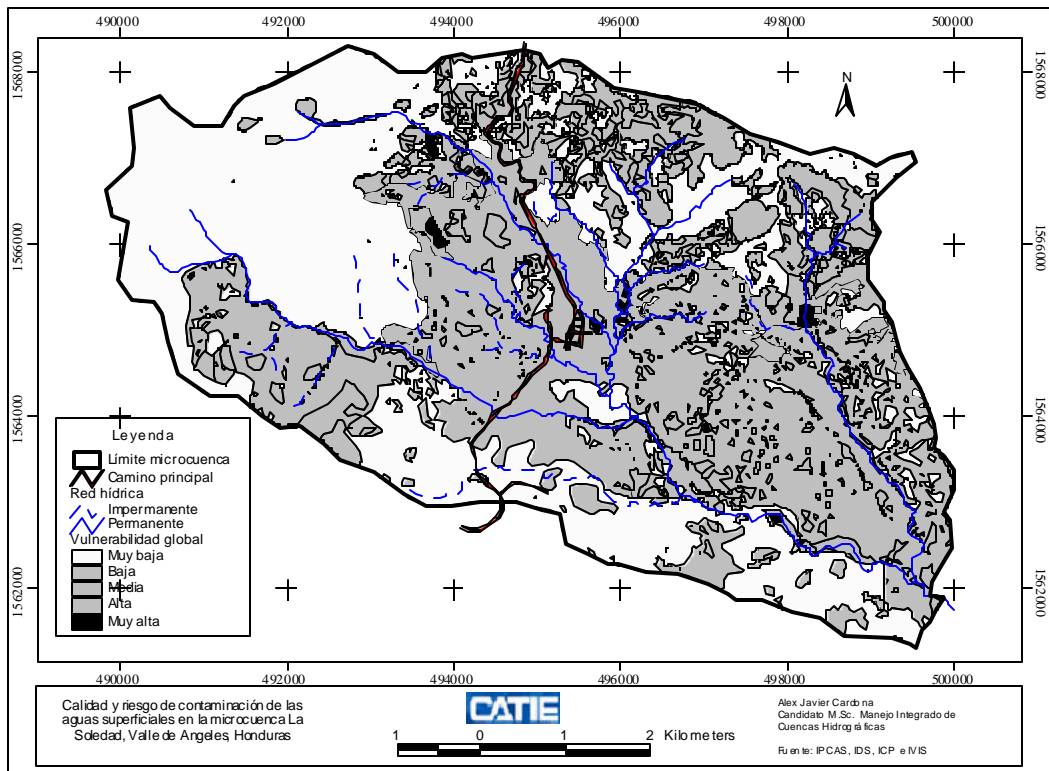


Figura 39. Mapa de vulnerabilidad global a contaminación de aguas superficiales

4.9.1. Índice de Vulnerabilidad Global (IVG)

De acuerdo a los resultados obtenidos, la subcuenca de la Quebrada San Francisco es la que presenta la mayor vulnerabilidad, debido a la intensidad del uso de la tierra y al uso inadecuado de pesticidas, en la parte baja. Esto es más explicable si se compara el grado de degradación de esta subcuenca con la subcuenca de la parte alta del Río El Carrizal. Esta presenta un escenario favorable, en la cual la intensidad de uso de la tierra es mínimo y la cobertura forestal es mayor en cuanto a superficie y calidad. En la subcuenca de la Quebrada Agua amarilla es posible notar esta apreciación. A medida se desciende (de la parte superior a la parte baja de la quebrada) el grado de vulnerabilidad aumenta,

desde 0.16 hasta 0.28, es decir, un incremento del 100% y 88% en la parte media y baja, respectivamente, en relación a la parte alta, menos disturbada (cuadro 73).

CUADRO 73. INDICE DE VULNERABILIDAD GLOBAL (ICP)

Subcuenca	Indice*	Calificación
Parte alta Río El Carrizal (C1)	0.14	Muy baja vulnerabilidad
Parte baja Río El Carrizal (C2)	0.21	Baja vulnerabilidad
Parte alta Q. Agua Amarilla (AM3)	0.16	Baja vulnerabilidad
Parte media Q. Agua Amarilla (AM4)	0.32	Media vulnerabilidad
Parte baja Q. Agua Amarilla (AM5)	0.28	Media vulnerabilidad
Quebrada Agua Dulce (AD6)	0.26	Media vulnerabilidad
Quebrada San Francisco (SF7)	0.37	Alta vulnerabilidad
Quebrada Honda (QH8)	0.31	Media vulnerabilidad
Río La Soledad (SOL9)	0.21	Baja vulnerabilidad
Promedio	0.25	Baja vulnerabilidad

Objetivo 4. Analizar interrelaciones de los indicadores de salud acuática con respecto a indicadores de deterioro de calidad del agua.

4.10. Interacción de Índices de Deterioro de Calidad del Agua (IDCA)

4.10.1. Influencia de características biofísicas de la microcuenca en la calidad del agua

Como ya fuera mencionado anteriormente, a nivel general existe una fuerte asociación entre el ICA y los diferentes sólidos analizados (totales, disueltos y suspendidos), por lo tanto, estos parámetros, junto al fósforo total son los que más explican el comportamiento de la calidad del agua entre estaciones y épocas. Plamondon *et al.* (1991), manifiestan que cuando se realizan cambios del uso del suelo más allá de un 33% en una cuenca, es de esperarse modificaciones significativas en la calidad del agua. En el caso de la microcuenca del Río La Soledad, aún no se llega a ese nivel planteado por dichos autores, sin embargo, la relación entre el área descubierta de vegetación (incluye poblados y otros usos no forestales) y el área cubierta de bosques, brinda un dato cercano al 33% antes mencionado; el 28.3 del área total de la microcuenca se encuentra desprovista de una cobertura vegetal adecuada (forestal, preferiblemente) que permita contribuir al mantenimiento y/o mejoramiento de la calidad del agua.

Si estas áreas se encontraran distribuidas de manera regular en la microcuenca, probablemente la contribución en la modificación de la calidad del agua sería poco significativa, sin embargo, la

mayor parte del área para uso agrícola está aglutinada en la parte alta de la microcuenca. Esta condición se manifiesta en el comportamiento de ciertos parámetros de calidad de agua, como los anteriormente mencionados. A ello habría que adicionar el efecto de las características del área de drenaje. Una particularidad biofísica que incide en el comportamiento de la calidad del agua resultó el tamaño del área de drenaje. Estadísticamente se encontraron fuertes asociaciones (cuadro 74) entre el tamaño de estas y la cantidad de sólidos transportados hacia los cuerpos de agua ($p < 0.001$). Esto es debido a que áreas de drenajes grandes, los tiempos de concentración son mayores (Linsley *et al.* (1988), así, muchos de los contaminantes tienen mayores oportunidades de ser retenidos por la fisiografía del terreno, cobertura vegetal del suelo, etc. La correlación entre el ICA y el tamaño del área de drenaje así lo confirman ($p < 0.05$), a mayor área, mejor es la calidad del agua.

4.10.1.1. Relación entre la protección del suelo y la calidad del agua

La presencia de coliformes termotolerantes en aguas superficiales, están directamente relacionadas con la escorrentía de lluvias y áreas lavadas por riego (Brooks *et al.* 1991; Ongley, 1997). No obstante, filtros de vegetación o bufer de 36 m a lo largo de los cauces de los ríos, han resultado efectivos en un 70% en la reducción de concentraciones de coliformes (Fajardo *et al.* 2001). En la presente investigación, estadísticamente se encontró una relación inversamente proporcional entre el grado de protección del suelo y las concentraciones de coliformes termotolerantes en la microcuenca ($p 0.02$). Otra variable que resultó significativamente correlacionada con la cobertura del suelo fue el fósforo total; a mayor protección del suelo, menores concentraciones de fósforo en el agua. Eghball *et al.* (2000), documentó que barreras vivas en terrenos de 12% promedio fueron eficaces para reducir concentraciones de P total contenido en escorrentía en por lo menos 38%.

En general, el grado de protección del suelo por la vegetación (en función del uso del suelo), igualmente, fue significativa con respecto al ICA en un 98%. Ello sugiere que en la medida en que la cobertura del suelo aumenta, en esa medida la calidad del agua también aumenta.

CUADRO 74. MATRIZ GENERAL DE CORRELACIONES

Variables	Altitud	Long	Area dren.	Bufer veg.	Temp.	C. tot.	C. fec.	NO ₃ -N	pH	Turbidez	P Total	Sólid. tot	Sólid. Susp.	Sól. Dis.	ICA	IDS	IPCA	ICP	IVIS	IVG	Uso del suelo	
Altitud	1																					
Long	-0.65	1																				
Area dren.	-0.46	0.51	1																			
Bufer veg.	0.76	-0.62	0.08	1																		
Temp.	-0.49	0.2	-0.01	-0.53	1																	
C. tot.	-0.26	0.08	-0.2	-0.29	0.01	1																
C. fec.	-0.29	0.08	-0.3	-0.43	0.18	0.89	1															
Nitratos	0.15	-0.38	-0.33	0.01	-0.24	-0.00051	0.12	1														
pH	-0.76	0.64	0.49	-0.53	0.45	0.21	0.22	-0.29	1													
Turbidez	0.17	-0.31	-0.38	-0.05	-0.27	-0.11	-0.16	0.62	-0.57	1												
P Total	-0.18	-0.23	-0.39	-0.37	0.09	0.26	0.5	0.7	-0.14	0.51	1											
Sólid. tot	0.45	-0.55	-0.69	0.04	0.12	-0.19	-0.1	0.4	-0.67	0.72	0.41	1										
Sólid. Susp.	0.28	-0.37	-0.41	0.06	-0.27	-0.16	-0.2	0.6	-0.61	0.98	0.45	0.76	1									
Sól. Dis.	0.45	-0.54	-0.71	0.02	0.33	-0.16	-0.02	0.19	-0.55	0.39	0.29	0.92	0.43	1								
ICA	0.09	0.23	0.55	0.39	-0.16	-0.32	-0.34	-0.41	0.11	-0.64	-0.65	-0.63	-0.62	-0.49	1							
IDS	-0.38	0.21	-0.14	-0.6	0.26	0.15	0.17	-0.02	0.47	-0.01	0.18	0.02	-0.09	0.09	-0.5	1						
IPCA	-0.57	0.26	-0.25	-0.84	0.39	0.35	0.47	0.13	0.34	0.13	0.45	0.11	0.03	0.13	-0.5	0.73	1					
ICP	-0.61	0.2	-0.3	-0.76	0.42	0.46	0.6	0.12	0.17	0.19	0.55	0.12	0.1	0.1	-0.41	0.23	0.76	1				
IVIS	0.54	-0.11	0.36	0.72	-0.35	-0.46	-0.61	-0.16	-0.12	-0.2	-0.6	-0.13	-0.11	-0.11	0.4	-0.24	-0.76	-0.98	1			
IVG	-0.33	0.14	-0.15	-0.54	0.23	0.12	0.15	-0.02	0.4	0.01	0.2	0.06	-0.06	0.13	-0.5	0.99	0.7	0.2	-0.22	1		
Uso del suelo	0.64	-0.21	0.33	0.87	-0.44	-0.4	-0.53	-0.12	-0.38	-0.14	-0.56	-0.09	-0.02	-0.11	0.56	-0.68	-0.9	-0.84	0.86	-0.65	1	

En negrita: significativa (p < 0.05)

4.10.2. Análisis multivariado

4.10.2.1. Componentes principales

Al analizar la interdependencia de las diferentes variables en la figura 40, es posible observar gráficamente la variabilidad óptima de los datos que explican el comportamiento de la calidad del agua, en dos componentes principales, con respecto a los diferentes factores asociados al uso del suelo, erosión, influencia poblacional y vulnerabilidad socio-institucional en la microcuenca en cada estación de muestreo.

Es notoria la diferenciación y aglutinamiento en el primer componente (CP1) del ICA, IVIS, altitud, área de drenaje, uso del suelo y el bufer de protección de cauces, los cuales son separados del resto de variables, es decir aquellas que conforman el segundo componente, como ser los índices de deterioro, pH, NO₃-N, P total, coliformes, temperatura, turbidez, y los sólidos disueltos, totales y suspendidos (CP2). En este sentido, la mayor variabilidad entre los parámetros e índices de deterioro de la calidad del agua con respecto a las estaciones de muestreo se explica con estas variables. De esta manera, el tamaño del área de drenaje, el uso del suelo, los bufer de protección y la altitud son las variables biofísicas del área que explican o determinan la calidad del agua y comprenden las variables del primer componente.

Asociadas a estas variables naturales se encuentra únicamente la estación de muestreo C1, lo cual indica que en esta se encuentra el agua de mejor calidad asociado al grado de cobertura y protección de cauce, además de poseer un área de drenaje mayor y menos disturbada, que el resto (figuras 2 y 30). La contraposición con los niveles de P total, muestra que no existe ninguna influencia de este parámetro con la calidad del agua en este punto, debido a que en esta área de drenaje no se ubican áreas con actividades agrícolas ni centros poblacionales, por tanto, es claro suponer que las concentraciones de P total en las demás estaciones de la microcuenca, fueron probablemente influenciadas por actividades agrícolas de la zona, geología, una productividad biológica menor (Brooks *et al.* 1991) y en menor grado, por las concentraciones poblacionales

Por su parte, la estación de muestreo C2, estuvo fuertemente asociada a las características físicas de drenaje, indicando que este factor, es el que más contribuye en el valor de ICA observado (cuadro57). Esta característica (área de drenaje), en ocurrencias normales de escorrentía, pareciera presentar condiciones favorables para el retardamiento de los contaminantes; la mayor parte de su

área que podría aportar contaminantes por presión poblacional es casi plana (parte baja) y el aporte de fuentes puntuales no parece reflejarse. En cuanto a la estación AM3, la altitud (msnm) es la única variable que se asocia favorablemente a su calidad de agua. Una variable que se asocia de manera negativa a este punto es el pH y la distancia con respecto a su nacimiento. Lo anterior se relaciona al tamaño del área y al fenómeno del DAR que condicionan el comportamiento del pH. A esta estación se asocian un poco, niveles de turbidez, nitratos y sólidos suspendidos, totales y disueltos.

Sin embargo, es la estación AM4 la que se encuentra fuertemente relacionada a concentraciones significativas de nutrientes (nitratos y un poco fosfatos), sólidos disueltos, totales, y suspendidos, manifestando una clara contraposición a la calidad del agua determinada por el ICA. El comportamiento de estas variables se justifica al observar los mapas de uso del suelo y los de riesgo de eutrofización (figuras 30 y 25, respectivamente). En esta subcuenca se concentran áreas sometidas a actividades agrícolas de manera intensiva, donde el uso de fertilizantes es muy alto.

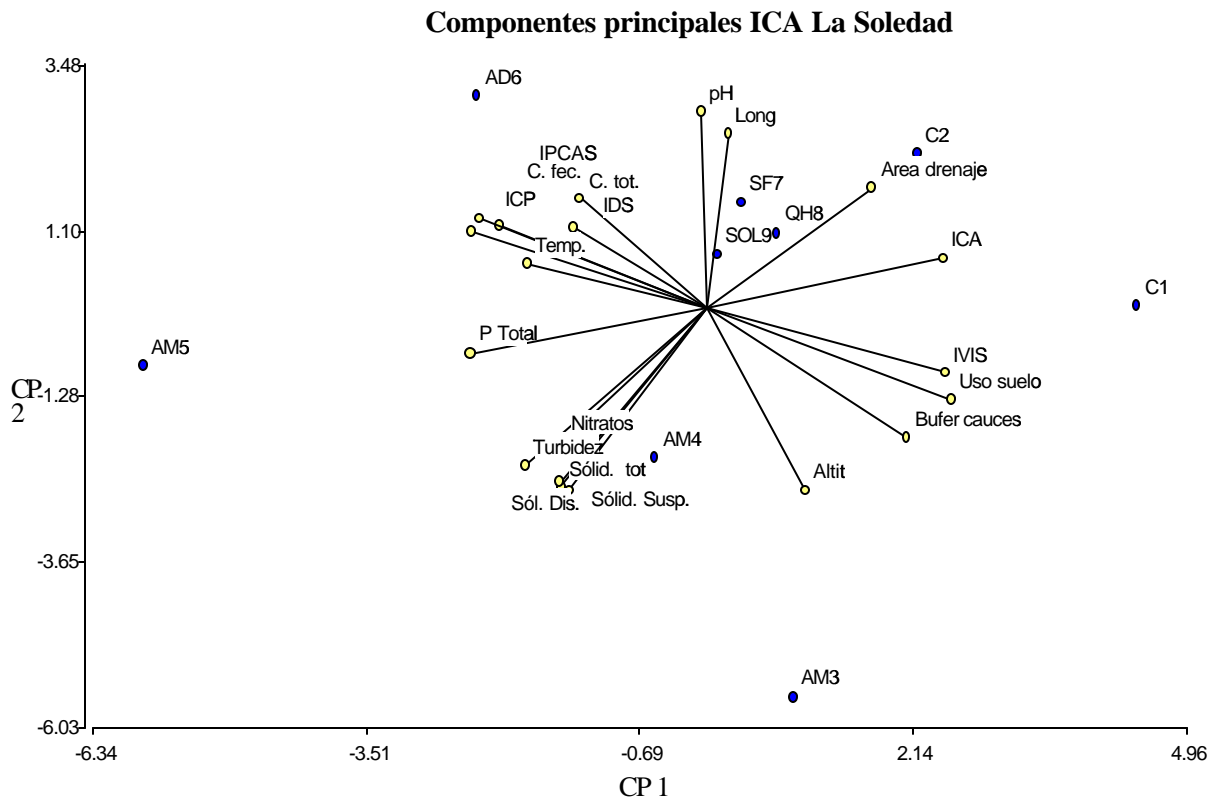


Figura 40. Análisis de componentes principales ICA microcuenca La Soledad

La estación que menos asociación positiva con respecto a las demás variables es la AM5. Solamente se encuentra asociada a concentraciones altas de fósforo total (P total), debido a la influencia probable de fuentes puntuales de contaminación relacionado a efluentes provenientes de áreas de ganaderías y cría de cerdos. Sin embargo, se asocian con la presencia de sedimentos, probablemente influenciadas por material depositado directamente en el cauce para permitir el tránsito vehicular. En consecuencia, esta es la estación de muestreo con las condiciones de calidad de agua más pobres encontradas en la microcuenca, debido a una cobertura del suelo deficiente y a la inexistencia de bufer de protección en los márgenes del cauce, principalmente.

En cuanto a la asociación de los diferentes indicadores de deterioro de la calidad del agua, con respecto al ICA; tanto el IPCAS, ICP e IDS, muestran una relación inversamente proporcional al uso del suelo y al efecto de una franja de amortiguamiento en los cauces, mientras que el IVIS se encuentra positivamente correlacionado con los factores que determinan la calidad del agua. La estación de muestreo que más estuvo vinculado a la interrelación anterior fue la AD6. Esta quebrada se muestra seriamente amenazada a la contaminación agroquímica debido a la influencia de un área significativa ubicada justamente en la naciente de la misma (fig. 26). Asimismo, a lo largo de su curso se ubican centros poblacionales que posiblemente sean los responsables de la fuerte asociación con la temperatura del agua y concentraciones de coliformes totales y termotolerantes. En este contexto, el ICP estuvo fuertemente asociado con concentraciones de fosfatos y coliformes termotolerantes (fecales) a una significancia mayor al 98% (cuadro 74).

En la estación SF7 se da una situación particular. En la parte alta de esta subcuenca se concentra gran parte del uso agrícola de la microcuenca. Sin embargo, la influencia de los parámetros de calidad del agua asociados con actividades agrícolas (sólidos suspendidos, en suspensión, totales, turbidez, nitratos y fosfatos) no parecen tener una relación marcada con dicha estación. Tal como se ha mencionado anteriormente, la influencia de la cobertura vegetal y el tamaño del área, resultó clave para mantener en concentraciones aceptables dichos parámetros, aún en época lluviosa. También, esta estación, al igual que las estaciones QH8 y SOL9, se encuentran asociadas con niveles altos de pH; este parámetro fue influenciado por concentraciones altas de sólidos totales y disueltos. Pero, aparentemente estas dos últimas estaciones estuvieron asociadas a áreas de drenajes y a longitud de cauce mayores, ello podría explicar las concentraciones, bajas relativamente, de sólidos disueltos, totales y suspendidos, considerando que SOL9 es el punto de muestreo ubicado

más bajo en la microcuenca . Lo anterior sugiere, que la ubicación de los puntos de muestreo en el Río La Soledad y Quebrada Honda, no fue adecuada para evaluar dichos parámetros; mejores resultados se habrían obtenido ubicando puntos de muestreo adicionales o moviendo estos un poco hacia arriba, por tanto, la frecuencia de estaciones y repeticiones debe incrementarse cuando el área de drenaje sea mayor a por lo menos el 10% del área total de la microcuenca. Basado en lo anterior, es posible que ubicar solamente dos estaciones de muestreo en la Quebrada Agua Amarilla, en lugar de tres, hubiese sido suficiente.

En un contexto general, con el análisis de solamente estos dos ejes (CP1 y CP2) fue posible explicar el 75% de la variabilidad total; el aporte de los demás componentes a esta variabilidad parece no ser significativa, pues es hasta el octavo eje cuando se logra la explicación total de la variabilidad. El cuadro 75 muestra la proporción de la variabilidad total explicado por cada componente, así como el acumulado de estos (autovalores).

CUADRO 75. PROPORCIÓN DE LA VARIABILIDAD TOTAL

Autovalores			
Lambda	Valor	Proporción	Prop Acum
1	8.22	0.41	0.41
2	6.85	0.34	0.75
3	1.96	0.10	0.85
4	1.29	0.06	0.92
5	0.72	0.04	0.95
6	0.48	0.02	0.98
7	0.28	0.01	0.99
8	0.20	0.01	1.00
9	0.00	0.00	1.00
10	0.00	0.00	1.00
11	0.00	0.00	1.00
12	0.00	0.00	1.00
13	0.00	0.00	1.00
14	0.00	0.00	1.00
15	0.00	0.00	1.00
16	0.00	0.00	1.00
17	0.00	0.00	1.00
18	0.00	0.00	1.00
19	0.00	0.00	1.00
20	0.00	0.00	1.00

Autovectores		
Variables	e1	e2
Altit	0.13	-0.32
Long	0.03	0.30
Area drenaje	0.21	0.21
Bufer en cauces	0.25	-0.23
Temp.	-0.22	0.08
C. tot.	-0.16	0.19
C. fec.	-0.26	0.14
Nitratos	-0.18	-0.23
pH	-0.01	0.34
Turbidez	-0.23	-0.28
P Total	-0.30	-0.08
Sólid. tot	-0.18	-0.31
Sólid. Susp.	-0.17	-0.32
Sól. Dis.	-0.18	-0.30
ICA	0.30	0.08
Uso suelo	0.31	-0.16
IDS	-0.17	0.14
IPCAS	-0.28	0.15
ICP	-0.29	0.13
IVIS	0.30	-0.11

Del cuadro anterior, los autovectores (e1 y e2) muestran los coeficientes con que cada variable original fue conformada para formar los componentes principales CP1 y CP2 (InfoStat, 2003). De esta manera, es posible apreciar que las variables ICA, IVIS, uso del suelo, bufer de cauces y área de

drenaje, reciben el peso positivo más alto, mientras las variables IPCAS, P total, turbidez, coliformes fecales y temperatura poseen los pesos negativos más altos. En consecuencia, es posible interpretar que el CP1 contrapone estaciones de muestreo con ICA's elevados, de buena cobertura forestal, ligeramente o no disturbados y con áreas de drenajes mayores contra estaciones de muestreo que registraron concentraciones significativas de coliformes fecales, contaminación por pesticidas y nutrientes (P total), turbidez y altas temperaturas.

5. CONCLUSIONES

- 5.1. El ICA no resultó un indicador de salud acuática adecuado para esta microcuenca. Según este, el agua de las diferentes fuentes superficiales es apta para el consumo humano, sin embargo, la presencia de coliformes fecales, turbidez, sólidos suspendidos, disueltos y totales, así como bajos valores de pH, especialmente en la Quebrada Agua Amarilla, provoca que el agua sea insegura para el consumo humano, por lo tanto, su empleo debe ser reservado, inclusive para riego.
- 5.2. Todas las fuentes de aguas superficiales en la microcuenca presentan algún nivel de contaminación, no obstante, la Quebrada Agua Amarilla resultó la más contaminada manifestado por factores naturales, en la parte alta, en la cual los bajos niveles de pH y altas concentraciones de sólidos disueltos totales resultaron ser la mayor limitante. En la parte media y baja, los factores antrópicos explicados por altas concentraciones de fósforo total y sólidos suspendidos, disueltos y totales representaron las mayores limitantes.
- 5.3. El Río El Carrizal es la fuente de agua de mejor calidad en la microcuenca, explicado por tener un grado alto de cobertura forestal, áreas de drenajes mayores y una baja intensidad del uso del suelo.
- 5.4. Las variables que más explicaron el comportamiento del ICA en la microcuenca, fueron aquellas determinadas por la intensidad de uso del suelo. Los nitratos, fósforo total, turbidez, sólidos disueltos, totales y suspendidos, fueron los parámetros con mayor peso negativo en el ICA.
- 5.5. La influencia de la vegetación riparia en la calidad del agua mostró poseer una influencia significativa en la temperatura del agua. Cambios notables en la temperatura del agua fueron observados cuando el grado de cobertura forestal experimentó una reducción significativa en una franja de 150 m, a ambos lados del cauce.

- 5.6. Para esta microcuenca y en relación a estudios de calidad de agua, el área de drenaje resultó representativa de la población como unidad muestral, por tanto, puede considerarse como tal al momento de planificar y racionalizar costos.
- 5.7. El tamaño del área y la distancia entre estaciones influyen en el comportamiento de algunos parámetros (turbidez y sólidos); la relación entre el tamaño del área de drenaje y el área total de la microcuenca, es un criterio válido para calcular la intensidad de muestreo, así, cuando el área de drenaje exceda al 14% del área total, la ubicación de más de una estación de muestreo debe ser considerada para obtener datos más consistentes.
- 5.8. Las actividades hortícolas llevadas a cabo por los pobladores de la microcuenca, están impactando negativamente en la calidad del agua; concentraciones muy altas de Endosulfan encontradas en las quebradas San Francisco y Agua Amarilla así lo reflejan, al igual que Aldrin, Dieldrin, Lindano y Heptacloro.
- 5.9. En la microcuenca La Soledad, el uso de plaguicidas hidrofóbicos en cantidad y frecuencia alta, indican un alto potencial de contaminación de aguas superficiales y en combinación con inadecuadas prácticas de cultivos y uso del suelo, provoca que el acceso del agua para uso humano se limite considerablemente. Esta restricción es lamentable cuando su causa es provocada por una alteración de la calidad del agua y no por una disminución de la cantidad del recurso.
- 5.10. La metodología para calcular el Índice Potencial de Contaminación de Aguas Superficiales por agroquímicos (IPCAS), mediante SIG, fue congruente con los resultados obtenidos de análisis de laboratorios para detectar plaguicidas organoclorados; las áreas indicadas con potencial alto de contaminación agroquímica, en la práctica, fueron las que mayores concentraciones de pesticidas registraron en las fuentes de agua adyacentes. Por tanto, esta herramienta prueba ser versátil y eficaz para realizar análisis espaciales de problemas ambientales vinculados a contaminación de aguas superficiales.

- 5.11. Debido a las condiciones presentadas en la subcuenca de la Quebrada Agua Amarilla y de acuerdo a la información proporcionada por los productores y análisis estadísticos realizados, la metodología del IPCAS muestra que cantidades significativas de nutrientes se pierden desde las parcelas agrícolas.
- 5.12. El análisis SIG sugiere que una franja de vegetación densa entre 50 m y 150 m es efectiva para retener contaminantes provenientes de áreas sometidas a procesos de degradación por uso del suelo. Lo anterior fue congruente con análisis estadísticos realizados. El efecto de una franja de protección a ambos lados del cauce de ríos y quebradas fue significativo; áreas indicadas con buena cobertura resultaron con menores concentraciones de sólidos en sus aguas.
- 5.13. Entre la población rural de la microcuenca, existe conocimiento que la mayoría de las actividades socioproductivas emprendidas causan un impacto negativo en la calidad del agua, sin embargo, el nivel de vulnerabilidad socio-institucional presente (alto), sugiere que un mejoramiento en las condiciones de salud acuática implica un proceso largo y sistemático de educación ambiental.
- 5.14. De los indicadores de deterioro de la calidad del agua propuestos en la presente investigación, el ICP, IPCAS e IVIS, son los que más explican la influencia del uso del suelo (factores naturales y antrópicos del uso) en la calidad del agua.
- 5.15. La metodología para estimar el riesgo de contaminación poblacional (ICP), mediante uso de SIG, determinado por la vulnerabilidad física en instalaciones para deposición de excretas, manejo de desechos y densidad poblacional, resultó adecuada para identificar sitios potenciales de contaminación de origen fecal en las diferentes fuentes superficiales de agua de la microcuenca.
- 5.16. El análisis estadístico multivariado a través de Componentes Principales (CP) resultó una herramienta útil que permite tener una visión amplia del comportamiento, influencia e interrelaciones entre las variables, con respecto a la calidad del agua, que en un análisis estadístico convencional podrían pasar desapercibidas.

6. RECOMENDACIONES

- 6.1. La aplicación de los resultados de la presente investigación en áreas fuera del ámbito de la microcuenca, deben utilizarse prudentemente y mucho menos ser extrapolados a estudios no relacionados con el uso del suelo y calidad del agua. La frecuencia de muestreos debió haber sido mayor, de tal manera que los datos proporcionados brindarán mayor peso y consistencia estadística, sin embargo, con los datos aquí analizados, se pretende mostrar una tendencia y/o patrón respecto a las implicaciones de uso del suelo y sinergias con otras variables, naturales y antrópicas, en la degradación de los recursos hídricos de la microcuenca.
- 6.2. Las medidas conducentes para lograr un mejoramiento de las condiciones de la calidad del agua en la microcuenca del Río La Soledad, deben orientarse hacia la implementación de medidas y/o prácticas de conservación de suelos y aguas en las áreas críticas identificadas, debido al uso inadecuado del suelo.
- 6.3. La municipalidad de Valle de Angeles, a través de la Unidad Ambiental Municipal (UMA), debe emprender acciones y medidas inmediatas para regular el uso del agua para riego, así como el uso desmedido de agroquímicos. Para ello será necesario fomentar y fortalecer las organizaciones básicas de las comunidades, de tal manera, que la integración de los productores a un proceso de racionalización del uso del recurso hídrico debe ser una de las acciones básicas a emprender. Este proceso, constituiría el pilar o el punto de lanza para alcanzar, en el mediano y largo plazo, un mejoramiento en el estado de salud de las aguas superficiales y acceso menos intermitente del mismo hacia los pobladores.
- 6.4. Es necesario restringir o prohibir las actividades agrícolas en las parcelas ubicadas arriba de las captaciones de agua para consumo.
- 6.5. Implementar un proceso educativo de largo y mediano plazo, conducente a lograr una conciencia ambiental temprana, entre la población emergente, que repercuta en el mantenimiento y/o mejoramiento de las condiciones ambientales de la microcuenca, especialmente de los recursos hídricos.

- 6.6. La UMA debe de diseñar un plan de supervisión y registro permanente de los productos agroquímicos que se venden en la microcuenca a fin de implementar controles en cuanto al tipo de pesticidas y fertilizantes que se comercializan, así como asegurarse que el personal que expende los productos esté debidamente capacitado y autorizado para comercializar y recomendar dosificaciones y frecuencia de uso.
- 6.7. En un proceso gradual de mediano y largo plazo, pero de aplicación inmediata, debe de considerarse la posibilidad de implementar un programa de certificación de productores en el cual se exija a este, un nivel mínimo de conocimiento acerca del manejo de plaguicidas y tipos de cultivos, así como un registro o programa de aplicación de químicos por cada productor.
- 6.8. Relacionado con lo anterior, debería de prohibirse el uso de pesticidas y fertilizantes a una distancia menor de 10 m del cauce de los ríos y quebradas de la microcuenca. Adicionalmente, en las parcelas que cumplan con esta condición, debe de establecerse barreras o franjas de protección de pastos combinado con árboles, entre el área de cultivo y el cauce de las fuentes superficiales de agua.
- 6.9. Con los productores actuales, será necesario llevar a cabo un programa de concientización y capacitación orientado a la utilización de compuestos alternativos para el tratamiento de plagas y enfermedades de los cultivos, tales como la utilización de compuestos biocidas, amigables con el ambiente, al tiempo de implementar un programa de Manejo Integrado de Plagas (MIP) con los productores.
- 6.10. Fortalecer las campañas de reforestación a lo largo de los cauces de ríos y quebradas de la microcuenca en aquellas áreas identificadas en que la cobertura vegetal no representa un efecto amortiguador de contaminantes. En este contexto, se recomienda una distancia mínima de 50 m al cauce.
- 6.11. Con los resultados obtenidos, la UMA debe establecer un sistema de clasificación de usos del agua más ordenado, para cada fuente superficial, mediante la elaboración de planes de manejo del recurso hídrico que conduzcan al uso racional del mismo.

- 6.12. La UMA debe implementar un sistema de monitoreo permanente de la calidad del agua en las diferentes fuentes superficiales, enfatizando en las más importantes y contaminadas, de acuerdo a una priorización previa.
- 6.13. Es necesario profundizar en estudios de calidad de agua en las obras de captación orientados a evaluar concentraciones de metales pesados y pesticidas en el agua y considerar las implicaciones ambientales, sociales y económicas del mismo en las poblaciones consumidoras.
- 6.14. De los resultados obtenidos en la presente investigación, es recomendable realizar monitoreos en la escorrentía proveniente de las parcelas agrícolas identificadas como críticas para evaluar el potencial real de contaminación agrícola en las fuentes de aguas superficiales.
- 6.15. Un estudio hidrogeológico debería de ser llevado a cabo para estudiar más a detalle el problema de la contaminación por metales pesados en la Quebrada Agua Amarilla, en el cual, el Servicio Autónomo de Acueductos y Alcantarillado (SANAA) y la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA), deberían de liderar con el involucramiento de las organizaciones municipales y comunales presentes.
- 6.16. Promover y fortalecer el proceso de integración de los productores hortícolas, hacia la consolidación como productores orgánicos. Sin embargo, el acompañamiento de estos en los procesos de mercadeo y producción, por parte del Proyecto FOCUENCAS, debe ser fundamental.
- 6.17. Tomar en consideración las recientes aprobaciones de la Ley de Ordenamiento Territorial y la Ley Municipal de Aguas para posibilitar la creación de figuras organizativas en las comunidades que contribuyan al manejo y gestión de la calidad en los recursos hídricos de la microcuenca.

7. LITERATURA CONSULTADA

- ACES (Alabama Cooperative Extension System). 1999. The Alabama Watershed Demonstration Project: water quality and Geographic Information Systems (en línea). Consultado el 09 de octubre del 2002. Disponible en: [Water Quality and Geographic Information Systems](http://www.aces.edu/departament/extcomm/publications/anr/anr-1162/pdf/anr-1162.pdf) o www.aces.edu/departament/extcomm/publications/anr/anr-1162/pdf/anr-1162.pdf
- AFE-COHDEFOR (Administración Forestal del Estado). 1998. Recopilación de leyes forestales y disposiciones legales afines. AFE-COHDEFOR, Tegucigalpa AMDC, 396 p.
- _____. 1999. Informe anual de ocurrencia de incendios forestales en la Región Forestal de Francisco Morazán. AFE-COHDEFOR. *Sin publicar*.
- _____. 2000a. Informe anual de ocurrencia de incendios forestales en la Región Forestal de Francisco Morazán. AFE-COHDEFOR. *Sin publicar*.
- _____. 2000b. Informe Evaluación Nacional de ocurrencia de incendios forestales 1999. Departamento de Protección Forestal, AFE-COHDEFOR. *Sin publicar*.
- _____. 2001. Informe anual de ocurrencia de incendios forestales en la Región Forestal de Francisco Morazán. AFE-COHDEFOR. *Sin publicar*.
- _____. 2002a. Informe anual de ocurrencia de incendios forestales en la Región Forestal de Francisco Morazán. AFE-COHDEFOR. *Sin publicar*.
- _____. 2002b. Informe Evaluación Nacional de ocurrencia de incendios forestales 2001. Departamento de Protección Forestal, AFE-COHDEFOR. *Sin publicar*.
- Aguamarket, 2002. Composición de las aguas residuales (en línea). Consultado 20 de agosto del 2002. Disponible en: www.aguamarket.com/temas_interes/027.asp
- Albert, LA; Alpuche, L; Aranda, E; Badillo, F; Bárcenas, C; Chediack, R; Loera, R; Pomares, G; Rendón, J; Viveros, A. 1990. Los plaguicidas, el ambiente y la salud. Centro de Ecodesarrollo, Altadena 8, Mx, DF. 331 p.
- Alberú, AH; Ojeda, S; Padilla, J. 1999. Procedimiento para determinar el escurrimiento de una cuenca hidrológica por medio de un SIG. *Revista Cartográfica*, 69:113-128.
- AMITIGRA (Fundación Amigos de la Tigra). 2003. Informe quinquenal de incendios forestales ocurridos en el Parque Nacional La Tigra. AMITIGRA. *Sin publicar*.
- Anónimo. s.f. Estudio de contaminación de agua en pozos perforados y excavados (en línea). Consultado el 20 de agosto del 2002. Disponible en: www.zeon.com.tw
- Arumí, J.L; Martín, D.L; Watts, D.G. 2001. Modelación del impacto de prácticas de manejo agrícola en aguas subterráneas (en línea). III Encuentro de las Aguas: Agua, Vida y Desarrollo. Chile 2001. IICA. Consultado el 28 de octubre de 2002. Disponible en: www.aguabolivia.org/situacionaguaX/IIIEncAguas/contenido/trabajos_verde/TC-012.htm

- Ataroff, M; Sánchez, LA. 2000. Precipitación, intercepción y escorrentía en cuatro ambientes de la cuenca media del río El Valle, Estado Táchira, Venezuela. *Revista Geográfica Venezolana*, 41(1):11-30.
- Balluz, L; Moll, D; Díaz, M.G; Mérida, J.E; Malilay, J. 2001. Environmental pesticide exposure in Honduras following hurricane Mitch. *Bulletin of the World Health Organization*, 79(4):288-295.
- Barcellos, C. 2001. Identificação de vulnerabilidades do sistema de abastecimento de água no rio de Janeiro usando SIG. In Congreso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental (27, 2001, Rio de Janeiro, Brasil). Memorias, Rio de Janeiro, Brasil. ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental)-CEPIS-OPS. s.p.
- Basterrechea, M; Molina, M; Molina, S; Beltrán, E. 1987a. Causas de la contaminación de siete tributarios de la subcuenca del Lago Amatitlán. In Simposium estudios recientes sobre la contaminación del Lago Amatitlán (1987, Guatemala). Guatemala. IGA-CATIE. p. 123-148.
- _____; Castañeda, D; Molina, S; Beltrán, E. 1987b. Impacto de descargas intermitentes de las aguas residuales de beneficio de café. In Simposium estudios recientes sobre la contaminación del Lago Amatitlán (1987, Guatemala, Guatemala). Guatemala. IGA-CATIE. p. 149-155.
- BCPC (British Crop Protection Council). 1993. The UK pesticide guide. G.W. Ivens Editor University Press, Cambridge, UK, 565 p.
- _____. 1997. The pesticide manual. Eleventh edition. CDS Tomlin. UK, 1606 p.
- Belillas, CM; Roda, F. 1993. The effects of fire on water quality, dissolved nutrient losses and the export of particulate matter from dry heatland catchments. *Journal of Hydrology*, 150:1-17.
- Boesten, J.J.T.I; Van der Pas, L.J.T. 2000. Movement of water, bromide and the pesticides ethoprophos and bentazone in a sandy soil: the Vredepeel data set. *Agricultural water management* 44: 21-42.
- Brevé, M; Skaggs, W; Gilliam, W. 1996. Efectos del drenaje agrícola en la hidrología y calidad de aguas. *Aqua Internacional*, 5(12):17-20.
- Brooks, KN; Ffolliott, PF; Gregersen, HM; Thames, JL. 1991. Hidrology and the management of watersheds. Primera edición. Iowa, USA. Iowa State University Press/Ames. 392 p.
- Bruijnzeel, LA. 1991. Hidrological impacts of tropical forest conversion. *Nature And Resources*, 27(2):36-46.
- Buch, MW Von. 1988. Degradation of ignimbrite soils and the destruction of pine forest in Honduras. *Plant Research and Development*, Biannual Collection, 28:32-46.
- Cáceres, JK. 2001. Metodología para estimar degradación y vulnerabilidad a desastres naturales: aplicación a la microcuenca Los Naranjos, Lago de Yojoa, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 124 p.
- Caliskan, M; Yerli, SV. 2000. Organochlorine pesticide residues in aquatic organism from Koycegiz Lagoon system, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, 121:1-9.

- Cerri, CC; Volkoff, B; Andreaux, F. 1991. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*, 38:247-257.
- Cessna, AJ; Elliott, JA; Tollefson, L, Nicholaichuk, W. 2001. Herbicide and nutrient transport from an irrigation district into the south Saskatchewan River. *Journal Environmental of Quality*, 30:1796-1807.
- Chambers, P; Guy, M; Grove, G; Kent, R; Roberts, E; Gagnon, C. 2002. Nutrient losses from agriculture: effects on Canadian surface and ground waters. *in*, Steenvoorden, J; Claessen, F; Willems, J. *eds. Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society*. Oxfordshire, UK, International Association of Hidrological Sciences. 379-384.
- Cheng, JD; Lin, LL; Lu, HS. 2002. Influence of forests on water from headwater watersheds in Taiwan. *Forest Ecology and Management*, 165:11-28.
- CIDH (Centro Independiente para el Desarrollo de Honduras). 1999. Memoria del seminario taller: perspectivas para la implementación de organismos de cuencas (en línea). Consultado el 13 de octubre del 2002. Disponible en: http://rsd.org.hn/forestal/calidad_de_vida/cuencas/cortes.shtml
- Clausen, JC; Guillard, K; Sigmund, CM; Martin, K. 2000. Water quality changes from riparian buffer restoration in Connecticut. *Journal Environment Quality*, 29:1751-1761.
- Cochrane, MA; Schulze, M. 1998. Forest fires in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology*. 12(5):948-950.
- CONACH (Coop Nac de C de Honduras). 1992. Estudio del potencial turístico de la ruta de Reales de Minas. Tegucigalpa, Honduras. CONACH, 1992. s.p.
- Cornish, PM; Binns, D. 1987. Streamwater quality following logging and wildfire in a dry sclerophyll forest in Southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 22:1-28.
- DEC (Dirección Ejecutiva de Catastro). 1981. Manual de suelos. Dirección Ejecutiva de Catastro (DEC), Tegucigalpa, MDC, Honduras. 195 p.
- DEFOMIN (Dirección General de Minas e Hidrocarburos). 1997. Informe No. 2: Investigación sobre situación actual Mina Las Animas, Francisco Morazán. SERNA-DEFOMIN, Tegucigalpa, DC. 15 p.
- DEQ (Department of Environmental Quality). 2002. Delineating the drinking water protection area for surface water (en línea). Consultado el 09 de octubre de 2002. Disponible en: www.deq.state.or.us/wq/dwp/DWPAreaDelineationsSW.htm
- Dua, VK; Kumari, R; Sharma, VP. 1996. HCH and DDT contamination of rural ponds of India. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 57:568-574.
- Eghball, B; Gilley, JE; Kramer, La; Moorman, TB. 2000. Narrow grass hedge effects on phosphorus and nitrogen in runoff following manure and fertilizer application. *Journal of Soil and Water Conservation*, Second Quarter: 172-176.
- Elliott, JA; Cessna, AJ; Nicholaichuk, W; Tollefson, LC. 2000. Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. *Journal Environment of Quality*, 29:1650-1656

- EUNA (Universidad Nacional). 1999. Manual de plaguicidas: guía para América Central. Segunda edición, Universidad Nacional-Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas, Heredia, CR, 395 p.
- Fajardo, JJ; Bauder, JW; Cash, SD. 2001. Managing nitrate and bacteria in runoff from livestock confinement areas with vegetative filter strips. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56(3): 185-191.
- Farr, GD; Pinder KL; Galloway, LR. 1996. Toxic Emission Factor determination using median lethal time data. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 57:236-241.
- Faustino, J. 1986. Criterios para la clasificación de los problemas y soluciones en la conservación de suelos y aguas. Turrialba, CR. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), 1986. 60 p.
- _____. 1997. Agua: recurso estratégico en el futuro de América Central. *Revista Forestal Centroamericana* no. 18:6-12.
- FOCUENCAS (Proyecto de Fortalecimiento de la Capacidad Local para el Manejo de Cuencas y la Prevención de Desastres Naturales). 2001. Microcuenca del Río La Soledad: diagnóstico y línea base. Valle de Angeles, F.M. Honduras. FOCUENCAS, 2001. 54 p.
- Fuentes, M.P. 1997. Determinación del grado de contaminación por fertilizantes en una zona de producción intensiva de tomate. Tesis Ingeniero Agrónomo. Zamorano, Honduras, Escuela Agrícola Panamericana. 40 p.
- Fykse, H; Lundekvam, H; Romstad, E. 2002. Environment and agriculture: the dichotomy of erosion and weed control. in, Steenvoorden, J; Claessen, F; Willems, J. eds. *Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society*. Oxfordshire, UK, International Association of Hydrological Sciences. 29-33.
- García, J.E. 1999. Análisis preliminar del uso de plaguicidas en la Cuenca del Río Tempisque. *Acta Académica*. 25:51-62.
- Gardi, C. 2001. Land use, agronomic management and water quality in a small Northern Italian watershed. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 87:1-12.
- GEF (Global Environment Facility). 2000. Reducción del escurrimiento de plaguicidas al Mar Caribe: Informe Nacional Colombia (en línea). Consultado el 14 de septiembre del 2003. Disponible en: www.cep.unep.org/pubs/meetingreports/GEF%20Panama/Docs/Colombia/informe%20final_plaguicidas%20PNUMA.doc
- Gerontidis, DV St; Kosmas, C; Detsis, B; Marathianou, M; Zafirious, T; Tsara, M. 2001. The effect of moldboard plow on tillage erosion along a hillslope. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56(2):147-152
- Giovannini, G; Vallejo, R; Lucchesi, S; Bautista, S; Ciompi, S; Llovet, J. 2001. Effect of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. *Forest Ecology and Management*, 147:15-23.
- González, A; Illescas, O. 1987. Diagnóstico preliminar de los usos del suelo y sus impactos ambientales en la subcuenca del Lago Amatitlán. In *Simposium estudios recientes sobre la contaminación del Lago Amatitlán (1987, Guatemala, Guatemala)*. Guatemala. IGA-CATIE. p. 75-88.

- Hansen, NC; Gupta, SC; Moncrief, JF. 2000. Herbicide banding and tillage effects on runoff, sediment, and phosphorus losses. *Journal Environment of Quality*, 29:1555-1560.
- Hass, G; Berg, M; Kopke, U. 2002. Nitrate leaching: comparing conventional, integrated and organic agricultural production systems. in, Steenvoorden, J; Claessen, F; Willems, J. eds. *Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society*. Oxfordshire, UK, International Association of Hidrological Sciences. 131-136.
- Hinrichsen, D; Robey, B; Upadhyay, UD. 1998. Soluciones para un mundo con escasez de agua. Baltimore, USA. Population Reports, Serie M, No. 14, Johns Hopkins School of Public Health, Population Information Program, 1998. 147 p.
- Hudson, J; Kellman, M; Sanmugadas, K; Alvarado, C. 1983. Prescribed burning of *Pinus oocarpa* in Honduras: II. Effects on nutrient cycling. *Forest Ecology and Management*, 5:283-300.
- Hunt, JW; Anderson, BS; Phillips, BM; Tjeerdema, RS; Pucket, HM; Vlaming, Victor de. 1999. Patterns of aquatic toxicity in an agriculturally dominated coastal watershed in California. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 75:75-91.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional). 1993. Hoja geológica cuadrángulo San Juan de Flores, no. 2758 I G. Tegucigalpa AMDC. IGN, Escala 1:50.000 (2758 I G). Color.
- _____. 1993. Hoja geológica cuadrángulo Tegucigalpa, no. 2758 II G. Tegucigalpa AMDC. IGN, Escala 1:50.000 (2758 II G). Color.
- _____. 1993. Hoja cartográfica San Juan de Flores, no. 2758 I. Tegucigalpa AMDC. IGN, Escala 1:50.000 (2758 I). Color.
- _____. 1993. Hoja cartográfica Tegucigalpa, no. 2758 II. Tegucigalpa AMDC. IGN, Escala 1:50.000 (2758 II). Color.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas). 2002. XVI Censo de Población y V de Vivienda. INE, Tegucigalpa, Hond. s.p.
- InfoStat. 2003. InfoStat, Software estadístico: Manual del Usuario, versión 1.5. Primera Edición, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Editorial Brujas Argentina. 232 p.
- Jensen, R. s.f. New tools to protect water quality (en línea). Consultado el 09 de octubre de 2002. Disponible en: [New Tools to Protect Water Quality](#)
- Jiménez, F. 2002. Apuntes de clase del curso Manejo de Desastres Naturales. Turrialba, CR. CATIE. 288 p.
- Juo, A; Manu, A. 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58:4-60.
- Kammerbauer, J; Ardon, C. 1999. Land use dynamics and landscape change pattern in a typical watershed in the hillside region of central Honduras. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 75:93-100.
- Lacey, ST. 2000. Runoff and sediment attenuation by undisturbed and lightly disturbed forest buffers. *Water, Air, and Soil Pollution*, 122:121-138.

- Langford, KL; O'Shaughnessy, PJ. 1977. Some effects of forest change on water values. *Australian Forestry*, 40(3):192-218.
- Liere, L Van; Janse, J; Jeuken, M; Puijenbroek, P Van; Shoumans O; Hendricks, R; Roelsma, J; Jonkers, D. 2002. Effect of nutrient loading on surface waters in polder Bergambacht, The Netherlands. *in*, Steenvoorden, J; Claessen, F; Willems, J. *eds. Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society*. Oxfordshire, UK, International Association of Hidrological Sciences. 213-218
- Line, DE; Harman, WA; Jennings, GD; Thompson, EJ, Osmond, DL. 2000. Nonpoint-source pollutant load reductions associated with livestock exclusion. *Journal Environmental of Quality*, 29:1882-1890.
- Linsley, RK; Kohler, MA; Paulhus, JL. 1988. Hidrología para ingenieros. Segunda edición. McGraw-Hill, Mexico, DF, 386 p.
- Liu, G; Lindstrom, MJ; Zhang, X; Li, Y; Zhang, J. 2001. Conservation management effects on soil erosion reduction in the Sichuan basin, China. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56(2):144-147.
- Loewy, RM. 2000. Plaguicidas en aguas subterráneas del Alto Valle de Río Negro y Neuquen. Tesis Mag. Quem. Sc. Conahue, Argentina, Universidad Nacional del Conahue. 162 p.
- Louchart, X; Voltz, M; Andrieux, P; Moussa, R. 2001. Herbicida transport to surface at field and watershed scales in a mediterranean vineyard area. *Journal Environmental of Quality*, 30:982-991.
- McDowell, R; Sharpley, A; Folmar, G. 2001. Phosphorus export from an agricultural watershed: linking source and transport mechanisms. *Journal Environmental of Quality*, 30:1587-1595.
- Malina, J.F. 1996. Water quality. *in*. Mays, L. *eds. Water resources Handbook*. USA. McGraw-Hill. p. 8.3-8.49.
- Martins, PF da S; Cerri, CC; Volkoff, B; Andreaux, F; Chauvel, A. 1991. Consequences of clearing and tillage on the soil of a natural Amazonian ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 38:273-282.
- MEM (Ministerio de Energía y Minas de Perú) 1997. Guía ambiental para el drenaje ácido de minas (en línea). Consultado el 21 de octubre de 2003. Disponible en: www.mem.gob.pe/wmem/legisla/aa/manedrenaje.pdf
- Messina, M; Schoenholtz, SH; Lowe, MW; Wang, Z; Gunter, DK; Londo, AJ. 1997. Initial response of woody vegetation, water quality, and soils to harvesting intensity in a Texas bottomland hardwood ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 90:201-215.
- Misiti, N; Faga, T. 2002. Protecting your community's water supply using GIS (en línea). Consultado el 09 de Octubre de 2002. Disponible en: [Protecting Your Community's Water Supply Using GIS // Press ...](http://www.ssmgroup.com/news/press_release_read.asp?prid=20) o www.ssmgroup.com/news/press_release_read.asp?prid=20
- Mitchell, M; Stapp, W; Bixby, K. 1991. Manual de campo de Proyecto del Río: una guía para monitorear la calidad del agua en el Río Bravo. Segunda edición. Proyecto del Río. New Mexico, USA. 200p.
- MOE (Monitoring Ontario Environment). s.f. Sistema de evaluación de contaminantes ambientales (en línea). Consultado el 09 de agosto de 2003. Disponible en:

- MSP-OPS (Ministerio de Salud Pública de Honduras-Organización Panamericana de La Salud). 1997. Norma Técnica Nacional para la Calidad del agua potable y Normas Técnicas de las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores y alcantarillado sanitario. MSP-OPS, Tegucigalpa, AMDC, 42 p.
- Mumeka, A. 1986. Effect of deforestation and subsistence agriculture on runoff of the Kafue River headwaters, Zambia. *Hidrological Science Journal*, 31:543-554.
- Muysen, W Van; Govers, G; Oost, K Van; Rompaey, A Van. 2000. The effect of tillage depth, tillage speed, and soil condition on chisel tillage erosivity. *Journal of Soil and Water Conservation*, Third Quarter:355-364.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1998. Guías para la calidad del agua potable: vigilancia y control de los abastecimientos de agua a la comunidad. Segunda edición. Volumen 3. OMS, Ginebra, 1998. 255 p.
- Ongley, E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Roma, Italia. Estudio FAO Riego y Drenaje 55, 1997. 116 p.
- OPS (Organización Panamericana de la Salud). 1987. Guías para la calidad del agua potable: criterios relativos a la salud y otra información de base. Volumen 2. OPS, Washington, D.C. 1987. 350 p.
- _____. 1998. Curso de autoinstrucción en evaluación de riesgos. (en línea). Consultado el 25 de sept. de 2003. Disponible en: www.cepis.ops-oms.org/tutorial/ambientales/anexo4.html
- _____. 1999. Los efectos del Huracán Mitch (en línea). Consultado el 05 de octubre de 2002. Disponible en: www.paho-who.hn/ss99hn04.htm
- _____. 2000. Legislación de plaguicidas en Honduras: compendio. PLAGSALUD/OPS/OMS, Tegucigalpa, AMDC. 295 p.
- Osuna, I; Riva, MC. 2002. Organochloride pesticide residue concentrations in shrimps, sediment, and surface water from Bay of Ohuira, Topolobampo, Sinaloa, Mexico. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 68:532-539.
- Ott, WR. 1981. Environmental indices: theory and practice. Ann Arbor Science Publishers Inc, Michigan, USA. 1989. 300 p.
- Oyuela, D.O. 1987. Los sistemas de producción agrícola y la determinación de posibles fuentes de contaminación en la subcuenca del Río Guajire, cuenca Río Guacerique, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 187 p.
- Padilla A.E. 2002. Informe: Situación actual del mercurio en Honduras (en línea). Consultado el 05 de octubre de 2002. Disponible en: www.chem.unep.ch/mercury/gov-sub/sub74gov.pdf
- Palavecino, A; Kozarick, JC; Maiocco, DC; Grance, L; Olocco, DJ; Benitez, RD. 2002. Clasificación cualitativa hidrológico forestal de la cuenca del Arroyo Pomar-El Dorado, Misiones, Argentina (en línea). Consultado el 20 de septiembre de 2003. Disponible en: www.espejos.unesco.org.uy/simplac2002/Ponencias/Geom%E1tica%202002/GE103.pdf
- Pathak, SP; Bhattacharjee, JW. 1994. Effect of pollutants on survival of *Escherichia coli* in microcosms of river water. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 53:198-203.

- Pazmiño, M. 2002. Determinación y valoración económica de la erosión hídrica en terrenos afectados por incendios forestales en Tatumbla, Departamento de Francisco Morazán, Honduras. Tesis Ingeniero Agrónomo. Zamorano, Honduras, Escuela Agrícola Panamericana. 65 p.
- Plamondon, AP; Ruiz, RA; Morales, CM; González, MC. 1991. Influence of protection forest on soil and water conservation (Oxapampa, Peru). *Forest Ecology and Management*, 38:227-238.
- PNUMA (Programa de las Naciones para el Medio Ambiente). 2001. Situación de los recursos naturales en América Latina. (en línea). Washinton. Consultado el 12 de octubre 2002. Disponible en: www.rolac.unep.mx/reccnat/esp/RecNat/reccnat.htm
- Pomerleau T. 1998. Producción y comercialización de hortalizas orgánicas para el área metropolitana de Honduras. Proyecto de Apoyo a la Gestión Sostenible de los Recursos Naturales en Honduras (PAGS). Tegucigalpa M.D.C. 95 p.
- Pote, DH; Reed, BA; Daniel, TC; Nichols, DJ; Moore, PA; Edwards, DR; Formica, S. 2001. Water-quality effects of infiltration rate and manure application rate for soils receiving swine manure. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56(1):32-37.
- Prato, T; Shi, H. 1990. A comparison of erosion and water pollution control strategies for an agricultural watershed. *Water Resources Research*, 26(2):199-205.
- Pratt L; Quijandría G. 1997. La industria del camarón en Honduras: análisis de sostenibilidad (en línea). Consultado el 05 de octubre de 2002. Disponible en: [La Industria del Camarón Cultivado en Honduras](http://www.incae.ac.cr/ES/clacds/investigacion/pdf/cen742.pdf) o www.incae.ac.cr/ES/clacds/investigacion/pdf/cen742.pdf
- Radulovich, R. 1997. Sostenibilidad en el uso del agua en América Latina. *Revista Forestal Centroamericana* no. 18:13-17.
- Ramos, LD; Ferrary, M; Guerrero, LM; Toradellas, J; Zúniga, N; Nolasco, S. 1995. Uso y manejo de plaguicidas en una zona agrícola, Lepaterique: estudio de campo y verificación analítica. Monografía 7-95. CESSCO-EPFL (Centro de Estudios y Control de Contaminantes-Ecole Plytechnique Fédérale Lausanne). Tegucigalpa, Hond. 23 p.
- Rice, PJ; McConnell, LL; Heighton, LP; Sadeghi, AM; Isensee, AR; Teasdale, JR; Abdul-Baki, AA, Harman-Fetcho, A; Hapeman, CJ. 2001. Runoff loss pesticide and soil: a comparison between vegetative mulch and plastic mulch in vegetable production systems. *Journal Environmental of Quality*, 30:1808-1821.
- Richters, E.J. 1995. Manejo del uso de la tierra en América Central hacia el aprovechamiento sostenible del recurso tierra. San José, CR. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), 1995. 440 p.
- Rivera, B; Silva, H. 2001. Impactos en salud y ambiente por deterioro de la cuenca del Río Guacerique. Informe técnico. OPS, Tegucigalpa, AMDC, 21 p. (*sin publicar*)
- Rivera, LH. 2002. Evaluación de la amenaza y vulnerabilidad a inundaciones en la microcuenca La Soledad, valle de ángeles, Honduras. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 184 p.

- Rogers, RD; O'conner, EA. 1993. Geología del cuadrángulo de Tegucigalpa, Francisco Morazán. IGN, Tegucigalpa, AMDC. 12 p.
- Rummer, B; Stokes, B; Lockaby, G. 1997. Sedimentation associated with forest road surfacing in a bottonland hardwood ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 90:195-200.
- Sáenz, F; Shultz, S; Hyman, G. 1997. Uso de un Sistema de Información Geográfica (SIG) en la identificación de degradación de tierras y recursos hídricos. *Revista Forestal Centroamericana* no. 18:18-22.
- SANAA (Servicio Autónomo de Acueductos y Alcantarillado). 1989. Muestreo y análisis de agua para consumo humano: Curso intensivo. SANAA-AID. Tegucigalpa, AMDC, 126 p.
- _____. 2002. Estudio de caso Drenaje Acido de Minas (DAM). Documento de consulta No. 300. SANAA, Tegucigalpa, AMDC, 20 p.
- Sánchez, M. 2003. Informe de consultoría: Actualización geológica y caracterización de suelos en la microcuenca del Río La Soledad. Tegucigalpa, AMDC. *Sin publicar*
- Sandia, L.A; Cabeza, M; Arandia, J; Bianchi, G. 1999. Riesgos sobre la salud asociados a las actividades agrícolas: un caso de estudio de la geografía rural. *Revista Geográfica Venezolana*, 40(2):281-295.
- Sauer, TJ; Daniel, TC; Nichols, DJ; West, CP; Moore, PA; Wheeler, GL. 2000. Runoff water quality from poultry litter-treated pasture and forest sites. *Journal Environment Quality*, 29:515-521.
- Seoánez, M. 1999. Ingeniería del medioambiente aplicada al medio natural continental. Segunda edición, Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 702 p.
- Sharpley, A; Moyer, B. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal Environmental of Quality*, 29:1462-1469.
- Shilling, KE; Libra, RD. 2000. The relationship of nitrate concentrations in stream to row crop land use in Iowa. *Journal Environment Quality*, 29:1846-1851.
- Singh, RP. 1989. Hydrological response of coniferous forest in temperate region of Himachal Pradesh. *Indian Forester*, 115(5):310-319.
- Stalnacke, P; Bechmann, M. 2002. Trends in nutrient runoff from agricultural basins in Norwaw. *in*, Steenvoorden, J; Claessen, F; Willems, J. eds. *Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society*. Oxfordshire, UK, International Association of Hidrological Sciences. 267-271.
- Steel, R.G; Torrie, J.H. 1988. Bioestadística: principios y procedimientos. Traducido por Martínez, R. Segunda edición. México. McGraw-Hill/Interamericana de México, S.A. de C.V. 1988. 622 p.
- Steimberg, KK; Garza, A; Bueso, JA; Burse, VW; Phillips, DL. 1989. Serum pesticide concentrations in farming cooperatives in Honduras. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 42 (5):643-650.

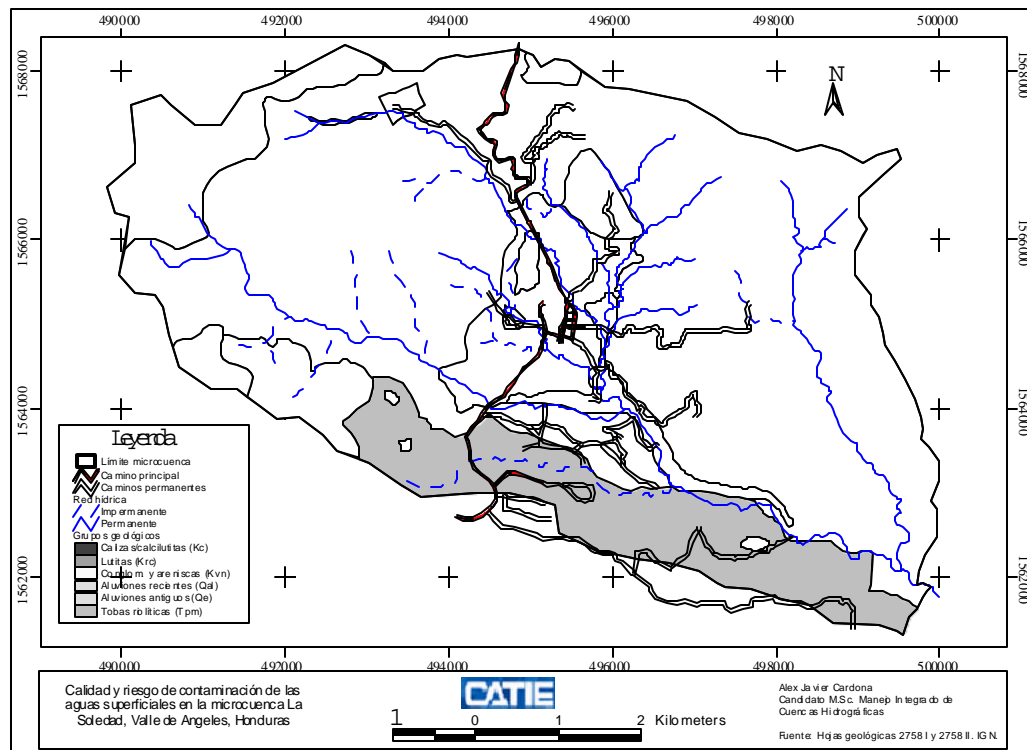
- Taylor, R.G. 1990. Evidence for transfrontier movement of selected insecticides. *in* Ganster, P; Walter, H. *eds.* Environmental hazards and bioresource management in the United State-Mexico borderlands. California, USA. Latin American Center Publications (UCLA)-University of California. p. 137-149.
- Tim, U; Jolly, R. 1994. Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated Geographic Information Systems and Hydrologic/Water Quality model. *Journal Environmental Quality*, 23:25-35.
- Torres, O. 1990. Pharmacokinetics of pesticides and the problem of their use in the north of Mexico. *in* Ganster, P; Walter, H. *eds.* Environmental hazards and bioresource management in the United State-Mexico borderlands. California, USA. Latin American Center Publications (UCLA)-University of California. p. 151-156.
- Truman, CC; Wauchope, RD; Sumner, HR, Davis, JG; Gascho, GJ, Hook, JE; Chandler, LD; Johnson, AW. 2001. Slope length effects on runoff and sediment delivery. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56(3):249-256.
- USDA (United State Department of Agriculture). 1996. National handbook of water quality monitoring. Part 600 National Water Quality Handbook. Washington, D.C. 1996. 228 p.
- Vásquez, AS; Terrasa, JJ. 2000. Integración y manejo de abastos de agua y cuencas hidrográficas con herramientas de alta tecnología. *In* Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental (27, 2001, Rio de Janeiro, Brasil). Memorias, Rio de Janeiro, Brasil. ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental)-CEPIS-OPS. s.p.
- Vélez, R. 2000. Los incendios forestales en la Cuenca Mediterránea. *In*. La defensa contra incendios forestales: fundamentos y experiencias. Madrid, España, McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. p. 3.1-3.31.
- Vidal, M; López, A; Santoalla, MC; Valles, V. 2000. Factor analysis for the water resources contamination due to the use of livestock slurries as fertilizer. *Agricultural Water Management*, 45:1-15.
- Villegas, J.G. 1995. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del Río Reventado, Cartago, Costa Rica, bajo el enfoque de indicadores de sostenibilidad. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 139 p.
- Wagner, T. 1996. Contaminación: causas y efectos. Primera edición. Mexico, D.F. Ediciones Garnika. 424 p.
- Wall, J.R.D. *eds.* 1991. A management plan for the Acelhuate River catchment, El Salvador: soil conservation, river estabilisation and water pollution control. England. Land Resources Development Centre. 158 p.
- Waliszewski, SM; Pardio, VT; Chantiri, P; Infanzon, RM; Rivera, J. 1996. Organochlorine pesticide residues in human breast milk from tropical areas in Mexico. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 57:22-28.
- _____; Aguirre, AA; Infanzon, RM; Siliceo, J. 2002. Persistent organochlorine pesticide in maternal blood serum, colostrum, and mature milk. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 68:324-331.

- Wang, CW. 2000. GIS for health and the environment: use of RAISON for rural drinking water sources management (en línea). Consultado el 09 de octubre de 2002. Disponible en: [GIS for Health and the Environment: Use of RAISON](#)
- Wang, E; Harman, WL; Williams, JR; Sweeten, JM. 2002. Profitability and nutrient losses of alternative manure application strategies with conservation tillage. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(4):221-228
- Wienhold, BJ; Hendrickson, JR, Karn, JF. 2001. Pasture management influences on soil properties in the northern Great Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*, 56(1):27-31
- Xiong, X; Stagnitti, F; Peterson, J; Allinson, G; Turoczy, N. 2001. Heavy metal contamination of pasture soils by irrigated municipal sewage. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 67:535-540.
- Zhao, SL; Gupta, SC; Huggins, DR; Moncrief, JF. 2001. Tillage and nutrient source effects on surface and subsurface water quality at corn planting. *Journal Environment of Quality*, 30:998-1008.

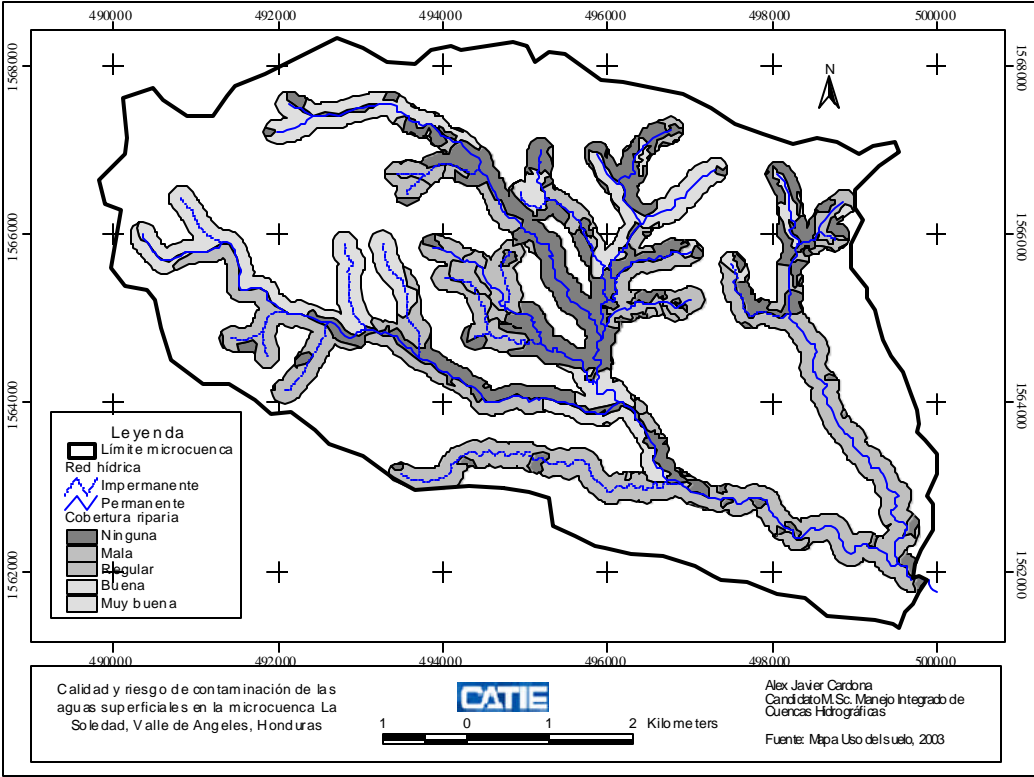
7. ANEXOS

Anexo 1. Mapas geología, suelos, caminos y bufer de ríos de la microcuenca La Soledad.

Anexo 1.1. Mapa geológico



Anexo 1.4. Mapa de franjas de amortiguamiento o cobertura vegetal riparia



Anexo 2. Criterios utilizados para normalizar valores de las propiedades físico-químicas de los compuestos.

Anexo 2.1. Clasificación de toxicidad aguda de la EPA

Clase	DL ₅₀ para ratas			Efectos oculares	Efectos dérmicos
	Oral (mg/kg)	Dérmica (mg/kg)	Inhalación (mg/l)		
I	< 50	< 200	0,2	Corrosivo; opacidad Corneal no reversible	Corrosivo
II	50-500	200-2000	0,2-2,0	Opacidad corneal reversible en 7 días. Irritación persistente en 7 días.	Irritación severa a las 72 horas.
III	500-5000	2000-20000	2,0-20	Irritación reversible en 7 días. No Opacidad corneal	Irritación moderada a las 72 horas
IV	> 5000	> 20000	> 20	Sin irritación	Irritación leve a las 72 horas.

Fuente: EUNA, 1999

Anexo 2.2. Clasificación de la persistencia en el suelo

Clase	DT50 (días)
Extrema	> 120
Alta	120-60
Mediana	60-30
Ligera	30-15
No persistente	> 15

Fuente: EUNA, 1999

Anexo 2.3. Clasificación de la persistencia en aguas/sedimento

Clase	DT50 (días)
Más persistente	> 60
Menos persistente	≤ 60

Fuente: EUNA, 1999

Anexo 2.4. Clasificación de la movilidad en el suelo

Clase	Koc (l/kg)
Extrema	>60
Alta	50-150
Mediana	150-500
Ligera	500-2000
Inmóvil	>2000

Fuente: EUNA, 1999

Anexo 2.5. Clasificación de bioacumulación en organismos acuáticos

Clase	FBC
Alta	>1000
Mediana	100-1000
Ligera	>100

Fuente: EUNA, 1999

Anexo 2.6. Cuadro 7. Clasificación de la toxicidad en peces, crustáceos y algas

Clase	CL ₅₀ o CE ₅₀ (mg/l)
Extrema	< 1
Alta	1 - 10
Moderada	10 - 100
Ligera	>100

Fuente: EUNA, 1999

Anexo 2.7. Afinidad de las sustancias químicas con los diferentes compartimientos ambientales en función de las características fisicoquímicas de las moléculas

Grado afinidad	Solubilidad en agua mg/l	Suelo Log K _{oc}	Biota animal Log K _{ow}
Alta	> 10000	>5	>5
Media alta	10 - 10000	5 - 4	5 - 3.5
Media	1 - 10	4 - 2	3.5 - 3
Media baja	0.01 - 1	2 - 1	3 - 1
Baja	< 0.01	< 1	< 1

Fuente: OPS, 1987. www.cepis.ops-oms.org/tutorial/ambientales/anexo4.html

Anexo 2.8. Normalización de variables para DT₅₀, log K_{ow} y FBC

Nivel	Vida mitad media (DT ₅₀) en días	Coefficiente partición oct- agua (log K _{ow})	Factor bioconcentrac. (FBC)	Calificación MOE
Alto	> 100	> 6	> 15000	10
Medio	51 - 100	4.1 - 6.0	500 - 15000	7
Bajo	10 - 50	2.0 - 4.0	20 - 500	4
Muy bajo	< 10	< 2.0	< 20	0

Fuente: Sistema de Evaluación de contaminantes ambientales (Ontario Ministry of the Environment Scoring System, MOE), Desarrollo de la lista de sustancias y de los umbrales de reporte.

Anexo 2.9. Normalización de variables para diferentes toxicidades en mamíferos y peces

Oral LD50 mg/kg	Dérmico LD50 mg/kg	Inhalación LC50 mg/m ³	acuático LC50 mg/l	Calificación MOE
< 0.5	< 0.5	< 1.5	< 0.1	10
0.5-5	0.5-5	1.5-5	0.1-1.0	8
5-50	5-50	15-150	1.0-10.0	6
50-500	50-500	150-1500	10-100	4
500-5000	500-5000	1500-15000	100-1000	2
> 5000	> 5000	> 15000	>1000	0

Fuente: Sistema de Evaluación de contaminantes ambientales (Ontario Ministry of the Environment Scoring System, MOE), Desarrollo de la lista de sustancias y de los umbrales de reporte.

Anexo 3. Información base para la determinación del IPCAS

Anexo 3.1. Valores originales acerca del uso de fertilizantes

No. políg.	Lugar	Area (ha)	Cantidad fertiliz. (kg peso total/ciclo/parcel)			No. veces fertiliz./año	Cantid. Total empl. (Kg/ha/año)			Total
			Gallinaza	I. Fosf.	I. Nitrog.		Gallinaza	I. Fosfor.	I. Nitrog.	
20	San Fco.	0.4	0	0	450	1	0	0	1125.00	1125.00
73	San Fco.	0.9	2550	550	550	1	2833.33	611.11	611.11	4055.56
	Prom./sector	0.65	1275	275	500	1	1416.67	305.56	868.06	2590.28
77	La Mina	0.4	1450	0	180	1	3625	0	450.00	4075.00
61	La Mina	2.1	2700	90	136	1	1285.71	42.86	64.76	1393.33
44	La Mina	0.4	1818	0	0	1	4545.00	0.00	0.00	4545.00
62	La Mina	0.8	0	680	1360	1	0.00	850.00	1700.00	2550.00
45	La Mina	1	3640	365	273	1	3640.00	365.00	273.00	4278.00
86	La Mina	0.4	0	550	730	1	0.00	1375.00	1825.00	3200.00
76	La Mina	1	3640	550	550	1	3640.00	550.00	550.00	4740.00
	Prom./sector	0.87	1892.57	319.29	461.29		2390.82	454.69	694.68	3540.19
37	Mtña Grande	0.4	0	135	182	1	0	337.5	455.00	792.50
34	Mtña Grande	1.5	0	250	225	2	0.00	333.33	300.00	633.33
	Prom./sector	0.95	0	192.5	203.5		0.00	335.42	377.50	712.92
63	Buena Vista	1.3	3640	365	410	1	2800	280.769231	315.38	3396.15
61	Buena Vista	0.5	910	91	182	1	1820.00	182.00	364.00	2366.00
51	Buena Vista	1.5	3640	91	182	1	2426.67	60.67	121.33	2608.67
87	Buena Vista	0.3	0	90	0	1	0.00	360.00	0.00	360.00
	Prom./sector	0.89	2047.50	159.25	193.50		1761.67	220.86	200.18	2182.71
81	El Zarzal	0.3	365	182	0	1	1460	728	0.00	2188.00
82	El Zarzal	1.0	5000	640	3550	1	5000.00	640.00	3550.00	9190.00
83	El Zarzal	0.7	0	0	1136	1	0.00	0.00	1622.86	1622.86
57	La Pozona	0.4	4500	0	1400	1	11250.00	0.00	3500.00	14750.00
63	Ptel de Soto	1.7	8190	640	545	1	4817.65	376.47	320.59	5514.71
	Prom./sector	0.81	3611.00	292.40	1326.20		4505.53	348.89	1798.69	6653.11
78	Pied.de Afilar		1800	0	140	1	7200	0	560.00	7760.00
	Prom./sector	0.25	1800.00	0.00	140.00		7200.00	0.00	560.00	7760.00
30	La Soledad	5.5	0	100	550	1	0	18.1818182	100.00	118.18
40	La Soledad	0.4	0	182	182	1	0.00	455.00	455.00	910.00
28	El Retiro	0.7	0	275	550	1	0.00	392.86	785.71	1178.57
	Prom./sector	2.20	0.00	185.67	427.33		0.00	288.68	446.90	735.58
	Prom. Gen.	0.95	1518.01	203.44	464.55		2467.81	279.16	706.57	3453.54

Anexo 3.2. Datos normalizados para el cálculo del riesgo de contaminación agroquímica (Solo parcelas bajo cultivos intensivos)

Polig.	Area (ha)	No. pesti	DT50	LC50 Acua	Kow	Solub.	FBC	TEF/día	Pot. Emitox	Ind. Persi
P3	1.30	3.00	3.33	6.00	1.67	7.00	2.00	3.37	1.31	0.39
P6	5.10	4.00	8.50	6.00	4.00	8.75	6.00	23.67	23.67	1.00
P12	0.90	4.00	1.75	5.25	5.50	4.00	7.33	2.14	0.45	0.21
P14	1.30	4.00	3.00	6.50	3.25	6.25	5.33	2.24	0.78	0.35
P21	0.60	4.00	1.50	4.75	5.50	7.00	3.00	6.42	1.16	0.18
P25	1.50	3.00	3.33	6.00	1.67	7.00	2.00	7.34	2.86	0.39
P28	1.60	3.00	3.33	6.00	1.67	7.00	2.00	7.83	3.05	0.39
P30	5.50	5.00	2.40	7.60	1.60	6.40	2.50	11.19	3.13	0.28
P40	1.10	3.00	1.33	8.00	1.00	4.00	4.00	5.51	0.88	0.16
P44	4.10	5.00	3.80	7.80	2.40	5.60	4.00	16.43	7.39	0.45

Continuación....

Polig.	Area (ha)	No. pesti	DT50	LC50 Acua	Kow	Solub.	FBC	TEF/día	Pot. Emitox	Ind. Persi
P45	1.60	5.00	3.20	6.80	2.20	7.20	3.50	2.09	0.79	0.38
P54	0.50	5.00	3.20	6.80	2.20	7.20	3.50	0.31	0.12	0.38
P55	0.40	5.00	3.20	6.80	2.20	7.20	3.50	0.31	0.12	0.38
P57	0.60	12.00	1.92	7.00	6.27	6.42	5.00	1.26	0.29	0.23
P59	1.90	12.00	1.92	7.00	6.27	6.42	5.00	10.48	2.41	0.23
P60	0.50	4.00	3.75	6.50	4.50	2.75	7.33	3.09	1.36	0.44
P62	0.80	5.00	3.20	5.60	3.80	3.60	6.00	2.58	0.98	0.38
P63	1.70	5.00	1.40	6.20	4.40	6.40	5.50	4.02	0.64	0.16
P64	0.40	4.00	3.75	6.50	4.50	2.75	7.33	1.99	0.88	0.44
P73	0.90	5.00	4.40	5.20	3.60	6.60	5.20	3.98	2.07	0.52
P74	1.70	5.00	2.40	7.60	1.60	6.40	2.50	3.46	0.97	0.28
P76	1.80	7.00	2.71	5.71	3.14	5.43	4.67	5.45	1.74	0.32
P78	0.70	4.00	1.50	4.75	5.50	7.00	3.00	7.49	1.35	0.18
P81	1.00	4.00	1.00	8.50	4.75	7.00	2.50	2.90	0.35	0.12
P82	2.40	10.00	2.70	6.70	4.67	4.20	4.86	11.31	3.62	0.32
P83	1.30	3.00	1.00	10.00	6.00	6.00	3.30	3.02	0.36	0.12
P85	4.30	7.00	2.71	5.71	3.14	5.43	4.67	25.43	8.14	0.32
P86	0.50	4.00	3.75	6.50	4.50	2.75	7.33	3.09	1.36	0.44
P87	0.60	1.00	2.00	7.00	4.00	4.00	1.00	1.06	0.25	0.24

Continuación....

Parc.	Ind. Frec.	Ind. Exces	Cant/parce	Cant/ha/año	Tot. Plag.	Fact. Tipcult	Patr. Uso
P3	1.90	1.20	1.62	56.83	73.88	1.00	4.10
P6	1.51	1.33	3.25	101.63	518.31	0.00	2.84
P12	1.11	1.31	0.74	45.48	40.93	0.50	2.92
P14	1.00	1.28	2.63	40.89	53.16	0.50	2.78
P21	1.39	1.25	0.88	185.63	111.38	0.70	3.34
P25	1.90	1.20	2.00	107.14	160.71	1.00	4.10
P28	1.90	1.20	2.00	107.14	171.42	1.00	4.10
P30	1.52	1.20	6.90	56.45	310.48	0.20	2.92
P40	2.00	1.20	1.30	146.25	160.88	0.90	4.10
P44	1.35	2.59	1.35	114.06	467.65	0.90	4.84
P45	2.10	1.25	1.80	32.37	51.79	1.00	4.35
P54	2.10	1.25	0.60	15.52	7.76	1.00	4.35
P55	2.10	1.25	0.50	19.39	7.76	1.00	4.35
P57	1.64	1.44	2.08	53.44	32.06	0.70	3.78
P59	1.64	1.44	6.59	140.85	267.61	0.63	3.71
P60	1.59	3.09	1.74	146.60	73.30	1.00	5.68
P62	1.27	3.86	1.68	65.81	52.65	1.00	6.13
P63	1.52	2.77	1.93	53.49	90.93	0.70	4.99
P64	1.59	3.09	1.40	118.12	47.25	1.00	5.68
P73	1.35	1.12	2.24	84.00	75.60	0.30	2.77
P74	1.52	1.20	2.13	56.38	95.85	0.20	2.92
P76	1.39	1.92	1.46	63.11	113.60	0.00	3.31
P78	1.39	1.25	0.88	185.63	129.94	0.70	3.34

P81	1.88	3.07	0.99	89.86	89.86	0.70	5.65
-----	------	------	------	-------	-------	------	------

Continuación....

Parc.	Ind. Frec.	Ind. Exces	Cant/parce	Cant/ha/año	Tot. Plag.	Fact. Tipcult	Patr. Uso
P82	2.83	1.69	1.88	115.21	276.50	0.70	5.22
P83	3.75	1.93	1.32	84.86	110.32	0.70	6.38
P85	1.39	1.92	15.71	123.30	530.19	0.85	4.16
P86	1.59	3.09	1.74	146.60	73.30	1.00	5.68
P87	1.00	1.33	0.50	45.00	27.00	0.20	2.53

Continuación

Parc.	Transp	Transfer	TEF corr	Ind. FBC	Riesgo acuat	LavFer/ha/año	Risk eutrof.	IPCAS
P3	2.21	1.00	1.00	0.20	2.16	153.21	1.00	2.03
P6	6.37	2.80	10.00	0.60	5.47	626.08	9.81	8.44
P12	1.00	7.59	1.00	0.73	2.30	189.28	7.00	4.44
P14	3.52	3.50	1.00	0.53	1.76	271.69	7.00	3.91
P21	2.92	8.39	1.00	0.30	4.90	620.80	3.64	4.82
P25	2.32	1.18	2.00	0.20	2.28	188.57	1.00	4.41
P28	1.68	1.00	2.00	0.20	1.93	188.57	1.00	6.78
P30	3.82	1.20	2.00	0.25	1.90	18.91	1.00	1.98
P40	1.00	1.00	1.00	0.40	1.97	145.60	1.00	2.00
P44	3.47	3.47	4.00	0.40	6.09	545.60	3.85	5.90
P45	6.18	1.66	1.00	0.35	3.35	342.24	1.94	3.26
P54	7.00	1.00	1.00	0.35	3.67	106.96	2.00	3.67
P55	6.86	1.80	1.00	0.35	3.85	192.00	7.00	6.62
P57	3.32	3.70	1.00	0.50	3.63	1180.00	3.62	3.33
P59	4.00	2.00	2.00	0.50	3.83	2242.00	7.09	6.29
P60	1.00	2.00	1.00	0.73	3.85	768.00	2.00	3.55
P62	1.00	3.59	1.00	0.60	3.81	816.00	2.00	3.93
P63	4.00	2.00	1.00	0.55	3.88	1323.53	3.62	3.69
P64	1.00	2.00	1.00	0.73	3.76	614.40	2.00	3.63
P73	2.03	1.80	2.00	0.52	1.05	973.33	6.98	3.16
P74	4.00	1.00	1.00	0.25	1.00	11.20	1.00	1.00
P76	2.00	2.00	2.00	0.47	1.91	1137.60	9.77	6.58
P78	2.18	7.27	1.00	0.30	4.01	620.80	3.87	4.10
P81	4.00	2.00	1.00	0.25	6.80	350.08	1.94	6.95
P82	3.67	2.81	2.00	0.49	7.17	735.20	6.90	8.50
P83	3.40	6.80	1.00	0.33	8.55	259.66	1.04	8.42
P85	3.08	3.08	4.00	0.47	5.43	793.67	9.86	8.12
P86	1.00	7.00	1.00	0.73	6.50	768.00	3.62	6.13
P87	1.00	2.59	1.00	0.10	1.00	28.80	1.00	1.00

Anexo 4. Conceptualización respecto a las clases de capacidad de uso encontradas en la microcuenca La Soledad.

Clases de capacidad

A continuación se describen las clases de capacidad identificadas, cabe mencionar que esta clasificación corresponde a los perfiles descritos en campo.

Clase IV

Las tierras incluidas en esta clase presentan suelos con restricciones muy severas que restringen la selección de cultivo. Necesitan unas labores muy cuidadosas y practicas de conservación mucho más difíciles de aplicar y de mantener que la clase III. Estas tierras están restringidas para ser usadas con vegetación semipermanente o permanente. Como limitantes principales está el relieve ondulado, erosión moderada, drenaje moderada, excesivo o moderadamente lento. Suelos moderadamente profundos. En esta categoría se incluyen los Suelos de los valles (sv) y suelos Naranjito (Na).

Clase VI

Los suelos de esta clase tienen limitaciones muy severas, y no son aptos para los cultivos, su uso está orientado a pastos, sitio, lotes forestales y vida silvestre, pero se pueden establecer cultivos permanentes tales como: café y frutas, aunque estos requieren practicas intensivas de manejo y conservación de suelos y agua. Las limitaciones son relieve fuertemente ondulada, erosión sufrida severa, suelos moderadamente profundas, texturas en el suelo de muy finos a gruesos. En esta categoría se incluye los suelos aluviales, bien drenados de textura gruesas (Ag) y los suelos aluviales, bien drenados, de textura fina(Af).

Clase de Capacidad VII

Los suelos y la forma del terreno de esta clase tienen limitaciones muy severas que la hace inapropiadas para los cultivos. Su uso recomendado corresponde a bosques y vida silvestre. En el caso que el uso actual sea diferente al bosque, deberá implementarse la reestructuración forestal mediante la regeneración natural. Las principales limitaciones que puede presentar son relieve escarpado, erosiones sufridas severas, suelos pocos profundos, textura en el suelo y subsuelo de muy finos a gruesas, fuertemente pedregoso, drenaje excesivo o nulo.

Anexo 5. Matrices de variables para estimar vulnerabilidad socio-institucional

Vulnerabilidad institucional

Variable: Presencia institucional

Cuadro 1. Ponderación de la sub-variable: *Instituciones presentes en la zona*

No. de instituciones presentes en la zona	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
0	Muy Alta	4	
1	Alta	3	
2	Media	2	
3	Baja	1	
4	Muy baja	0	

Cuadro 2. Ponderación de la sub-variable: *Frecuencia de visitas*

No. de veces que visitan la comunidad por mes	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
0	Muy Alta	4	
1	Alta	3	
2	Media	2	
3	Baja	1	
4	Muy baja	0	

Cuadro 3. Ponderación de la sub-variable: *Rol de las instituciones (en general)*

Nivel de percepción de los pobladores con respecto a las instituciones	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
Muy mala	Muy Alta	4	
Mala	Alta	3	
Regular	Media	2	
Buena	Baja	1	
Muy buena	Muy baja	0	

Variable: Capacitación

Cuadro 4. Ponderación de la sub-variable: *Eventos de capacitación por año por comunidad, orientadas a calidad de agua.*

No. eventos realizados por año	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
0	Muy Alta	4	
1	Alta	3	
2	Media	2	
3	Baja	1	
4	Muy baja	0	

Cuadro 5. Ponderación de la sub-variable: *Acciones concientización por año por comunidad, orientadas a calidad de agua.*

No. acciones realizadas por año	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
0	Muy Alta	4	
1	Alta	3	
2	Media	2	
3	Baja	1	
4	Muy baja	0	

Cuadro 6. Ponderación de la sub-variable: *Personal institucional capacitado*

Porcentaje de técnicos capacitados por año (%)	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
0 - 15	Muy Alta	4	
16 - 30	Alta	3	
31 - 45	Media	2	
46 - 60	Baja	1	
> 60	Muy baja	0	

Variable: Coordinación institucional

Cuadro 7. Ponderación de la sub-variable: *No. de actividades coordinadas con participación local-institucional y fuerzas vivas.*

Número de actividades coordinadas por año	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
1	Muy Alta	4	
2	Alta	3	
3	Media	2	
4	Baja	1	
5	Muy baja	0	

Variable: Organización comunal presente

Cuadro 8. Ponderación de la sub-variable: *Organizaciones funcionales.*

Número de organizaciones funcionales	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
0 - 1	Muy alta	4	
2 - 3	Alta	3	
4 - 5	Media	2	
6 - 7	Baja	1	

8 - 9	Muy baja	0
-------	----------	---

Variable: Liderazgo en la comunidad

Cuadro 9. Ponderación de la sub-variable: *Liderazgo en la comunidad para la toma de decisiones*

Porcentaje de la población que identifica a líderes comunales (%)	Valoración de la vulnerabilidad	Calificación	Ponderación
0-20	Muy alta	4	
21-40	Alta	3	
41-60	Media	2	
61-80	Baja	1	
81-100	Muy baja	0	

Anexo 6. Cuadro cuantitativo de las variables para estimar vulnerabilidad

Comunidad	No Instituc. Present.	Frec. Visit/mes	Rol Instit	No event Capacit.	No. acc. concient	% Personal Inst.Cop	No. Acciones Coordin	No.Orga Funcio.	Lider Comun.
Buena Vista	2	0	mala	0	0	0	3	4	0-20
San Francisco	0	0	mala	0	0	0	0	1	40-60
Barrio La Leona	0	0	mala	0	0	0	0	1	80-100
El Guayabo	0	0	muy mala	0	0	0	0	0	0-20
Parque El Obrero	0	0	0	0	0	0	0	0	0-20
El Portillo	3	2	2 media	0	0	0	3	3	0-20
La Mina	1	3	mala	0	0	0.15%	2	0	0-20
La Soledad	0	0	muy mala	0	0	0	0	1	0-20
Piedra de Afilar	0	0	muy mala	0	0	0	0	0	0
Cerro Grande	4	>4	muy mala	1	0	0	0	2	41-60
El Retiro	4	>4	mala	0	0	0	2	2	61-80
MiraValle	1	1	muy mala	0	0	0	0	2	21-40
Las Quebraditas	0	0	muy mala	0	0	0	0	0	0
El Canton	4	2	regula	0	0	0	0	3-4	81-100
El Tablon	1	0	mala	0	0	0	0	2	21-40
El Molino	1	0	mala	0	0	0	0	1	21-40
Barrio El Carmelo	0	0	muy mala	0	0	0	0	2	81-100
La Tigra	1	3	mala	0	0	0.15%	2	0	0
La Siembra	0	0	muy mala	0	0	0	0	2	61-80
Valle de Angeles	<4	>4	muy buena	1	1	16-30	2	<8	81-100
La Escondida	0	0	mala	0	0	0	0	2	61-80
La Esperanza	2	1	mala	2	3		2	2	21-40
Chinacla	0	0	muy mala	0	0	0	0	0	0-20

Las Martitas	0	0	muy mala	0	0	0	0	0	0-20
--------------	---	---	----------	---	---	---	---	---	------

Anexo 7. Resultados de análisis físico-químicos para siete tributarios (arroyos) de la Quebrada Agua Amarilla. (pendiente)

Sitio Norma	Calcio 100	Mg 30	Fe 0.3	Mn 0.5	Dureza tot. 400	NH ³ 0.5	Sólidos dis. -	Cl 250	SO ⁴ 250
Arrollo 1	5.03	5.35	1.78	0.46	35.2	0.095	236.5	28.71	158.6
Arrollo 2	5.72	5.08	0.69	0.47	35.2	0.053	187.5	13.86	8.42
Arrollo 3	6.6	0.27	0.031	0.21	17.6	0.012	28.35	6.44	8.49
Arrollo 4	1.32	3.47	0.15	0.33	17.6	0.12	71.15	11.39	30.61
Arrollo 5	74.8	1.34	0.026	0.11	192.5	0.024	196.0	2.3	26.16
Arrollo 6	10.2	4.01	0.031	0.26	41.8	0.18	170.5	2.48	106.8
Arrollo 7	12.32	1.87	NA	0.18	38.5	NA	NA	NA	NA

Fuente: SANAA, 2002.

Sitio Norma	CO ₃ -	HCO ³ -	Al ⁺³ 0.3	Conduct. 400	Turbidez 5	PH 6.5-8.5	Color 15	Acidez -
Arrollo 1	0	0	0.42	473.0	0.68	3.2	2.5	130
Arrollo 2	0	0	0.45	375.0	15.6	3.26	22.5	80
Arrollo 3	1.0	9.05	0.094	56.7	2.04	6.49	7.5	NA
Arrollo 4		0	0.46	142.3	0.88	3.71	2.5	30
Arrollo 5	12.06	149.8	0.023	392.0	1.03	8.03	2.5	NA
Arrollo 6	0	0	0.44	341.0	4.39	3.47	11.25	NA
Arrollo 7	-	0	NA	340.0	1.01	3.59	7.5	100

Fuente: SANAA, 2002.

Observaciones:
NA= No Analizado

Anexo 8. Resultados de laboratorio análisis de agua (CESCCO)

Anexo 9. Cálculo del ICA por estación de muestreo y época

Río El Carrizal, Estación C1

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	97.80	98.00	18.62	18.53
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	0.00	100.00	17.00	12.00	98.00	16.66	16.83
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	4.98	49.00	6.37	5.28	55.00	7.15	6.76
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.12	95.00	10.45	1.27	92.00	10.12	10.29
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.03	98.00	10.78	0.03	98.00	10.78	10.78
Temperatura	Cambio °C	0.11	0.00	93.00	10.23	0.00	93.00	10.23	10.23
Turbiedad	NTU	0.09	0.71	92.00	8.28	5.62	83.00	7.47	7.88
Sólidos totales	mg/l	0.09	53.00	85.00	7.65	43.00	85.00	7.65	7.65
ICA		1.00			89.19			88.68	88.94

Río El Carrizal, estación C2

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	93.00	17.67	97.30	96.00	18.24	17.96
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	440.00	53.00	9.01	312.00	56.00	9.52	9.27
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	7.50	95.00	12.35	7.33	94.00	12.22	12.29
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.09	98.00	10.78	0.09	98.00	10.78	10.78
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.05	93.00	10.23	0.06	92.00	10.12	10.18
Temperatura	Cambio °C	0.11	6.50	30.00	3.30	4.00	48.00	5.28	4.29
Turbiedad	NTU	0.09	0.69	92.00	8.28	5.11	88.00	7.92	8.10
Sólidos totales	mg/l	0.09	75.00	85.00	7.65	76.00	84.00	7.56	7.61
ICA		1.00			79.27			81.64	80.46

Quebrada Agua Amarilla, estación AM3

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	97.90	98.00	18.62	18.53
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	0.00	100.00	17.00	0.00	100.00	17.00	17.00
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	2.91	3.00	0.39	3.46	5.00	0.65	0.52
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.24	90.00	9.90	2.80	76.00	8.36	9.13
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.03	98.00	10.78	0.47	61.00	6.71	8.75
Temperatura	Cambio °C	0.11	0.00	95.00	10.45	0.00	93.00	10.23	10.34
Turbiedad	NTU	0.09	0.35	97.00	8.73	107.00	15.00	1.35	5.04
Sólidos totales	mg/l	0.09	286.00	64.00	5.76	337.00	55.00	4.95	5.36
ICA		1.00			81.44			67.87	74.66

Quebrada Agua Amarilla, estación AM4

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	97.50	97.00	18.43	18.43
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	360.00	56.00	9.52	0.00	100.00	17.00	13.26
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	5.88	55.00	7.15	4.13	11.00	1.43	4.29
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.44	83.00	9.13	1.17	85.00	9.35	9.24
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.05	93.00	10.23	0.14	84.00	9.24	9.74
Temperatura	Cambio °C	0.11	2.50	63.00	6.93	3.50	50.00	5.50	6.22
Turbiedad	NTU	0.09	4.75	82.00	7.38	81.60	21.00	1.89	4.64
Sólidos totales	mg/l	0.09	288.00	62.00	5.58	313.00	58.00	5.22	5.40
ICA		1.00			74.35			68.06	71.21

Quebrada Agua Amarilla, estación AM5

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	97.90	98.00	18.62	18.53
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	11200.00	17.00	2.89	8.00	98.00	16.66	9.78
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	7.02	92.00	11.96	4.17	12.00	1.56	6.76
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	1.87	82.00	9.02	1.75	86.00	9.46	9.24
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.74	52.00	5.72	0.52	59.00	6.49	6.11
Temperatura	Cambio °C	0.11	1.90	83.00	9.13	1.90	80.00	8.80	8.97
Turbiedad	NTU	0.09	2.25	92.00	8.28	134.00	10.00	0.90	4.59
Sólidos totales	mg/l	0.09	222.00	72.00	6.48	374.00	50.00	4.50	5.49
ICA		1.00			71.91			66.99	69.45

Quebrada Agua Dulce, estación AD6

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	97.60	97.00	18.43	18.43
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	520.00	53.00	9.01	15200.00	16.00	2.72	5.87
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	7.16	92.00	11.96	6.91	90.00	11.70	11.83
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.15	92.00	10.12	0.93	92.00	10.12	10.12
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.05	93.00	10.23	0.34	76.00	8.36	9.30
Temperatura	Cambio °C	0.11	6.20	30.00	3.30	4.50	41.00	4.51	3.91
Turbiedad	NTU	0.09	2.98	90.00	8.10	17.50	64.00	5.76	6.93
Sólidos totales	mg/l	0.09	80.00	83.00	7.47	81.00	85.00	7.65	7.56
ICA		1.00			78.62			69.25	73.94

Quebrada San Francisco, estación SF7

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	97.30	96.00	18.24	18.34
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	560.00	50.00	8.50	1280.00	37.00	6.29	7.40
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	7.56	90.00	11.70	7.02	96.00	12.48	12.09
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.09	98.00	10.78	1.07	91.00	10.01	10.40
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.05	93.00	10.23	0.46	62.00	6.82	8.53
Temperatura	Cambio °C	0.11	7.00	25.00	2.75	4.00	43.00	4.73	3.74
Turbiedad	NTU	0.09	1.04	94.00	8.46	20.00	60.00	5.40	6.93
Sólidos totales	mg/l	0.09	108.00	82.00	7.38	84.00	83.00	7.47	7.43
ICA		1.00			78.23			71.44	74.84

Quebrada Honda, estación QH8

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	97.70	97.00	18.43	18.43
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	2040.00	30.00	5.10	20.00	77.00	13.09	9.10
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	8.48	70.00	9.10	7.45	92.00	11.96	10.53
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.13	92.00	10.12	2.32	83.00	9.13	9.63
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.05	93.00	10.23	0.18	82.00	9.02	9.63
Temperatura	Cambio °C	0.11	7.00	25.00	2.75	3.50	52.00	5.72	4.24
Turbiedad	NTU	0.09	0.74	95.00	8.55	14.20	68.00	6.12	7.34
Sólidos totales	mg/l	0.09	135.00	79.00	7.11	71.00	85.00	7.65	7.38
ICA		1.00			71.39			81.12	76.26

Río La Soledad, estación SOL9

Parámetros	Unidad de medida	Peso asign.	Muestreo 1 (época seca)			Muestreo 2 (época lluviosa)			ICA promedio
			Lect. orig.	Valor Q	ICA 1	Lect. orig.	Valor Q	ICA 2	
Oxígeno disuelto	% saturac.	0.19	97.50	97.00	18.43	12.15	98.00	18.62	18.53
Coliformes fecales	UFC/100 ml	0.17	0.00	100.00	17.00	68.00	75.00	12.75	14.88
Potencial de hidrógeno	pH	0.13	8.33	74.00	9.62	6.62	84.00	10.92	10.27
Nitratos (NO ₃)	mg/l	0.11	0.97	84.00	9.24	1.32	83.00	9.13	9.19
Fosfatos (PO ₄)	mg/l	0.11	0.05	93.00	10.23	0.32	75.00	8.25	9.24
Temperatura	Cambio °C	0.11	11.50	13.00	1.43	7.00	27.00	2.97	2.20
Turbiedad	NTU	0.09	1.47	90.00	8.10	56.00	32.00	2.88	5.49
Sólidos totales	mg/l	0.09	109.00	81.00	7.29	190.00	74.00	6.66	6.98
ICA		1.00			81.34			72.18	76.76

Anexo 10. Cultivos hortícolas junto a fuentes de aguas superficiales en Valle de Angeles



Anexo 11. Matriz general de correlaciones para variables del IPCAS

Variab	Area	No.	DT50	LC50	Kow	Solub.	FBC	Pot.	Ind.	Ind.	Ind.	Cant/ha/	Fact.	Patr.	Transp	Transf.	TEF	Riesgo	LavFer/	Risk	IPCAS	
.	(ha)	pesti		Acua				Emitox	Persi	Frec.	Exces	año	Tipcult	Uso			corr	acuat	ha/año	eutrof		
Area	1																					
(ha)																						
No.	0.15	1																				
pesti																						
DT50	0.38	-0.1	1																			
LC50	0.12	-0.01	-0.27	1																		
Acua																						
Kow	-0.27	0.37	-0.24	-0.07	1																	
Solub.	0.29	0.06	0.16	-0.03	-0.19	1																
FBC	-0.08	0.26	0.31	-0.24	0.42	-0.54	1															
Pot.	0.73	0.02	0.77	-0.12	-0.05	0.32	0.15	1														
Emitox																						
Ind.	0.38	-0.09	1	-0.27	-0.23	0.16	0.31	0.77	1													
Persi																						
Ind.	-0.06	0.07	-0.17	0.59	0.04	0.12	-0.21	-0.1	-0.17	1												
Frec.																						
Ind.	-0.13	-0.02	0.01	0.12	0.28	-0.58	0.51	-0.08	0.01	-0.06	1											
Exces																						
Cant/ha	0.02	0.02	-0.03	-0.2	0.32	-0.22	0.15	0.19	-0.03	-0.02	0.18	1										
/año																						
Fact.	-0.38	-0.07	-0.14	0.03	-0.11	-0.21	0.07	-0.34	-0.14	0.31	0.33	0.19	1									
Tipcult																						
Patr.	-0.23	-1.50E-03	-0.12	0.38	0.18	-0.41	0.28	-0.2	-0.12	0.53	0.77	0.17	0.67	1								
Uso																						
Transp	0.31	0.25	0.23	0.23	-0.16	0.7	-0.22	0.3	0.23	0.3	-0.32	-0.42	-0.07	-0.1	1							
Transfe	-0.2	-0.07	-0.24	-0.21	0.66	-0.18	0.26	-0.05	-0.23	-0.03	0.1	0.39	-0.01	0.06	-0.25	1						
r																						
TEF	0.74	0.06	0.76	-0.11	-0.06	0.35	0.14	0.99	0.76	-0.11	-0.1	0.14	-0.38	-0.23	0.32	-0.08	1					
corr																						
Riesgo	0.15	0.18	-0.01	0.35	0.48	-0.05	0.21	0.24	-0.01	0.54	0.45	0.35	0.28	0.67	0.23	0.44	0.22	1				
acuat																						
LavFer	0.01	0.71	-3.80E-03	-0.23	0.57	-0.07	0.47	0.09	-2.00E-03	-0.15	0.29	0.31	-0.06	0.11	-0.05	0.08	0.12	0.2	1			
/ha/año																						
Risk	0.32	0.45	0.34	-0.4	0.26	0.13	0.44	0.47	0.34	-0.24	-0.12	0.03	-0.4	-0.32	0.22	0.16	0.51	0.13	0.47	1		
eutrof.																						
IPCAS	0.29	0.27	0.2	0.08	0.32	0.14	0.2	0.45	0.21	0.41	0.18	0.26	0.06	0.34	0.25	0.26	0.47	0.74	0.29	0.55	1	

En negrita: significativa (p<0.050)

Anexo 12. Estimación de los diferentes índices de degradación

Anexo 12.1. Índice de Degradación de Suelos (IDS)

Subcuenca	Nivel de riesgo	Superficie (ha)	Factor degradación	Superficie reducida	Índice de degradación
Qda. San Francisco	Alto	177.72	1.0	177.72	0.45
	Medio	49.11	0.6	29.47	
	Bajo	134.94	0.3	40.48	
	Muy bajo	158.97	0.1	15.90	
	Sin riesgo	68.89	0.0	-	
Sub total		589.63		263.57	
Qda. Agua Amarilla Cuenca alta	Alto	11.96	1.0	11.96	0.14
	Medio	0.15	0.6	0.09	
	Bajo	0.44	0.3	0.13	
	Muy bajo	86.06	0.1	8.61	
	Sin riesgo	53.3	0.0	-	
Sub total		151.91		20.788	
Qda. Agua Amarilla Cuenca media	Alto	67.77	1.0	67.77	0.37
	Medio	20.14	0.6	12.08	
	Bajo	49.49	0.3	14.85	
	Muy bajo	119.02	0.1	11.90	
	Sin riesgo	31.33	0.0	-	
Sub total		287.75		106.60	
Qda. Agua Amarilla Cuenca baja	Alto	17.02	1.0	17.02	0.34
	Medio	26.1	0.6	15.66	
	Bajo	121.72	0.3	36.52	
	Muy bajo	47.79	0.1	4.78	
	Sin riesgo	4.44	0.0	-	
Sub total		217.07		73.98	
Total		656.73	0.00	201.37	
Río El Carrizal Cuenca alta	Alto	15.93	1.0	15.93	0.12
	Medio	5.33	0.6	3.20	
	Bajo	119.77	0.3	35.93	
	Muy bajo	276.89	0.1	27.69	
	Sin riesgo	248.38	0.0	-	
Sub total		666.30		82.75	
Río El Carrizal Cuenca baja	Alto	47.83	1.0	47.83	0.24
	Medio	5.37	0.6	3.22	
	Bajo	245.91	0.3	73.77	
	Muy bajo	168.57	0.1	16.86	
	Sin riesgo	113.93	0.0	-	
Sub total		581.61		141.68	
Total		1,247.91		224.43	
Qda. Agua Dulce	Alto	20.33	1.0	20.33	0.32
	Medio	4.51	0.6	2.71	
	Bajo	225.31	0.3	67.59	
	Muy bajo	37.04	0.1	3.70	
	Sin riesgo	5.42	0.0	-	
Sub total		292.61		94.33	
Qda. Honda	Alto	135.37	1.0	135.37	0.41
	Medio	19.21	0.6	11.53	
	Bajo	306.53	0.3	91.96	
	Muy bajo	142.63	0.1	14.26	
	Sin riesgo	10.83	0.0	-	
Sub total		614.57		253.12	
Río La Soledad	Alto	52.11	1.0	52.11	0.24
	Medio	73.17	0.6	43.90	

	Bajo	540.25	0.3	162.08	
	Muy bajo	257.59	0.1	25.76	
	Sin riesgo	279.01	0.0	-	
	Sub total	1,202.13		283.85	
	Gran total	4,603.58		1,320.66	0.29

Anexo 12.2. Índice de Contaminación Poblacional (ICP)

Subcuenca	Nivel de riesgo	Superficie (ha)	Factor contaminac	Superficie reducida	Índice de contaminac.
Qda. San Francisco	Alto	0	1.0	-	0.08
	Medio	2.03	0.7	1.42	
	Bajo	46.96	0.4	18.78	
	Muy bajo	87.39	0.2	17.48	
	Sin riesgo	453.25	0.02	9.07	
	Sub total	589.63		46.75	
Qda. Agua Amarilla	Alto		1.0	-	0.02
	Medio		0.7	-	
Cuenca alta	Bajo		0.4	-	
	Muy bajo		0.2	-	
	Sin riesgo	151.91	0.02	3.04	
	Sub total	151.91		3.0382	
Qda. Agua Amarilla	Alto	0	1.0	-	0.06
	Medio	1.15	0.7	0.81	
Cuenca media	Bajo	5.52	0.4	2.21	
	Muy bajo	42.97	0.2	8.59	
	Sin riesgo	238.11	0.02	4.76	
	Sub total	287.75		16.37	
Qda. Agua Amarilla	Alto	0.29	1.0	0.29	0.30
	Medio	8.97	0.7	6.28	
Cuenca baja	Bajo	95.54	0.4	38.22	
	Muy bajo	103.3	0.2	20.66	
	Sin riesgo	8.97	0.02	0.18	
	Sub total	217.07		65.62	
	Total	656.73		85.03	
Río El Carrizal	Alto		1.0	-	0.02
	Medio		0.7	-	
Cuenca alta	Bajo		0.4	-	
	Muy bajo		0.2	-	
	Sin riesgo	666.30	0.02	13.33	
	Sub total	666.30		13.33	
Río El Carrizal	Alto		1.0	-	0.08
	Medio		0.7	-	
Cuenca baja	Bajo	66.67	0.4	26.67	
	Muy bajo	56.28	0.2	11.26	
	Sin riesgo	458.66	0.02	9.17	
	Sub total	581.61		47.10	
	Total	1,247.91		60.42	
Qda. Agua Dulce	Alto	0	1.0	-	0.28
	Medio	4.13	0.7	2.89	
	Bajo	109.97	0.4	43.99	
	Muy bajo	176.45	0.2	35.29	
	Sin riesgo	2.06	0.02	0.04	
	Sub total	292.61		82.21	
Qda. Honda	Alto		1.0	-	0.02
	Medio		0.7	-	
	Bajo	2.24	0.4	0.90	
	Muy bajo	11.45	0.2	2.29	
	Sin riesgo	600.88	0.02	12.02	
	Sub total	614.57		15.20	
Río La Soledad	Alto	0.31	1.0	0.31	0.13
	Medio	9.6	0.7	6.72	

	Bajo	123.99	0.4	49.60	
	Muy bajo	453.34	0.2	90.67	
	Sin riesgo	614.89	0.02	12.30	
Sub total		1,202.13		159.59	
Total		4,603.58		449.21	0.11

Anexo 12.3. Índice de Vulnerabilidad Socio-institucional (IVIS)

Subcuenca	Nivel de Vulnerab.	Superficie (ha)	Factor vulnerab.	Superficie reducida	Índice de vulnerab.
Qda. San Francisco	Muy alto	499.65	1.0	499.65	0.91
	Alto	29.76	0.8	23.81	
	Medio	0	0.5	-	
	Bajo	60.22	0.2	12.04	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		589.63		535.50	
Qda. Agua Amarilla Cuenca alta	Muy alto	152.37	1.0	152.37	1.00
	Alto		0.8	-	
	Medio		0.5	-	
	Bajo		0.2	-	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		152.37		152.37	
Qda. Agua Amarilla Cuenca media	Muy alto	276.33	1.0	276.33	0.99
	Alto	10.82	0.8	8.66	
	Medio		0.5	-	
	Bajo		0.2	-	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		287.15		284.99	
Qda. Agua Amarilla Cuenca baja	Muy alto	39.27	1.0	39.27	0.60
	Alto	92	0.8	73.60	
	Medio		0.5	-	
	Bajo	85.94	0.2	17.19	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		217.21		130.06	
Total		656.73	0.00	567.41	
Río El Carrizal Cuenca alta	Muy alto	666.30	1.0	666.30	1.00
	Alto		0.8	-	
	Medio		0.5	-	
	Bajo		0.2	-	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		666.30		666.30	
Río El Carrizal Cuenca baja	Muy alto	559.15	1.0	559.15	0.97
	Alto		0.8	-	
	Medio		0.5	-	
	Bajo	22.46	0.2	4.49	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		581.61		563.64	
Total		1,247.91		1,229.94	
Qda. Agua Dulce	Muy alto	167.46	1.0	167.46	0.66
	Alto		0.8	-	
	Medio		0.5	-	
	Bajo	125.15	0.2	25.03	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		292.61		192.49	
Qda. Honda	Muy alto	614.57	1.0	614.57	1.00
	Alto		0.8	-	
	Medio		0.5	-	
	Bajo		0.2	-	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		614.57		614.57	
Río	Muy alto	795.07	1.0	795.07	0.91

La Soledad	Alto	320.53	0.8	256.42	
	Medio	73.99	0.5	37.00	
	Bajo	12.54	0.2	2.51	
	Muy bajo		0.1	-	
Sub total		1,202.13		1,091.00	
Total		4,603.58		4,230.92	0.89

Anexo 12.4. Índice de Riesgo de Contaminación Agroquímica (IPCAS)

Subcuenca	Nivel de riesgo	Superficie (ha)	Factor contaminac.	Superficie reducida	Participación relativa	Índice de Riesgo
Qda. San Francisco	Muy alto	2.16	1.0	2.16	0.00	0.27
	Alto	2.9	0.8	2.32	0.00	
	Medio	16.09	0.5	8.05	0.03	
	Bajo	85.2	0.2	17.04	0.14	
	Muy bajo	6.09	0.1	0.61	0.01	
	Area no eval.	477.19	0.0	-	0.81	
Sub total		589.63		30.17	1.00	
Qda. Agua Amarilla Cuenca alta	Muy alto		1.0	-	-	-
	Alto		0.8	-	-	
	Medio		0.5	-	-	
	Bajo		0.2	-	-	
	Muy bajo		0.1	-	-	
	Area no eval.	151.91	0.0	-	1.00	
Sub total		151.91		0	1.00	
Qda. Agua Amarilla Cuenca media	Muy alto		1.0	-	-	0.29
	Alto	5.00	0.8	4.00	0.02	
	Medio	5.27	0.5	2.64	0.02	
	Bajo	10.18	0.2	2.04	0.04	
	Muy bajo	13.83	0.1	1.38	0.05	
	Area no eval.	253.47	0.0	-	0.88	
Sub total		287.75		10.05	1.00	
Qda. Agua Amarilla Cuenca baja	Muy alto		1.0	-	-	0.44
	Alto	1.83	0.8	1.46	0.01	
	Medio	7.36	0.5	3.68	0.03	
	Bajo	0.48	0.2	0.10	0.00	
	Muy bajo	3.04	0.1	0.30	0.01	
	Area no eval.	204.36	0.0	-	0.94	
Sub total		217.07		5.54	1.00	
Total		656.73	0.00	15.60	3.00	
Río El Carrizal Cuenca alta	Muy alto		1.0	-	-	0.10
	Alto		0.8	-	-	
	Medio		0.5	-	-	
	Bajo		0.2	-	-	
	Muy bajo	7.76	0.1	0.78	0.01	
	Area no eval.	658.54	0.0	-	0.99	
Sub total		666.30		0.78	1.00	
Río El Carrizal Cuenca baja	Muy alto		1.0	-	-	0.10
	Alto		0.8	-	-	
	Medio		0.5	-	-	
	Bajo		0.2	-	-	
	Muy bajo	25.92	0.1	2.59	0.04	
	Area no eval.	555.69	0.0	-	0.96	
Sub total		581.61		2.59	1.00	
Total		1,247.91		3.37	2.00	
Qda. Agua Dulce	Muy alto	2.18	1.0	2.18	0.01	0.36
	Alto	2.15	0.8	1.72	0.01	
	Medio	0.31	0.5	0.16	0.00	
	Bajo	13.22	0.2	2.64	0.05	
	Muy bajo	1.09	0.1	0.11	0.00	
	Area no eval.	273.66	0.0	-	0.94	
Sub total		292.61		6.81	1.00	
Qda. Honda	Muy alto	2.73	1.0	2.73	0.00	0.26
	Alto	2.51	0.8	2.01	0.00	
	Medio	21.16	0.5	10.58	0.03	
	Bajo	68.37	0.2	13.67	0.11	
	Muy bajo	28.74	0.1	2.87	0.05	
	Area no eval.	491.06	0.0	-	0.80	
Sub total		614.57		31.87	1.00	
Río La Soledad	Muy alto		1.0	-	-	0.21
	Alto	2.22	0.8	1.78	0.00	
	Medio	3.08	0.5	1.54	0.00	
	Bajo	15.62	0.2	3.12	0.01	
	Muy bajo	16.95	0.1	1.70	0.01	
	Area no eval.	1164.26	0.0	-	0.97	
Sub total		1,202.13		8.14	1.00	
Total		4,603.58		95.95	9.00	0.23

Anexo 12.5. Índice de Vulnerabilidad Global (IVG)

Subcuenca	Nivel de Vulnerab.	Superficie (ha)	Factor vulnerab.	Superficie reducida	Índice de vulnerab.
Qda. San Francisco	Muy alto	2.64	1.0	2.64	0.37
	Alto	173.67	0.8	138.94	
	Medio	54.89	0.5	27.45	
	Bajo	133.43	0.2	26.69	
	Muy bajo	225	0.1	22.50	
Sub total		589.63		218.21	
Qda. Agua Amarilla Cuenca alta	Muy alto		1.0	-	0.16
	Alto	11.84	0.8	9.47	
	Medio	0.15	0.5	0.08	
	Bajo	0.42	0.2	0.08	
	Muy bajo	139.96	0.1	14.00	
Sub total		152.37		23.627	
Qda. Agua Amarilla Cuenca media	Muy alto	5.70	1.0	5.70	0.32
	Alto	61.95	0.8	49.56	
	Medio	22.48	0.5	11.24	
	Bajo	55.56	0.2	11.11	
	Muy bajo	141.46	0.1	14.15	
Sub total		287.15		91.76	
Qda. Agua Amarilla Cuenca baja	Muy alto	1.3	1.0	1.30	0.28
	Alto	15.98	0.8	12.78	
	Medio	34.89	0.5	17.45	
	Bajo	122.09	0.2	24.42	
	Muy bajo	42.95	0.1	4.30	
Sub total		217.21		60.24	
Total		656.73	0.00	175.63	
Río El Carrizal Cuenca alta	Muy alto		1.0	-	0.14
	Alto	13.25	0.8	10.60	
	Medio	5.24	0.5	2.62	
	Bajo	119.98	0.2	24.00	
	Muy bajo	527.83	0.1	52.78	
Sub total		666.30		90.00	
Río El Carrizal Cuenca baja	Muy alto		1.0	-	0.21
	Alto	46.02	0.8	36.82	
	Medio	7.13	0.5	3.57	
	Bajo	270.06	0.2	54.01	
	Muy bajo	258.40	0.1	25.84	
Sub total		581.61		120.23	
Total		1,247.91		210.23	
Qda. Agua Dulce	Muy alto	4.33	1.0	4.33	0.26
	Alto	15.09	0.8	12.07	
	Medio	9.49	0.5	4.75	
	Bajo	242.55	0.2	48.51	
	Muy bajo	21.15	0.1	2.12	
Sub total		292.61		71.77	
Qda. Honda	Muy alto	7.41	1.0	7.41	0.31
	Alto	122.21	0.8	97.77	
	Medio	21.12	0.5	10.56	
	Bajo	312.94	0.2	62.59	
	Muy bajo	150.89	0.1	15.09	
Sub total		614.57		193.42	
Río La Soledad	Muy alto	2.19	1.0	2.19	0.21
	Alto	50.73	0.8	40.58	
	Medio	75.67	0.5	37.84	
	Bajo	642.69	0.2	128.54	
	Muy bajo	430.85	0.1	43.09	
Sub total		1,202.13		252.23	
Total		4,603.58		1,121.49	0.25

Anexo 13. Encuesta para caracterización de cultivos

Parte I: Generales

1. Nombre: _____ 2. Lugar _____

3. Area Total Cultivada _____ 4. Cultivo Anual _____ 5. Periódico _____

6. Cultiva Hortaliza Si ___ No ___ 7. Cuáles? _____

8. Area por cultivo: _____ 9. Tiempo de ocupación del terreno: todo el año _____ temporal (especifique) _____ 10. Siembra en contorno? Si ___ no ___

Parte II: Uso de plaguicidas

1. Que productos utiliza con mayor frecuencia? _____

2. Para que los utiliza? _____

3. Frecuencia: cada 8 días ___ cada 15 días ___ Mensual _____ Otro _____

4. Dosis por producto (copas Bayer/bombas) _____

5. Rendimiento por producto (de 1 litro cuántas bombas?) _____

6.- Cantidad empleada por ciclo _____ por cultivo _____ por área _____

7. No. de bombas/mz/aplicación _____ 8. Recibe asistencia técnica: Si _____ No _____

9. Donde o de quien? _____ 10. Recibe orientación acerca de la dosificación? Si ___ No ___ 11. De quien? _____

12. Usa equipo de protección? Si ___ No ___ 13. Lugar donde lava la bomba: en el río _____; en la parcela _____; en la casa _____; otro _____ 14. Destino de los recipientes vacíos: los lava _____ los reutiliza _____ los tira en la parcela _____ los guarda en casa _____ los quema _____; los entierra _____ otros _____

15. Sabe usted que los plaguicidas contaminan el agua? Si_____ No_____

16. Conoce el significado del indicador en el envase sobre la peligrosidad del producto? Si_____ No_____

Parte III: Fertilización

1. **Productos utilizados:** orgánicos_____ **Inorgánicos**_____

2. **Frecuencia de aplicación:**_____ **3. Cantidad (en sacos de 100 lbs) aplicada** _____ **por área/ciclo/cultivo**_____

4. **Modo de empleo o aplicación:** al voleo____; acñado/mata____; surcos____; Otro_____ **5. Realiza estudios previos acerca del contenido de nutrientes del suelo en el terreno? Si_____ No_____.** En caso de no porqué? _____

6. **Sistema de riego**_____ **7. Fuente de agua para riego**_____

Obsevación_____

Parte IV: Preparación de Suelo

1. **Ara el suelo? Si_____ No_____ En caso de que si: con bueyes** _____; **Mecanizado**_____

2. **Forma de arado:** en contorno_____ **perpendicular a la pendiente**_____ **cruzan el terreno?** _____

Parte V: Medidas Agronómicas de conservación de suelos

1. **Utiliza MCS? Si_____ No_____** **2. En caso de que si: cuáles?** _____

3. **Porqué las utiliza o no las utiliza?** _____

Parte VI: Manejo de Residuos

1.- **Que hace con los rastrojos? los quema**_____; **los Corta y esparce**_____; **los cortan y los acomodan en contorno y/o en montones**_____

Observación

-