

Modelización del aporte de agroquímicos desde la subcuenca Kaymani hacia el embalse Misicuni

Modelling of the contribution of agrochemicals from the Kaymani sub-basin towards the Misicuni reservoir

Aliveth C. Challapa¹, Inti E. Rodríguez-Levy¹, Mirko Delfin¹ & Grover Fuentes²

¹Centro de Investigación en Ciencias e Ingeniería (CICEI), Departamento de Ciencias Exactas e Ingeniería, Universidad Católica Boliviana San Pablo, Unidad Académica de Cochabamba, c. Márquez esq. Plaza Trigo

²Empresa Misicuni, Calle Innominada s/n Zona Kanarancho, Tiquipaya, Cochabamba, Bolivia

aliveth.challapa.90@gmail.com

Resumen: Con el fin de llevar a cabo una gestión integrada del agua de su represa, la Empresa Misicuni ha identificado la necesidad de determinar el aporte de los agroquímicos dirigidos al embalse proveniente de la escorrentía superficial desde las cuencas de aporte. Para esto, se ha seleccionado como caso de estudio a la subcuenca Kaymani, considerando sus características topográficas y la presencia de actividad agrícola dentro de sus límites. Para cumplir con los objetivos de la investigación, inicialmente se caracterizó la actividad agrícola, determinándose que el fertilizante más empleado en los cultivos de la cuenca es la gallinaza, junto con los plaguicidas *Lambdacialotrina* y *Mancozeb* (conocidos como Karate y Curaza, respectivamente) aplicados para el control de los insectos y hongos. De igual manera, se elaboraron los mapas de uso de suelo de la cuenca, correspondientes a las gestiones 2011 y 2019. Estos mapas permitieron evidenciar un aumento del 5% de áreas destinadas a las actividades agrícolas. Asimismo, se estimó la escorrentía y sedimentación en la subcuenca utilizando el modelo *SWAT*. Se calculó una escorrentía de alrededor de 130 mm anuales y, además, un arrastre de sedimentos 51 t ha^{-1} , como promedio. Finalmente, se estimó un ingreso promedio anual al embalse de $0,17 \text{ t ha}^{-1}$ de Nitrógeno total, $0,079 \text{ t ha}^{-1}$ de Fósforo total, $0,23 \text{ kg ha}^{-1}$ de *Lambdacialotrina* y $2,87 \cdot 10^{-2} \text{ kg ha}^{-1}$ de *Mancozeb*.

Palabras clave: Fertilizantes, plaguicidas, *SWAT*, uso de suelo, embalse Misicuni.

Abstract: In order to carry out integrated management of the water from its reservoir, Empresa Misicuni Company has identified the need to determine the contribution of the agrochemicals directed to the reservoir from the tributary basins. For this, the Kaymani sub-basin has been selected as a case study, considering its topographical characteristics and the presence of agricultural activity within its limits. To meet the objectives of the research, the agricultural activity was initially characterized, determining that the most used fertilizer in the crops of the basin is chicken manure, together with the pesticides *Lambdacyalothrin* and *Mancozeb*.

(known as Karate and Curaza, respectively) applied to the control of insects and fungi. In the same way, land use maps of the basin were developed, corresponding to the years 2011 and 2019. These maps allowed showing an increase of 5% in areas destined for agricultural activities. Likewise, runoff and sedimentation in the sub-basin were estimated using the *SWAT* model. As a result, a runoff of around 130 mm per year was calculated, and a sediment drag of 51 t ha⁻¹, on average. Finally, an input to the reservoir of 0.17 t ha⁻¹ of total Nitrogen, 0.079 t ha⁻¹ of total Phosphorus, 0.23 kg ha⁻¹ of *Lambdacyalothrin* and 2.87.10⁻² kg ha⁻¹ from *Manconzeb* was estimated as an annual average.

Keywords: Fertilizers, pesticides, *SWAT*, Misicuni reservoir, Land use

1 Introducción

Los embalses son depósitos de agua generalmente artificiales, utilizados para garantizar las necesidades vitales de la sociedad. Entre estas funciones importantes, se destacan la generación de energía eléctrica, el almacenamiento de agua potable y para riego, la recarga de napas subterráneas y la provisión de hábitat para diversos animales y plantas (Ledesma *et al.*, 2013). Sin embargo, estos cuerpos de agua pueden ser susceptibles a ciertos problemas de origen antrópico si es que se los descuida, tales como la eutrofización y la contaminación por pesticidas (Akan, 2013; Medina *et al.*, 2006; Teklit, 2016). De manera general, la eutrofización se origina debido al incremento de la concentración de nutrientes como Nitrógeno y Fósforo disueltos en el agua, provenientes regularmente de la actividad agrícola y los desechos domésticos (López, 2009). Este proceso puede causar, a su vez, las siguientes alteraciones en los cuerpos de agua: ascensos en la producción de la biomasa de algas, disminución de la transparencia del cuerpo de agua, aumento de la cantidad de materia orgánica a descomponer, descenso del oxígeno disuelto, cambios en la biodiversidad y la reducción de la vida acuática (Espósito *et al.*, 2016; Lavie *et al.*, 2010; Missoum, 2012). Además, la eutrofización origina pérdidas económicas importantes, pues implica altos costos de tratamiento del agua potable, restringe el uso de áreas recreativas y disminuye el valor de la propiedad (Dodds *et al.*, 2009).

De manera particular, la producción de biomasa implica muchas veces la producción de bacterias cianofíceas, microorganismos procariontes con capacidad para fijar Nitrógeno que producen toxinas de difícil eliminación (Echenique y González, 2009; Muciño *et al.*, 2015). En consecuencia, estos organismos pueden deteriorar la calidad del agua (M. López, 2009) y ser el origen de enfermedades neurodegenerativas (Brand *et al.*, 2010; Yu *et al.*, 2014), como la Esclerosis Lateral Amiotrófica (ELA) en casos de exposición humana a través del consumo directo del agua contaminada, actividades recreativas y alimentos contaminados (Banack *et al.*, 2010).

En cuanto a la contaminación por pesticidas, ésta se genera como producto de los residuos de compuestos químicos utilizados típicamente en las actividades agrícolas (Rodríguez et al., 2019; Teklit, 2016). Con respecto a la biodisponibilidad de los pesticidas en el medio acuático, su comportamiento dependerá de sus propiedades físico-químicas (Fishel, 1997). En ese sentido, los efectos de los pesticidas son usualmente observados en las redes tróficas acuáticas, incluyendo la muerte del organismo, la inhibición o fracaso reproductivo, la supresión del sistema inmunitario, efectos teratogénicos, problemas de salud en los peces y efectos intergeneracionales (Echa, 2021; Ramírez y Lacasaña, 2001).

También, en función al manejo, tiempo de exposición, el nivel de dosis, estado nutricional, estrés emocional, físico y oxidativo (Badii, 2007) los seres humanos pueden sufrir problemas en su salud a causa del contacto con pesticidas, ya que mucho de estos causan daño o supresión del sistema inmune. Entre los efectos se distinguen los agudos: náuseas, mareos, alergias, convulsiones (Bickel, 2018); y los crónicos como Linfoma de No Hodgkin (LNH), cáncer en el cerebro, próstata, riñón y leucemia (Bassil et al., 2007; Kachuri et al., 2017; Repetto y Baliga, 1996; Swanson et al., 2014).

En este sentido, para poder proteger a los embalses artificiales de la influencia de la contaminación por pesticidas, es de vital importancia el identificar las posibles fuentes de contaminación agrícola en las cuencas de aporte, usualmente caracterizadas por la actividad agrícola (Akan, 2013; Medina *et al.*, 2006; Narasimhan *et al.*, 2010).

En Bolivia, entre los embalses más importantes, se encuentra el de Misicuni en el departamento de Cochabamba, administrado por la Empresa del mismo nombre. Este proyecto ha sido desarrollado con el fin de suplir las necesidades básicas locales mediante la provisión de agua para consumo humano, riego y generación de energía eléctrica en los valles Central y Bajo de Cochabamba (Misicuni, 2020). El embalse Misicuni, al encontrarse rodeado de unidades agrícolas en sus subcuencas de aporte, recibe un aporte desconocido de agroquímicos a partir de la escorrentía superficial y el flujo de los ríos y quebradas.

Actualmente, la ausencia de estudios específicos para el manejo integral de las subcuencas de aporte, propicia el desconocimiento sobre el tipo y la dosis de agroquímicos utilizados en la actividad agrícola en las comunidades rurales aledañas al proyecto. Por otro lado, a pesar de haberse construido taludes de estabilización para el control del ingreso de material fino y grueso, el Plan de Acción Durante Emergencias (PADE) propuesto por la Empresa Misicuni reconoce que aún son desconocidos los volúmenes de escorrentía y sedimento que fluyen hacia el embalse (Misicuni, 2020). Esta situación representa un potencial problema para la Empresa

Misicuni, pudiendo generarse en el futuro diversos problemas, incluyendo la disminución de la vida útil del embalse debido a su colmatación, problemas en la estructura de la presa por la corrosividad de los contaminantes en la estructura y un aumento de costos por el eventual el tratamiento de aguas (además de los impactos en ecosistemas y salud pública, explicados en párrafos anteriores).

En virtud de lo expuesto, la presente investigación seleccionó a la subcuenca Kaymani (una de las muchas cuencas de aporte del embalse Misicuni) como caso de estudio, considerando sus características topográficas (pendiente y presencia de ríos) y la presencia importante de actividades agrícolas dentro de sus límites. En este sentido, el **objetivo general** de esta investigación consistió en modelizar el aporte de agroquímicos de la actividad agrícola desde la subcuenca Kaymani hacia el embalse de Misicuni.

Para cumplir con dicho objetivo, fue necesario, en primer lugar, **a)** caracterizar las actividades agrícolas y describir el uso de productos agroquímicos en la zona de estudio. Posteriormente se procedió con **b)** elaborar un mapa de uso de suelo actual, empleando imágenes satelitales. A partir de ello fue preciso **c)** modelizar la escorrentía y la sedimentación dirigida al curso principal y el embalse, mediante el modelo *SWAT*. Finalmente, **d)** se modelizó la carga anual de agroquímicos que escurren hacia el embalse.

1.1 Ubicación del área de estudio

La subcuenca Kaymani se encuentra en el lado este del embalse de Misicuni, abarcando parte de las comunidades de Misicuni y Uyuni (Figura 1). Cuenta con aproximadamente 2,9 km² de extensión y sus coordenadas geográficas son: 17° 6'26.52"S, 66°19'10.67"W; 17° 7'33.61"S, 66°19'9.70"W; 17° 7'32.39"S, 66°17'37.95"W; 17° 6'25.29"S, 66°17'38.93"W. Kaymani se encuentra ubicada entre los valles (3 750 - 3 900 m s.n.m.) y el pie de monte (3 900 - 4 100 m s.n.m.), caracterizándose por tener un clima orotropical inferior pluvioestacional húmedo y supratropical superior pluvioestacional subhúmedo con una temperatura media de 9,5 °C, mínima de -7,15 °C (junio y julio) y máxima de 22,1 °C. La precipitación media anual en la cuenca es de 660 mm, siendo que el 20 % de esta se da durante la temporada seca, mientras que la temporada húmeda aporta el 80 % restante (Misicuni, 2009). En este sentido, estas características bioclimáticas han influido en el desarrollo de actividades agrícolas en la cuenca de estudio, convirtiéndose en una forma de ingresos monetarios y autoconsumo propio para los comunarios (Misicuni, 2007).

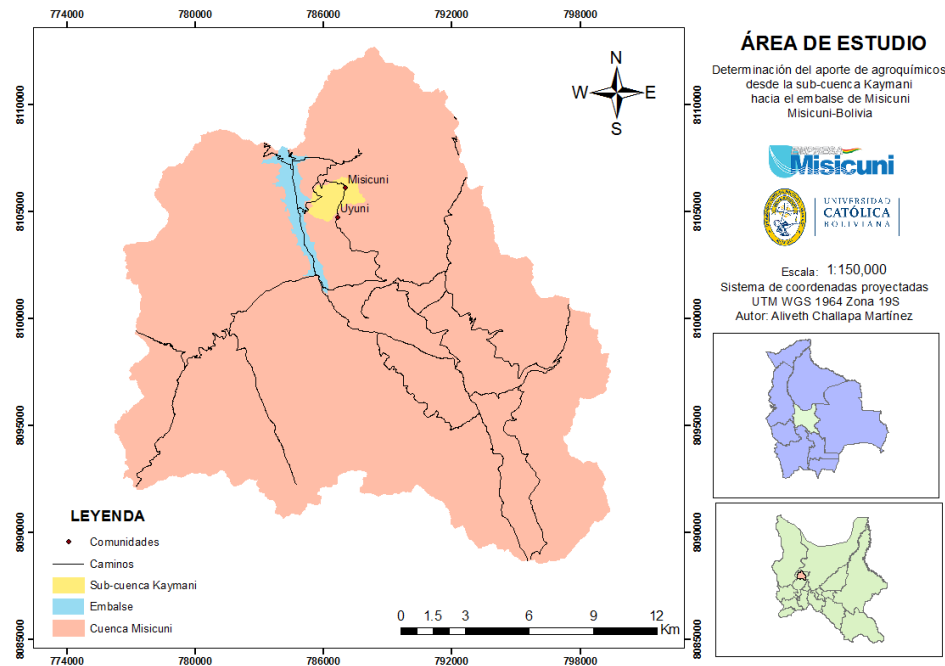


Figura 1: Ubicación del área de estudio.

Según la clasificación taxonómica USDA, los tipos de suelo que dominan en pie de monte son el Entisol y el Alfisol; mientras que en los valles predomina el Entisol. Con respecto a la hidrología, dentro de la subcuenca se encuentran el río Kaymani y quebrada Yuraj Kh'ara, los cuales descargan sus aguas directamente en el embalse (Bioterra, 2004).

Para comprender mejor la investigación, se presenta el siguiente sustento teórico:

1.2 Ciclo y cuenca hidrológicos

El ciclo hidrológico es el proceso continuo que experimenta el agua en todos sus estados (sólido, líquido y gaseoso) y formas (agua superficial, agua subterránea, etc.), caracterizándose porque no tiene principio ni final (Kiely, 1999; Villón, 2002). Entre los componentes del ciclo hidrológico se hallan la precipitación; evaporación y evapotranspiración; infiltración y percolación; y escorrentía (entre otros). El espacio geográfico relacionado al ciclo hidrológico es conocido como “Cuenca hidrológica”. Por lo tanto, una cuenca, será aquella área cuyos flujos de agua estarán conectados hacia un mismo canal principal, además de contar con la influencia geográfica de la

zona, de sus pobladores, la flora, fauna y el entorno ambiental en general (Gwp y Inbo, 2009; Promic, 2004).

Las cuencas se pueden dividir de acuerdo con su estructura en unidades de extensión menores, llamadas subcuencas y microcuencas. De igual manera, conforme a la dinámica hidrológica de una cuenca, se pueden identificar tres distintas zonas: la zona de captación (Cuenca alta), la zona de almacenamiento de transición (Cuenca media) y la zona de descarga de emisión (Cuenca baja)(Ordoñez, 2011; Saavedra, 2018).

1.3 Uso del suelo

De la misma manera, en las cuencas se desarrollan actividades humanas que transforman los espacios de cobertura y uso del suelo (Pérez *et al.*, 2018; Ruiz *et al.*, 2013). En este sentido, el uso del suelo es la ocupación de un área con el propósito de satisfacer las necesidades humanas mostrando una transición ambiental de una sustitución gradual de áreas de vegetación por pastos, agricultura, exposición de suelos o un crecimiento de áreas urbanas (Brown y Barnwell, 1987; Procuraduría ambiental y del ordenamiento territorial, 2003; Pérez *et al.*, 2017). Así también, la función dada al uso está vinculada con las propiedades del suelo (Fao, 2015).

1.4 Sedimentos

Los sedimentos constituyen material particulado de forma individual o disuelta a partir de la meteorización de las rocas. Las propiedades de los sedimentos son: tamaño, forma, densidad, velocidad de caída, propiedades grupales, composición granulométrica, porosidad, densidad global *in situ* y ángulo de reposo (Basile, 2018).

1.5 Contaminación agrícola

En base a lo explicado anteriormente, en este punto, se desarrolla el concepto de contaminación agrícola. Este tipo de contaminación difusa se genera por una aplicación excesiva de agroquímicos (Lawniczak *et al.*, 2016), los cuales presentan múltiples puntos de descarga y dependen del ciclo hídrico para su circulación (Fernández *et al.*, 2018; Troitiño, 2011). Si bien los agroquímicos, como los fertilizantes, mejoran el rendimiento de los cultivos (Fao, 2002) y los pesticidas o plaguicidas previenen, detienen o eliminan las plagas (Fao, 2014), los agroquímicos tienen un impacto en el medio ambiente y la salud humana (Butinof *et al.*, 2017; Espósito *et al.*, 2016; S. García, 2017).

Los agroquímicos generalmente están compuestos por el Nitrógeno y Fósforo (Fao, 2002; Magette y Carton, 1999), los cuales son contaminantes potenciales para el agua. Por lo tanto, para realizar una adecuada gestión de los mismos, es necesario

entender las transformaciones químicas de estos nutrientes (Magette y Carton, 1999). Por esta razón, en los siguientes puntos se describe el ciclo del Nitrógeno y Fósforo y se menciona cuáles son los factores ambientales de mayor incidencia en estos procesos.

1.5.1 El ciclo del Nitrógeno en el sistema agrícola

La transformación del Nitrógeno es influenciada por la acción de microorganismos del suelo, plantas leguminosas y por variables ambientales, como contenido de humedad del suelo, temperatura y concentraciones de oxígeno; dependiendo todos del estado atmosférico. Asimismo, entre los procesos que forman parte del ciclo se tiene a: la mineralización, la inmovilización, la desnitrificación y la volatilización. Por un lado, en la mineralización, se oxida el Nitrógeno orgánico a inorgánico (nitrato ($NO_3^- - N$)); el nitrato que no es tomado por la planta puede lixiviarse suelo abajo llegando al agua subterránea. Por otro lado, el proceso de la inmovilización se transforma el Nitrógeno inorgánico a orgánico. En cambio, la pérdida del Nitrógeno se produce mediante la desnitrificación de nitritos NO_2^- y nitratos NO_3^- a gases de óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno elemental (N_2); y mediante la volatilización, se pierde amoníaco ($NH_3^+ - N$) (Magette y Carton, 1999).

1.5.2 El ciclo del Fósforo en el sistema agrícola

El comportamiento del Fósforo en los suelos depende de las características físicas y químicas de cada suelo y de la actividad microbiana. Por una parte, el Fósforo orgánico es transformado por los procesos de mineralización e inmovilización; se estima que el 70-80% por ciento de los microbios participan en dichos procesos; por otra parte, el Fósforo inorgánico generalmente está fijado en forma de fosfatos de Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} y Al^{3+} , como también en arcillas del grupo caolinitas y ocluido en los óxidos de hierro (Fe_2O_3) y aluminio (Al_2O_3). Asimismo, la solubilización, el pH del suelo y la cantidad de los compuestos son el medio principal para que el Fósforo inorgánico esté disponible (Magette y Carton, 1999).

1.5.3 Pesticidas

Las propiedades físicas y químicas de los pesticidas varían ampliamente de acuerdo a su principio activo. Asimismo, el comportamiento de los pesticidas se encuentra en función de las propiedades del suelo (especialmente, textura y contenido de materia orgánica), las técnicas de aplicación y las condiciones ambientales (humedad, temperatura y aireación) (Magette y Carton, 1999).

1.6 Modelo SWAT

Ahora bien, en mérito a lo anteriormente expuesto, resulta que, para tener una mejor comprensión de estos contaminantes, se han creado diversos modelos para determinar y evaluar la contaminación agrícola (Neitsch et al., 2005). Siendo el modelado un proceso que utiliza herramientas matemáticas a fin de describir el comportamiento dinámico del medio. En ese sentido, hay estudios de aspectos ambientales (escurrimiento, producción de sedimentos, erosión, productividad agrícola, etc.) relacionados con estos modelos informáticos, que son conocidos como Modelos ambientales (Peña y Quijano, 2010).

Entre los modelos más destacados se encuentra *SWAT* (Instrumento de evaluación de suelos y aguas), el cual puede dividir la cuenca hidrográfica en subcuencas o sub-vertientes. A su vez, para el cálculo del balance del agua (ver Ecuación 1), la cuenca puede ser dividida en dos partes: Fase terrestre del ciclo hidrológico y Fase del enrutamiento hidrológico (Uribe, 2010). La fase terrestre del ciclo hidrológico controla las cargas de agua, sedimentos, cargas de alimento nutritivo y de pesticidas al canal principal de cada subcuenca. Mientras que en la fase de enrutamiento se define el movimiento del agua, sedimentos, nutrientes y pesticidas desde la red de canales al canal principal de la cuenca y en el depósito.

El ciclo hidrológico es simulado por la siguiente ecuación del equilibrio del agua:

$$SW_t = SW_0 + \sum (R_{day} - Q_{surf} - ET_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (\text{ec. 1})$$

Donde los parámetros que se utilizan se calculan en 1 día en unidades de (mmH₂O)

SW_t = Contenido final de agua en el suelo

SW_0 = Contenido inicial de agua del suelo

R_{day} = Cantidad de precipitación

Q_{surf} = Cantidad de escorrentía de la superficie

ET_a = Cantidad de evapotranspiración real

W_{seep} = Cantidad de agua que se infiltra en el perfil del suelo

Q_{gw} = Cantidad de flujo de retorno

La erosión y sedimentos se determinan mediante la siguiente ecuación modificada de pérdida universal del suelo (*MUSLE*) para cada URH (Unidades de Respuesta Hidrológica).

$$sed = 11.8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hrh})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (\text{ec. 2})$$

sed = Producción sedimentos en un día dado (toneladas métricas)

Q_{surf} = Volumen de superficie de escorrentía

q_{peak} = Escorrentía máxima

$area_{URH}$ = Área de URH

K_{USLE} = Factor de erodabilidad del suelo

C_{USLE} = Factor de cobertura y gestión de USLE

P_{USLE} = Factor de prácticas de conservación de USLE

LS_{USLE} = Factor topográfico

$CFRG$ = Factor fragmento macro

En cuanto a los criterios estadísticos y rangos de clasificación para evaluar el modelo del flujo de corriente son mencionados en la Tabla 1.

Tabla 1. Criterios RSR (Relación Desviación Estándar de Observaciones), NSE (Estadística de Nash Sutcliffe) y PBIAS (Sesgo porcentual) para evaluar el desempeño del modelo

Clasificación	RSR	NSE	PBIAS
			Flujo de corriente
Muy bueno	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$	$0,75 < NSE \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10$
Bueno	$0,50 < RSR \leq 0,60$	$0,65 < NSE \leq 0,75$	$\pm 10 \leq PBIAS \leq \pm 15$
Satisfactorio	$0,60 < RSR \leq 0,70$	$0,50 < NSE \leq 0,65$	$\pm 15 \leq PBIAS \leq \pm 25$
Insatisfactorio	$RSR > 0,70$	$NSE \leq 0,5$	$PBIAS > \pm 25$

Fuente: Moriasi *et al.*, 2007

El valor de RSR varía desde el valor óptimo de 0; cuanto menor sea el RSR, mejor rendimiento tendrá la simulación del modelo. En cambio, para NSE, el valor óptimo es de 1; los valores entre 0,0 y 1,0 generalmente se consideran niveles aceptables de desempeño. Valores $< 0,0$ en NSE indican que el valor medio observado es un mejor predictor que el valor simulado. Ello indica un desempeño inaceptable. Los valores para el PBIAS son de acuerdo al componente que se está

estudiando. Asimismo, dependerá de los escenarios que se presenten, ya sean típicos o atípicos (Moriassi *et al.*, 2007).

2 Metodología

La metodología empleada en la presente investigación se dividió en cuatro etapas congruentes con los objetivos propuestos.

2.1 Etapa 1. Caracterización de la subcuenca

2.1.1 Recolección y sistematización de la información correspondiente al uso y manejo de los agroquímicos

Mediante un proceso de revisión bibliográfica, se recolectó información secundaria correspondiente a la subcuenca de estudio, incluyendo archivos de *GPS*, mapas, estudios de suelo y agua. Después, se diseñaron y llevaron a cabo encuestas en campo, con el fin de identificar los agroquímicos usados en la subcuenca Kaymani, además de la cantidad usada y la etapa del ciclo agrícola en la que son aplicados. De este modo, se encuestó a 14 productores agrícolas, de acuerdo con el criterio de muestreo no probabilístico, de tipo intencional y aceptación del encuestado (López y Fachelli, 2015). Adicionalmente, la Unidad de Participación Social, Riego y Cuencas de la Empresa Masicuni proporcionó datos relativos al manejo de la producción agrícola en la zona.

Una vez colectada la información a partir de la aplicación de las encuestas, se procedió a sistematizar la información a través del uso del *software Excel* de Microsoft Office. La sistematización incluyó información correspondiente a la descripción de las parcelas con intervención agrícola, el tipo de cultivo, la clase de fertilizante, la clase de plaguicida y las cantidades utilizadas.

2.1.2 Muestreo en suelos

Como parte de la caracterización del área de estudio, se colectaron 12 muestras de suelo (ocho para el análisis fisicoquímico y cuatro para el análisis de plaguicidas) a una profundidad de 30 cm a finales del mes de abril. Para la selección de los puntos de muestreo se consideraron el estado de la parcela, la pendiente y su ubicación. Los parámetros fisicoquímicos analizados en cada muestra fueron: pH, conductividad eléctrica, textura, densidad aparente, Nitrógeno disponible, Fósforo disponible, Potasio y materia orgánica. Todos los análisis fueron realizados en los laboratorios del Centro de Investigaciones Químicas (CIQ - Quillacollo, Cochabamba). Por otro lado, para la identificación de plaguicidas se utilizaron los métodos de GC-MS

(cromatografía de gases de masas), LC-MS/MS (detector de espectrometría de masas) y extracción QuEChERS.

2.2 Etapa 2. Elaboración del mapa de uso de suelo de la subcuenca Kaymani

A partir del uso de imágenes provenientes del satélite Sentinel 2 Nivel 2 de *SAS PLANET* y *CEBERS 4^a*, se desarrolló el mapa de uso de suelo correspondiente de la sub-cuenca de estudio para los años 2011 y 2019. Primeramente, para el 2011, mediante la imagen satelital Sentinel 2 Nivel 2 se realizó un mosaico, con una resolución de 2,25 m, el cual permitió almacenar, administrar y visualizar la colección de ráster; después, se digitalizaron todas las unidades de suelo a escala 1:5 000. Seguidamente, se trabajó con la imagen satelital *CEBERS 4^a* del año 2019, para observar el cambio de uso de suelo, se digitalizaron en esta imagen todos los cambios en el uso de suelo.

2.3 Etapa 3. Estimación de la escorrentía y sedimentación

Para la estimación de la escorrentía y sedimentación en la subcuenca, se empleó el modelo hidrológico *SWAT*, a partir de la aplicación de los siguientes pasos:

2.3.1 Modelización y estimación de la escorrentía y sedimentación

Primeramente, fue necesario construir el modelo hidrológico de la subcuenca Kaymani a partir del uso de insumos tanto físicos como hidrológicos y climáticos. Esto, con el objetivo de comprender el proceso dinámico en el área de estudio. La Figura 2: describe cada paso seguido:

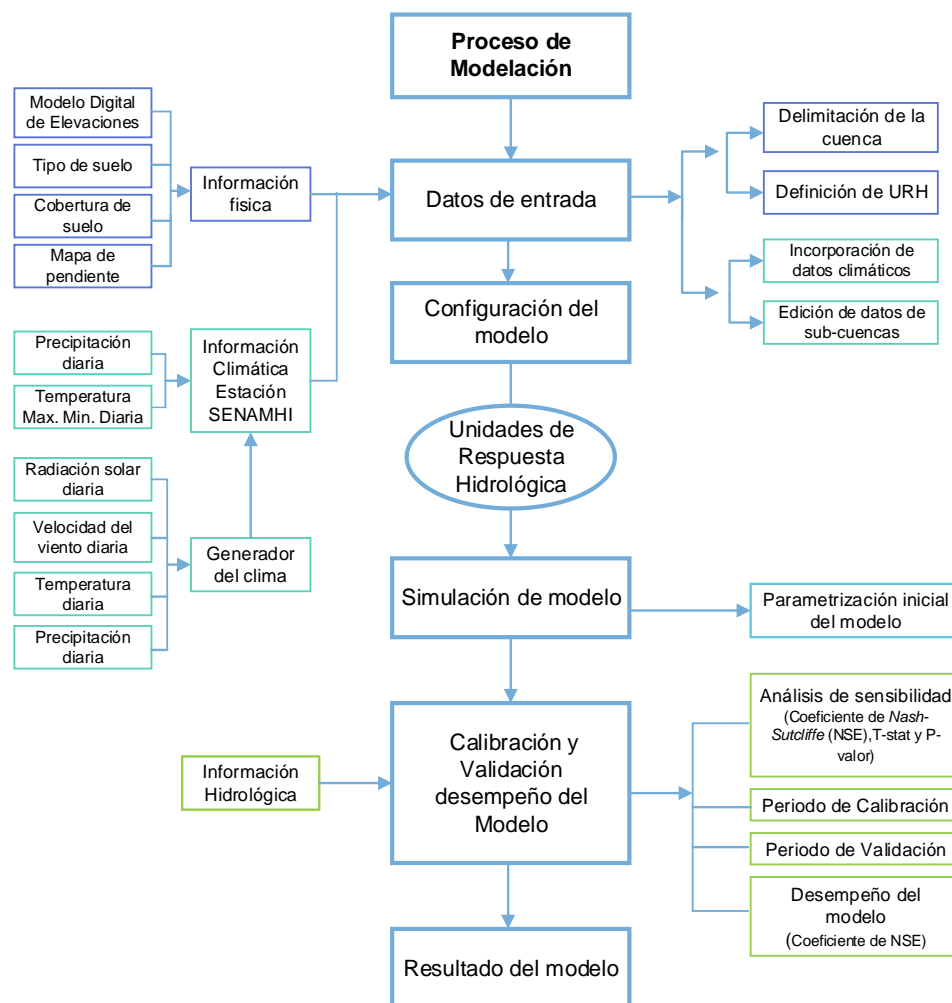


Figura 2: Proceso de modelación hidrológica con base en lo expuesto por Tamayo (2017)

Tal y cual es explicado en la Figura 2, los insumos requeridos para calcular los procesos de escorrentía y sedimentación incluyeron:

- **El Modelo Digital de Elevación (DEM)**, descargado del sitio web de la *NASA* correspondiente al modelo de elevación *Alos Palsar* de 12,5 m (web: <https://asf.alaska.edu/data-sets/sar-data-sets/alos-palsar/>).
- **Información respecto al tipo de suelo**, clasificada para la subcuenca Kaymani según la geoforma la pendiente del área de estudio. Posteriormente, toda esta información fue añadida a la base de datos del

modelo *SWAT*, clasificada junto con los resultados obtenidos en el muestreo de suelos (explicada en la sección 2.1.2). Datos faltantes, como la conductividad hidráulica, fueron calculados utilizando el programa *Soil-Plant-Air-Water (SPAW)*, para el análisis hidrológico (Tamayo, 2017).

- **Información respecto a la cobertura del suelo**, obtenida de la digitalización explicada en la sección 2.2. En este contexto, las clases de cobertura del suelo identificadas fueron traducidas a las categorías incluidas en la base de datos del modelo *SWAT* para poder simular el crecimiento de las distintas clases de cobertura terrestre. Las categorías empleadas para este paso fueron: uso urbano-Mediana (URML), afloramiento rocoso (BARR), humedales (WETL), ríos y lagos (WATR), pastizales (PAST), bosque (PINE) y cultivo (POTA).
- **Información meteorológica**, basada en datos meteorológicos diarios de precipitaciones extraídas de la subestación Sivingani (1968-2020), provistas por la Empresa Misicuni. Para la obtención de otros parámetros, como temperatura, velocidad del viento, radiación solar y humedad relativa, se utilizaron los datos proporcionados por *CFSR World* (Reanálisis del Sistema de Pronóstico Climático), desde 1979 hasta el 2014.

Una vez colectados los insumos, se procedió a delimitar la cuenca de estudio, cargando inicialmente el *DEM* en el delimitador de cuencas del modelo *SWAT*. A partir de esto, se calcularon los parámetros hidrológicos correspondientes y se estableció el área para la generación de red de drenaje. Asimismo, los puntos de control y subcuenca fueron definidos como la selección de punto de cierre del modelo. Después, para la generación del mapa de URHs, fue necesario cargar al modelo la información de suelo, uso y pendiente (reclasificado en cuatro clases en función al porcentaje de pendientes del 10, 15, 25, 35). Con respecto a los insumos del ciclo hidrológico, en el *software SWAT* se calculó la evapotranspiración a partir del método de Penman-Monteith, la escorrentía con el método Lluvia diaria/ CN/Ruta diario y los caudales con el método de almacenamiento de variables de enrutamiento de canales.

Seguidamente, se escogió un intervalo de tiempo de simulación a nivel mensual y un periodo de simulación correspondiente al período 1968-2020. Terminada la incorporación de todos los insumos necesarios, se procedió con la simulación del modelo. Una vez concluido el proceso, fue posible leer las salidas correspondientes a los resultados del modelo, mediante el paquete *SWATCHECK*.

2.3.2 Calibración y validación del modelo

La calibración del modelo fue realizada de acuerdo con lo propuesto en el documento “*SWAT Model, use, calibration, and validation*” y en el documento “*User manual for SWAT-CUP (SWAT calibration and uncertainty analysis programs)*” (Abbaspour, 2015; Arnold *et al.*, 2012). La variable independiente seleccionada para el proceso de la calibración y validación fue el caudal de la subcuenca Kaymani. Para obtener este caudal se realizó previamente una pre-modelización con *SWAT* de toda la cuenca Mísicuni (Ver Figura 1) debido a que se contaba con los caudales medidos en campo (desde 1968 hasta el 2009) en los puntos de entrada y salida donde se estableció el embalse.

Una vez determinada la variable independiente se procedió con la calibración y validación del modelo a nivel de subcuenca, dividiendo el período de registro en dos partes: Período de calibración y periodo de validación. Se procuró que ambos periodos posean un balance similar en número de años húmedos/secos e hídricos. Posteriormente, mediante el programa *SWAT-CUP-SUF2* se determinaron los parámetros para la evaluación de los resultados modelados mediante *SWAT* en función de los componentes del balance hídrico. Dichos componentes incluyeron al coeficiente de evaporación (GW_REVAP), la profundidad del umbral del acuífero subterráneo (GWQMN), el umbral de profundidad del agua en el acuífero poco profundo (REVAPMN), el factor de compensación de la evaporación del suelo (ESCO) y la curva de número (CN2). Las herramientas utilizadas para el análisis estadístico fueron R^2 , NSE, PBIAS y RSR.

2.4 Etapa 4. Estimación del aporte de los agroquímicos provenientes de la subcuenca Kaymani hacia el embalse

2.4.1 Modelización del manejo de los agroquímicos en suelos agrícolas

Una vez calibrado y validado el modelo, se definieron los valores de entrada en el modelo *SWAT* en relación con las características de los agroquímicos. Se introdujo en la tabla de suelos del modelo *SWAT*, la información recolectada correspondiente al manejo y la química de los suelos agrícolas de la subcuenca. Se definieron también, las características de la rotación de cultivos, el tipo de agroquímicos usados, la cantidad aplicada de fertilizantes, pesticidas y las fechas en las que son utilizados. También se especificó la carga de Nitrógeno disponible y el pH en el suelo. Para una mejor visualización de la distribución y salidas de los agroquímicos, se utilizó la aplicación *SWATviewer*.

2.4.2 Comparación de los resultados modelados con las mediciones de campo y la norma boliviana

Para corroborar los resultados de la modelización, se realizó un muestreo de agua para medir los parámetros *in situ*: pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y caudal. De igual manera, se tomaron muestras para poder calcular en laboratorios, la concentración de nitratos y fosfatos. Una vez obtenidos los resultados del aporte de nutrientes de Fósforo y Nitrógeno de la cuenca de estudio, estos fueron comparados con las normas establecidas en la Ley del Medio Ambiente de Bolivia.

3 Resultados

3.1 Caracterización agrícola

A partir de las encuestas aplicadas, se determinó que el 100% de los productores encuestados cultivan papa Huaycha en al menos parte de sus terrenos, siendo que el 80% de ellos optan por el sembrado de la papa Lucky en sus parcelas restantes. Asimismo, se ha determinado que los productores cultivan otro tipo de productos para la rotación de cultivos, incluyendo avena, papalisa y oca. Sin embargo, para la caracterización agrícola de los agroquímicos se ha considerado solamente a la producción de papa, por ser la más importante. A continuación, la Figura 3 se pueden apreciar los agroquímicos de mayor uso y las dosis aplicadas en los cultivos de papa.

Los fertilizantes utilizados en el área de estudio son de naturaleza orgánica y mineral, siendo el guano de gallina el más popular entre los productores encuestados (38% de los encuestados la utilizan). Seguidamente, son también utilizados los fertilizantes foliares, urea, abono mezclado, chala y guano de oveja, aunque en menor proporción ($\leq 10\%$). Con referencia al volumen de fertilizante aplicado, se evidencia un uso bastante más elevado en $t\ ha^{-1}$ de gallinaza con respecto a los fertilizantes minerales. Este fenómeno se da debido a que es necesaria mayor cantidad de gallinaza para aportar el Nitrógeno, Fósforo y Potasio necesarios, en comparación con abonos minerales (Fundación Hogares Juveniles Campesinos, 2004; Guerrero, 1998).

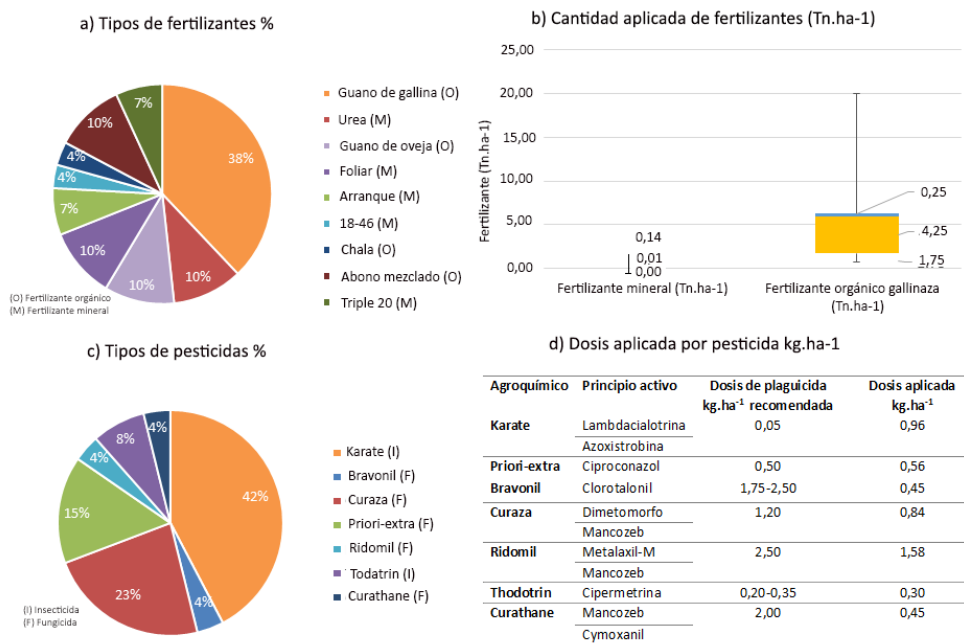


Figura 3: Agroquímicos de mayor uso y dosis aplicada

Asimismo, analizando el diagrama de la Figura 3, se puede observar que un 75% de los agricultores no aplican más de 6 t ha⁻¹ de gallinaza en sus terrenos, mientras que el restante 25% aplicaría 6,25 t ha⁻¹. Comparando estos datos con los establecidos por Guerrero (1998) y Peña (1997), que sugieren una aplicación de entre 2 a 5 t ha⁻¹, los datos obtenidos en la cuenca de estudio, se encontrarían en su mayoría dentro del rango recomendado. Sin embargo, si bien las concentraciones aplicadas difieren de parcela a parcela en función a la fertilización del suelo, al tamaño de terreno, a las propiedades fisicoquímicas del suelo y al rendimiento del cultivo deseado, estaría existiendo un excedente de 25% de Nitrógeno y Fósforo, aproximadamente. Esto representa, por un lado, una pérdida económica para el productor, pero, además, el excedente es transportado hacia el embalse Misicuni mediante escorrentía y lixiviación, representando un riesgo para la calidad agua.

Con respecto al uso de pesticidas, se evidencia que los más utilizados en el área de estudio son el insecticida Karate-Lambdacialotrina (42%), el fungicida de Curaza-Mancozeb (23%) y el Priori-extra-Azoxistrobina y Ciproconazol (15%). Entre estos pesticidas, el Karate y Priori-extra son los únicos que sobrepasan la dosis sugerida

por Syngenta(2017), siendo que el Karate suele emplearse en cantidades 19 veces mayores a la cantidad sugerida. Sin embargo, el insecticida Thodotrin, a pesar de no aplicarse en exceso, se halla en el límite sugerido de 0,3 kg ha⁻¹.

En este contexto, el exceso en la aplicación de plaguicidas puede implicar un eventual lavado y transporte de estos hacia otras áreas de la subcuenca, pudiendo ser tóxicos para el ecosistema. Aunque la toxicidad depende de la clasificación de cada pesticida, Echa (2021) explica que todos los pesticidas identificados en este estudio se caracterizan por ser muy tóxicos para la vida acuática. Si bien la Azoxistrobina y el Dimetamorfo se degradan relativamente rápido, los demás compuestos son bastante persistentes (Echa, 2021).

3.2 Caracterización textural de la subcuenca

Continuando con la caracterización del área de estudio, en la Figura 4: y Tabla 2 se muestran los resultados obtenidos del análisis de suelos en la subcuenca Kaymani. Como se observa, todos los suelos analizados presentan texturas esencialmente francas con distinta proporción de arena, limo y arcilla, caracterizándose por su textura mediana, una infiltración mediana a lenta y una capacidad de almacenamiento de agua moderada. En este tipo de suelo, la retención de contaminantes es moderada. De igual manera, la erosión hídrica de desprendibilidad y de transportabilidad es mediana.

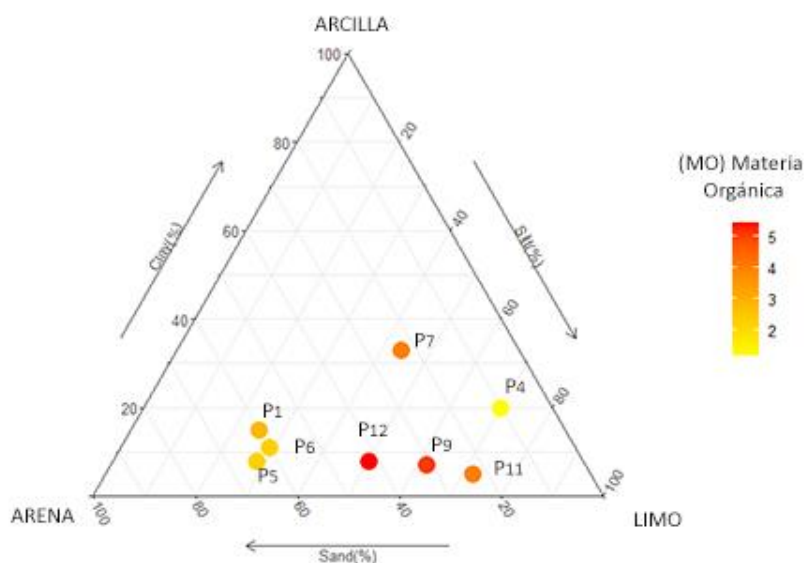


Figura 4: Textura del suelo y materia orgánica de las muestras obtenidas para la subcuenca Kaymani.

Asimismo, el pH, se encuentra entre las categorías de fuertemente ácido y moderadamente ácido, típico de los Entisoles y Alfisoles (Bioterra, 2004). Debido a esta característica, y la temperatura del área de estudio la posibilidad del desarrollo de microorganismos se dificulta (Osorio, 2012) y la disponibilidad de la materia orgánica y del Nitrógeno, Fósforo y Potasio también se verán influenciadas; como por ejemplo habrá una menor disponibilidad de nitratos y Nitrógeno amoniacal mineralizado (Argüello, 1991; Alvarado, 2008; Soto *et al.*, 2016; Villarroel, 1988). De la misma manera, observando los resultados de los macronutrientes (Nitrógeno, Fósforo y Potasio), estos varían entre las categorías de muy baja, baja, media y alta. Esta distribución, además de ser influenciada por el manejo heterogéneo de las distintas parcelas (Chavarriaga *et al.*, 2015; Sánchez *et al.*, 2005) o que las plantas asimilen más el Nitrógeno-Fósforo-Potasio disponible, nos indica que existe la posibilidad de que los nutrientes en estado inorgánico u orgánico hayan sido transportado mediante escorrentía al canal o al embalse (Tinal *et al.*, 2015).

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos y análisis de plaguicidas

Unidad	Parámetros					
	pH	Conductividad	densidad aparente	Nitrógeno disponible	Fósforo disponible	Potasio
		$\mu\text{s cm}^{-1}$	g ml^{-1}	mg kg^{-1}	ppm	meq 100 g^{-1}
p1	4,82	298,00	0,89	9,22	Ld	0,34
p2	No se detectaron plaguicidas					
p3	No se detectaron plaguicidas					
p4	4,79	188,00	1,08	9,54	5,75	0,25
p5	5,03	274,00	0,90	9,62	Ld	0,18
p6	5,42	139,00	1,07	9,46	42,63	0,26
p7	5,12	170,00	0,96	10,03	57,20	0,40
p8	No se detectaron plaguicidas					
p9	4,63	180,00	0,98	10,68	40,20	0,28
p10	No se detectaron plaguicidas					
p11	4,78	252,00	1,00	9,46	14,76	0,37
p12	4,80	214,00	0,89	12,64	18,26	0,51

Fuente: Elaboración propia

Sin embargo, a través del análisis de pesticidas no se pudo detectar la presencia de plaguicidas en las muestras. Dichos resultados pueden haber sido influenciados por la época en la que se realizó el muestreo pues, según el calendario agrícola de la papa, abril es época de cosecha. En tal sentido, el contenido de plaguicidas probablemente pudo haber sido eliminado del suelo en las fases de desprendimiento, degradación y persistencia (Altamirano, 2015). Por lo tanto, los residuos de pesticidas podrían haber sido ya transportados hacia las cuencas bajas, sobre todo si es que poseen valores de solubilidad alta (Altamirano, 2015; Magette y Carton, 1999). Por otro lado, considerando el porcentaje elevado de materia orgánica en las muestras, el suelo debería tener una mayor capacidad para absorber los plaguicidas; sin embargo, la humedad de la zona puede haber favorecido igualmente la degradación de pesticida (García, 2000).

3.3 Uso de suelo

La clasificación obtenida para el uso de suelo en la subcuenca Kaymani para los años 2011 y 2019 fue codificada según los códigos de la base de datos de *SWAT*. En

la Figura 5:, se observan los mapas de uso de suelo (año 2011 y 2019). Las distintas categorías se componen de la siguiente manera:

- Suelos agrícolas (AGRC): Parcelas destinadas a la producción, ubicadas en el pie de monte, en pendientes pronunciadas y cerca del embalse.
- Suelos desnudos (BARR): Lo constituyen áreas rocosas, suelos sin cubierta vegetal y suelos en descanso. En este último caso, se tiene la presencia de las especies *Festuca dolychopylla* y *Stipa ichu* (Bioterra, 2004). En las áreas rocosas, en cambio, se tiene la presencia de helechos y vegetación saxícola como *Lobivia maximiliana* (Aguayo, 2010).
- Pastizales (PAST): Compuestos por *Festuca dolychopylla*, *Stipa ichu* y *Cortaderia rudiusscula*. Individualmente, la *Stipa ichu* predomina en la subcuenca con respecto a otras coberturas vegetales (Bioterra, 2004).
- Área urbana (URML): Esta categoría corresponde a asentamientos poblacionales en la subcuenca Kaymani, en la que habitan 373 personas (Ministerio de Planificación del Desarrollo, 2016; Misicuni, 2007).
- Cuerpos de agua (WATR): Esta cobertura se refiere a los ríos identificados en la subcuenca Kaymani.
- Bosque de Pino (PINE): Ubicado cerca al río Kaymani, se encuentran actualmente en crecimiento.
- Bofedales (WETL): Ubicados en el pie de monte, en los cuales se desarrollan pasturas naturales (Bioterra, 2004).

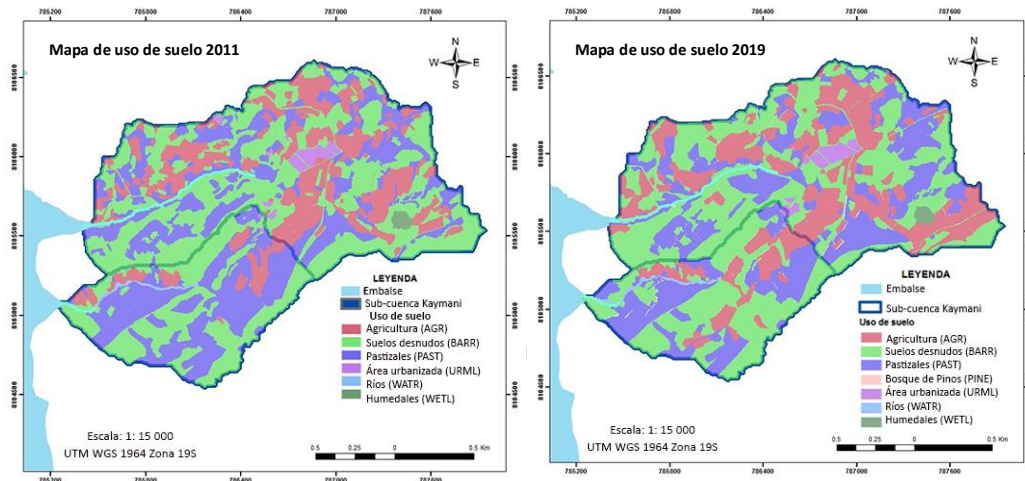


Figura 5: Mapa de uso de suelo de 2011 y 2019 en la subcuenca Kaymani

Como puede observarse en la Figura 5: y en Figura 6:, se ha registrado un cambio muy poco significativo en cuanto al uso de suelo entre el año 2011 y 2019 en la subcuenca Kaymani, con un aumento en el porcentaje de áreas agrícolas (5%) y una disminución en el porcentaje de pastizales (4%). También, se puede observar que el área urbana no ha crecido en el período analizado, pudiéndose inferir que no existe un crecimiento demográfico en la cuenca de estudio, siendo que la mayor parte de la población solo habita la zona durante épocas importantes del calendario agrícola (Misicuni, 2021).

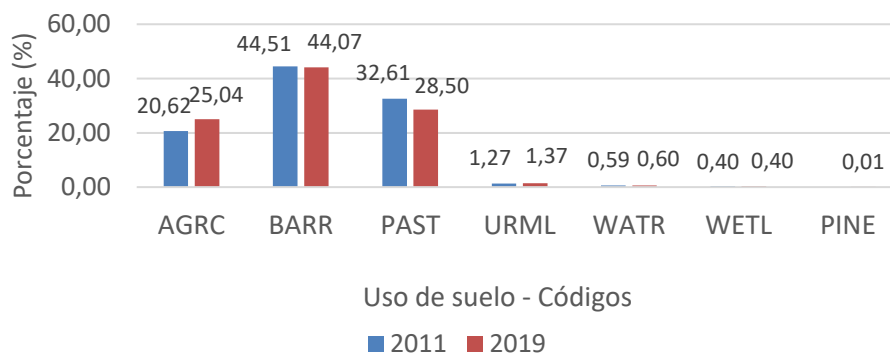


Figura 6: Comparación del uso de suelo para los años 2011 y 2019 en la subcuenca Kaymani

Por lo tanto, el uso de suelo en la subcuenca Kaymani, respecto al área agrícola, no tendría un cambio significativo. Esto podría deberse al clima supratropical altimontano y orotropical altoandino de la cuenca, que permite un número limitado de cultivos (Minagri, 2013; Navarro y Maldonado, 2002). Esta limitación también podría ser influenciada por las características texturales y geomorfológicas de la subcuenca (Bioterra, 2004). Asimismo, al no existir un crecimiento abrupto en el área agrícola, posiblemente no habrá un aumento en el uso de los agroquímicos y, por ende, el aporte de agroquímicos se mantendrá casi constante; sin embargo, el aporte dependerá de las características geomorfológicas del lugar.

3.4 Modelización de la escorrentía y sedimentación

En base a los resultados de la caracterización agrícola y el uso de suelo en la cuenca de estudio, se obtuvieron los resultados apreciados en la Figura 7: los cuales fueron obtenidos mediante la aplicación del modelo *SWAT*. Al calibrar el modelo (1968-1990) a través del análisis de la variación del caudal observado versus la mejor estimación del caudal, se obtuvo un valor de R^2 igual a 0,88, indicando una relación cercana entre los valores observados y los valores simulados. Por otro lado, el valor de coeficiente de eficiencia de *Nash y Sutcliffe* (NSE), el cual determina la magnitud relativa de la varianza residual, fue de 0,83, lo que significa que se ajustó a la relación 1:1, mostrando un muy buen desempeño hidrológico del modelo. En cuanto al índice de error PBIAS, se obtuvo un valor de 22,5, satisfactorio para flujos de corriente, siendo pequeña la tendencia del promedio de los datos simulados con relación a los datos observados. Del mismo modo, la desviación estándar obtenida para las observaciones RSR, calculado como la relación entre el RMSE (error cuadrático medio) y la desviación estándar de los datos medidos, fue de 0,42 demostrando un muy buen rendimiento del modelo.

Una vez terminada la calibración, se procedió con la validación de los resultados utilizando un periodo de 19 años (1991 a 2009) (Figura 7). Los valores del coeficiente de eficiencia NSE de 0,49 y de la relación de desviación estándar de observaciones RSR de 0,72 son insatisfactorios, lo cual significaría que, los valores observados son mejores que los simulados (Moriassi *et al.*, 2007). No obstante, el coeficiente de relación R^2 (0,52) y el PBIAS (17,1) se encuentran en rangos aceptables; siendo R^2 un valor muy sensible a los cambios en valores extremos. En consecuencia, al considerar estos cuatro parámetros estadísticos en los periodos de calibración y validación (38 años en total) se determinó que el modelo tiene un rendimiento satisfactorio.

Asimismo, en relación con el balance hídrico simulado por el modelo *SWAT* para la subcuenca Kaymani, se obtuvo que el escurrimiento superficial anual promedio corresponde al 19,14% (130 mm) de la precipitación (681,4 mm). Este

valor implica una disminución de este aporte en los últimos 10 años (155 mm en 2010), probablemente como resultado de la disminución en los valores de precipitación en la subcuenca (Kiely, 1999), que a su vez ha causado valores más grandes de infiltración en los suelos, compensando la humedad del suelo y la recarga del agua subterránea (Villón, 2002).

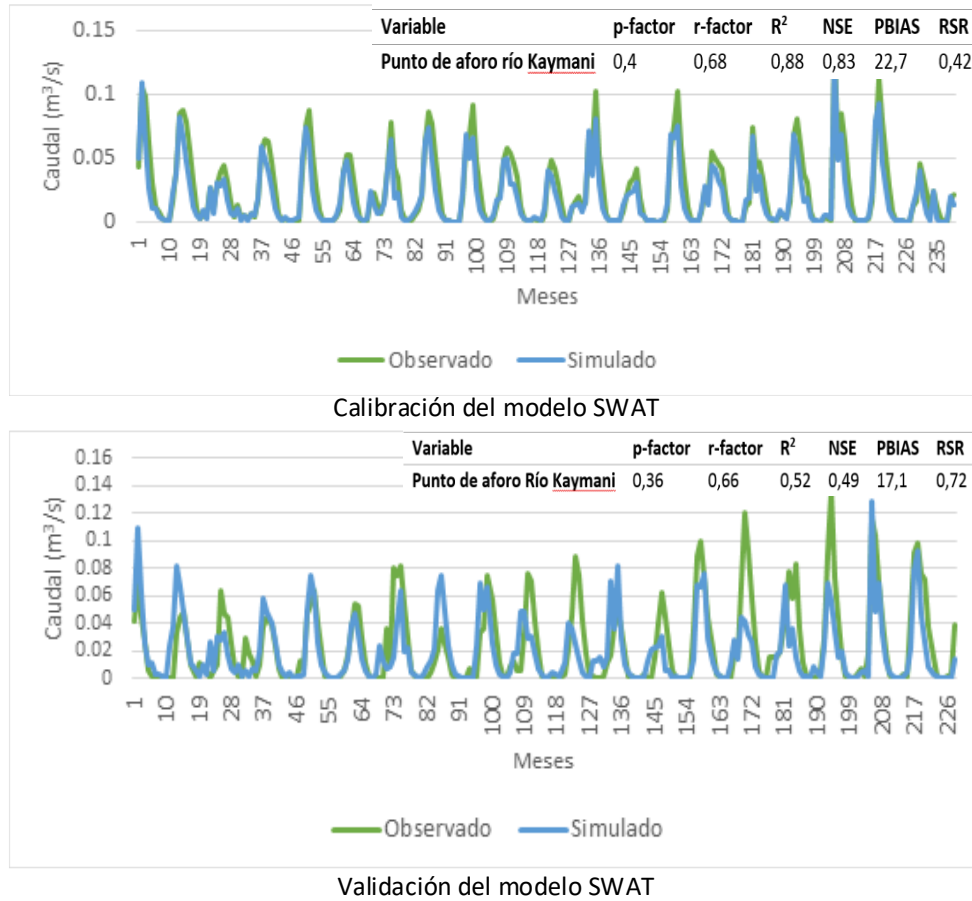


Figura 7: Calibración y validación del modelo SWAT.

En este contexto, como se puede apreciar en la Figura 8; al dividir Kaymani en microcuencas, es posible distinguir que las microcuencas 2, 4, 6, 11, 14, 19 y 20 son las que mayor escorrentía aportan. Esto se debe a que estas microcuencas presentan las pendientes más elevadas del área de estudio, produciéndose en ellas una mayor escorrentía y menor infiltración. Sin embargo, el aporte de material arrastrado

proveniente de cada una estará en función del manejo de suelos y técnicas de control de la escorrentía en cada microcuenca.

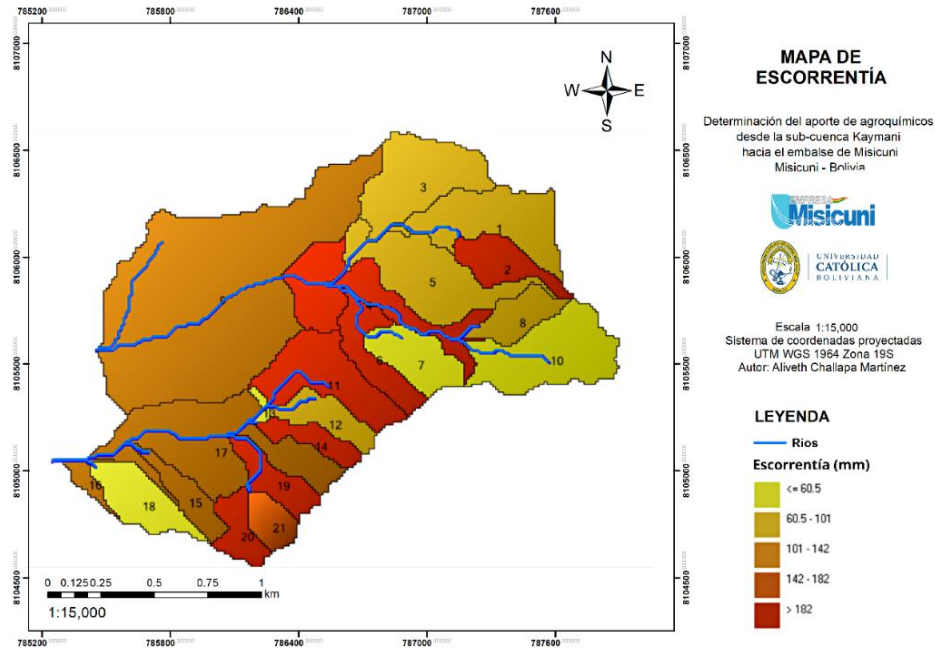


Figura 8: Mapa de escorrentía

En lo referente al comportamiento de los sedimentos de la subcuenca, se obtuvo un valor anual de sedimentos arrastrados correspondientes a 51 t ha^{-1} para el año 2020 (Figura 9). Si bien el comportamiento de los sedimentos puede verse potenciado por eventos hidrológicos extraordinarios de aumento o disminución extremo del aporte del caudal (Caf, 2014), el grado de inclinación de la pendiente y el uso de suelo (Basile, 2018) tienen una influencia principal en la generación de sedimentos.

Sin embargo, cuando los resultados obtenidos son comparados con investigaciones similares, cuencas con un mayor porcentaje de uso de suelo agrícola y con áreas más extensas aportan usualmente valores mucho menores de sedimentos (menores a $2,27 \text{ t ha}^{-1}$ en los estudios de Kirsch, 2000 y Pontes et al., 2021, por ejemplo). Esta aparente sobreestimación podría deberse a errores en la predicción del flujo máximo, produciéndose una respuesta rápida del caudal aguas abajo en un tiempo corto en la subcuenca (Kiely, 1999; Rostamian et al., 2008). Por otro lado, la fórmula principal de la pérdida de sedimentos (MUSLE), mostró en la cuenca

Kaymani una mayor sensibilidad a la erosión hídrica (Tamayo, 2017) y menor sensibilidad a la cobertura del suelo que controla la erosión y la producción de sedimentos. En este sentido, Pontes (2021) afirma que, en cuencas pequeñas, el modelo *SWAT* podría no representar correctamente la interacción entre la cobertura del suelo y la erosión de la ladera en las cargas de sedimentos; por lo tanto, para tener una mejor representación, se aconseja incluir múltiples fuentes de datos de erosión interna.

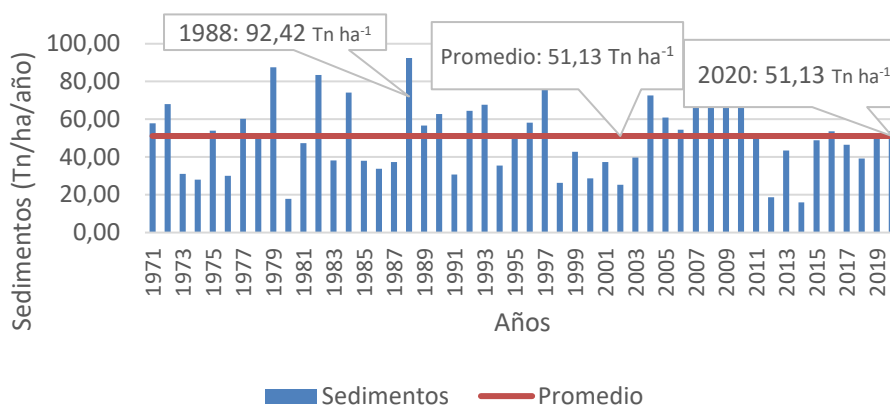


Figura 9: Aporte anual de sedimentos ($t\ ha^{-1}$) desde la subcuenca Kaymani

3.5 Aporte de agroquímicos

Con respecto al aporte de agroquímicos en la subcuenca de estudio, el modelo se aplicó desde 1971 a 2020 debido a los datos climáticos considerados en su configuración. Es así que se tiene como promedio del aporte total anual de ese rango de años y para una mejor apreciación se determinó el aporte promedio del año 2020. Para la presencia de Nitrógeno, se comprende el aporte de nitratos NO_3^- , Nitrógeno orgánico (NORG) y amonio NH_4^+ como formas químicas potencialmente transportables por el agua (Tabla 3).

Es posible observar que, entre los años 1971-2020, el promedio de Nitrógeno total anual modelado es de $50,98\ t.año^{-1}$ mientras que, durante el año 2020, se observa un aumento a $64,37\ t.año^{-1}$, siendo ambos valores elevados. En este sentido, se distingue a las microcuencas 4, 9, 16 y 17 como las que mayor Nitrógeno total aportan, con un aporte de cada microcuenca de entre $6\ 000$ a $8\ 000\ kg\ año^{-1}$. Comparando estos resultados con la literatura, se tiene que los valores simulados de Nitrógeno por el modelo *SWAT* para la subcuenca Kaymani podrían estar siendo

sobreestimados. Por ejemplo, en la investigación de Wang (2015) se obtuvo un valor de 1,35 mg l⁻¹ de Nitrógeno total de la región de Eastern Hokkaido en Japón (con un uso de suelo del 40% en la agricultura). En ese mismo sentido, en la cuenca de *Cedar Creek* en Texas, con nueve plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), se calcularon entre 0,86 y 18,4 t ha⁻¹. año⁻¹ de Nitrógeno total (Narasimhan *et al.*, 2010).

Tabla 3. Aporte anual de Nitrógeno total modelado de la subcuenca Kaymani

	NO ₃ t año ⁻¹	NORG t año ⁻¹	NH ₄ t año ⁻¹	Nitrógeno Total t año ⁻¹	Nitrógeno Total t ha ⁻¹
Aporte total anual	6,40	44,56	0,02	50,98	0,17
Aporte 2020	6,42	57,92	0,02	64,37	0,22

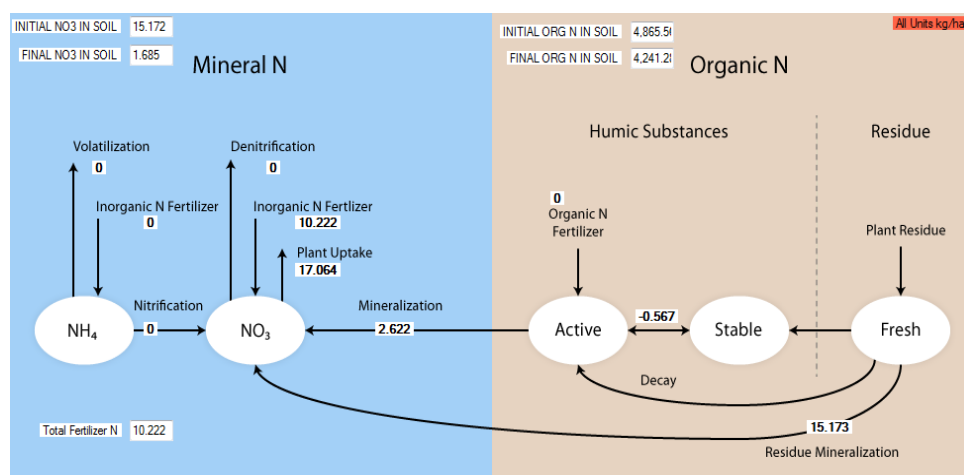


Figura 10: Modelación del ciclo del Nitrógeno

Por otro lado, el resultado del proceso de desnitrificación simulado fue igual a cero (Figura 10), por lo que no se registraron pérdidas en el sistema en forma de óxido nitroso (N₂O) ni de Nitrógeno elemental (N₂). De igual manera, durante el proceso de volatilización, tampoco se registró la pérdida amoníaco (NH₃⁺ - N). Como consecuencia, la pérdida en el sistema en forma de nitratos fue mayor (Ikenberry *et al.*, 2017). Con respecto al contenido de Nitrógeno orgánico, al no existir procesos de desnitrificación ni volatilización, el porcentaje de Nitrógeno orgánico que se perdía es distribuido entre los procesos de pérdida, erosión del suelo y

lixiviación (Celaya y Castellanos, 2011). Asimismo, la mineralización calculada en total fue de 17,79 kg ha⁻¹. El dato obtenido varía principalmente en función de la temperatura y del contenido hídrico. Como se utilizó el componente *CFRS Word* para la temperatura y humedad relativa, este seguramente influyó en la modelización de la mineralización ya que tanto la temperatura máxima como la humedad son mayores a las proporcionadas por dicho componente. Por lo tanto, existe una descomposición más rápida del Nitrógeno en la zona.

La comparación entre los resultados del modelo del año 2020 y las mediciones *in situ* del 2021, con respecto al aporte arrojó los siguientes valores: $1 < NO_3^- < 3,2$ mg l⁻¹ para las mediciones en campo y $1,29 < NO_3^- < 5,14$ mg l⁻¹ para los resultados modelados, cumpliendo en ambos casos lo establecido en la Ley 1333 ($NO_3^- < 10$ mg l⁻¹). Asimismo, los otros parámetros medidos en campo estarían cumpliendo lo establecido por la misma ley. Por ejemplo, los valores de oxígeno disuelto del agua (OD) medidos *in situ* ($97 < OD < 148$ %) se encontraban dentro de un rango muy bueno ($OD > 80\%$), lo que estaría indicando una buena reoxigenación del agua en río Kayamani y quebrada Yuraj K'hara. En este sentido, la temperatura ($10,77 < T < 12,8$ °C) y conductividad eléctrica ($83,7 < uS < 116,97$) medidas en campo, estarían favoreciendo la solubilidad del oxígeno; ya que, a menores temperaturas y salinidad, la solubilidad del oxígeno es mayor. Asimismo, el pH del agua medido en campo fue de $6,69 < pH < 8,00$ (casi neutro) lo cual implicaría la ausencia de minerales como Fe³⁺, H₂PO₄ y H₂S, que acidifican el agua.

Con respecto al aporte modelado de Fósforo al flujo de agua desde la cuenca Kayamani, los resultados obtenidos pueden ser apreciados en la Tabla 4:

Tabla 4. Aporte anual de Fósforo total

	Fósforo orgánico t año ⁻¹	Fósforo mineral t año ⁻¹	Fósforo total t año ⁻¹	Fósforo total t ha ⁻¹
Aporte total anual	22,69	0,24	22,93	0,079
Aporte 2020	32,24	0,39	32,62	0,112

Como promedio histórico para el transporte de Fósforo total, se modeló un valor de 22,93 t anuales mientras que para el año 2020, el valor subió a 32,62 t anuales. En este marco, la microcuenca 9 continuó siendo la que mayor aporte genera, seguida por las microcuencas 17, 16 y 4. Comparando estos valores con investigaciones similares realizadas en cuencas más extensas, se tiene que, en Cedar Creek,

Mahantango y Rock River, por ejemplo, se simularon valores de transporte de Fósforo mucho más bajos, de entre 0,00019 a 2,18 t ha⁻¹ como máximo. A pesar de ser valores comparativamente bajos, los resultados modelados de la carga de Fósforo en dichas investigaciones fueron más altos que los valores monitorizados, según sus autores (Kirsch, 2000). Por lo tanto, la bibliografía revisada parece confirmar que los datos de Fósforo total son elevados cuando se modelan a través del modelo *SWAT*. Este resultado podría deberse a también a que, en la carga de sedimentos calculado en el modelo, el Fósforo orgánico está adherido con las partículas de sedimentos.

Con respecto al ingreso de Fosfatos, los seis puntos muestreados se encontraron bajo del valor máximo establecido por la Ley 1 333 (0,5 mg l⁻¹). No obstante, en el punto 1, se obtuvo un valor relativamente elevado de 0,41 mg l⁻¹, Pues era el punto de muestreo más cercano a la comunidad.

Tabla 5. Transporte del pesticida Lambdacialotrina

Transporte del pesticida	Cantidad kg ha ⁻¹
Aplicado	0,85
En descomposición	0,66
Escorrentía superficial que ingresa a la corriente (solución)	3,7.10 ⁻⁴
Escorrentía superficial que ingresa al arroyo (absorción)	0,23
Lixiviado del perfil del suelo	1,0.10 ⁻⁷
En flujo lateral entrando en arroyo	4,8.10 ⁻⁵
Cantidad final de plaguicida en la planta	0
Cantidad final de plaguicida en el suelo	1,5.10 ⁻⁴
Total	0,891

Fuente: Elaboración propia, 2021

En cuanto al aporte de pesticidas, el modelo *SWAT* simuló el movimiento de éstos mediante los algoritmos adaptados del modelo *GLEAMS* (Leonhart *et al.*, 1987). De acuerdo con la base de datos del modelo, se determinó el transporte de los principios activos de la Lambdacialotrina y Maconzeb. Sin embargo, los principios activos de la Azoxistrobina, Ciproconazol, Clorotalonil, Dimetomorfo y Cymoxanil no están incluidos en la base de datos de *SWAT* por lo que no pudieron ser modelados (Ver Tabla 5).

En tal sentido, se calculó el total de la concentración promedio de los años 1971-2020 de la Lambdacialotrina en aplicación, descomposición, escorrentía, lixiviado, flujo lateral y la cantidad final de plaguicida. El dato inicial de aplicación en la

subcuenca fue de 0,85 kg ha⁻¹. Este dato se relaciona con la concentración aplicada por los agricultores en la zona de estudio. Por otro lado, la descomposición de la Lambdacialotrina modelada arrojó un valor de 0,66 kg ha⁻¹. Este dato se vincula con las características químicas de la Lambdacialotrina, la cual se encuentra envuelta en un polímero sintético biodegradable, el cual lo hace disponible para el momento de absorción (Ming et al., 2008). Se observa, además, que la escorrentía por absorción es mayor en suelos franco-arcillosos; por ello, las microcuencas con más contenido de este tipo de textura abordan más el principio activo.

Así también, considerando todo el proceso de transporte y destino de la Lambdacialotrina, la cantidad final modelada de este plaguicida en el suelo fue de 1,5.10⁻⁴ kg ha⁻¹. Para saber si esta cantidad es elevada, se comparó con la concentración mínima de límites detectables para la Lambdacialotrina de 0,05 mg kg⁻¹ en una hectárea; como concentración mínima, se calculó 1,48.10⁻³ kg ha⁻¹. Como se observa, la cantidad de Lambdacialotrina en el suelo es baja. Sin embargo, existe la posibilidad de que este principio sea transportado directamente hacia el embalse. Por otro lado, se puede observar que, en el análisis de balance de masa, la cantidad de pesticida presente en la salida es mayor en comparación con la cantidad de entrada. Este comportamiento se atribuye, posiblemente, a la acumulación del pesticida en el suelo, el cual fue posteriormente lavado.

Tabla 6. Transporte del pesticida Manconzeb

Transporte del pesticida	Cantidad kg ha ⁻¹
Aplicado	0,13
En descomposición	0,11
Escorrentía superficial que ingresa a la corriente (solución)	5,89 10 ⁻³
Escorrentía superficial que ingresa al arroyo (absorción)	2,87 10 ⁻²
Lixiviado del perfil del suelo	1,67 10 ⁻⁴
En flujo lateral entrando en arroyo	4,25 10 ⁻⁴
Cantidad final de plaguicida en la planta	0
Cantidad final de plaguicida en el suelo	1,94 10 ⁻³
Total	0,147

Fuente: Elaboración propia, 2021

Con respecto al Manconzeb, la cantidad que se aplica en la subcuenca es de 0,13 kg ha⁻¹. Esta cantidad es mayor que la de la Lambdacialotrina porque el Manconzeb constituye el principio activo de muchos fungicidas y es usado para eliminar o detener

la propagación de los hongos en los cultivos. Con respecto a la modelización, la descomposición del Manconzeb calculada fue de $0,11 \text{ kg ha}^{-1}$, lo cual implica que no sería fácilmente degradable ni persiste en el suelo. En tal sentido, los datos de escorrentía en solución y absorción modelizados para este pesticida estarían relacionados con su baja solubilidad en el agua, persistiendo el Manconzeb en agua de sedimentos (Echa, 2021). Asimismo, la lixiviación y flujo lateral de Manconzeb mostró valores superiores a los de la Lambdacialotrina debido a su solubilidad en agua y suelo. En este contexto, por ejemplo, la resolución Resolución Colombiana 1542 (2011) califica a Manconzeb como un compuesto moderado de lixiviación. Finalmente, al igual que en el caso de la Lambdacialotrina, tras un análisis del balance de masa, es posible observar que existe mayor concentración del pesticida en la salida que la entrada. Una vez más, esto puede ser explicado por una posible acumulación del contaminante que luego es lavado.

4 Conclusiones

La investigación realizada logró caracterizar la actividad agrícola en la subcuenca Kaymani, determinando como principal producto agrícola a la papa y como principales insumos agroquímicos a la gallinaza (fertilizante), y a los insecticidas (Lambdacialotrina) y fungicidas (Manconzeb), como pesticidas más importantes. Cuantitativamente hablando, el 50% de los agricultores aplican individualmente 5 t ha^{-1} de gallinaza al año, siendo ésta una aplicación normal para el cultivo de papa; sin embargo, un 25% de los agricultores estarían empleando más cantidad de la necesaria. También, se identificó la aplicación de 19 veces más insecticida (Lambdacialotrina) que la cantidad sugerida para el cultivo. Ambos casos podrían implicar una posible contaminación del embalse, como resultado de los procesos de escorrentía y arrastre del excedente de los agroquímicos aplicados, lo cual, además, resultaría en una pérdida económica importante para los agricultores. Sin embargo, tras una caracterización de las propiedades fisicoquímicas de los suelos en la subcuenca, se comprobó la ausencia de pesticidas en un rango mayor a $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ en todas las muestras.

Por otro lado, a partir de la elaboración y comparación de los mapas de uso de suelo de 2011 y 2019, se evidenció un incremento de apenas el 5% en cuanto al uso de suelo agrícola, lo cual podría deberse a las características socioeconómicas de la comunidad rural en la subcuenca y las condiciones climáticas que limitan el cultivo de otros productos, además que las características geomorfológicas de la subcuenca como la roca madre o las pendientes pronunciadas impide que todas las áreas sean ocupadas por la agricultura. Este dato es importante para Misicuni porque puede

realizar un seguimiento más detallado en cuanto al manejo de agroquímicos en la zona para evitar un elevado aporte de agroquímicos.

Con respecto a la modelización de los procesos de escorrentía y sedimentación dirigidos hacia el curso principal de agua mediante el modelo *SWAT*, se estimó un valor anual de escorrentía de 130 mm y una sedimentación correspondiente a 51 t ha⁻¹ año, siendo este último un valor probablemente sobreestimado, si es que se lo compara con otros estudios similares. Sin embargo, los parámetros estadísticos de calibración para el periodo 1971-1990 (R², NSE PBIAS y RSR) demostraron una relación satisfactoria entre los datos simulados y los observados. De igual manera, para el periodo de validación (1991-2009), se obtuvo un rango aceptable del R² y PBIAS. En este sentido, el modelo estaría proporcionando una primera aproximación sobre el considerable aporte de sedimentos, especialmente considerando las pendientes y el uso de suelo presentes en la subcuenca como la pendiente y uso de suelo.

De igual manera, se modelizó la carga de agroquímicos en la subcuenca de estudio, a partir de la cual se calcularon los aportes anuales de Nitrógeno (0,17 t ha⁻¹) y de Fósforo (0,079 t ha⁻¹). Con respecto al Nitrógeno, el valor obtenido es probablemente menor al real debido a que el modelo no consideraría el proceso de desnitrificación y volatilización. En cuanto al cálculo del Fósforo, la información fue sobreestimada porque parte del aporte del Fosforo orgánico se encontraba en función a los sedimentos, tanto el Nitrógeno como el Fósforo fueron comparados con otros estudios similares. Finalmente, en cuanto a la modelización de la dinámica de pesticidas, se calculó que anualmente, 0,23 kg ha⁻¹ de Lambdacialotrina y 2,87.10⁻² kg ha⁻¹ de Manconzeb se estarían dirigiendo hacia el embalse.

Espacialmente hablando, con respecto a la estimación del aporte de agroquímicos por escorrentía y sedimentación, se determinaron que existe un aporte significativamente más elevado de las microcuencas 9, 16 y 18, debido principalmente a sus características topográficas (con pendientes mayores al 35%).

En suma, la presente investigación resulta ser una herramienta útil y un paso inicial fundamental para la gestión ambiental del embalse Misicuni, con miras a implementar medidas de mitigación a la influencia que tiene la actividad agrícola en las cuencas de influencia y, de este modo, evitar gastos adicionales en el tratamiento del agua y el mantenimiento de la presa.

Bibliografía

- [1] Abbaspour, K. C. (2015). *SWAT-CUP SWAT Calibration and Uncertainty Programs*. <https://doi.org/10.1007/s00402-009-1032-4>

- [2] Aguayo, R. (2010). *Relevamiento de fauna y flora en el río Misicuni.pdf*.
- [3] Akan, J. C. (2013). *Organophosphorus Pesticide Residues in Vegetable and Soil Samples from Alau Dam and Gongulong Agricultural Areas*, Borno State, Nigeria. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 1(2), 58. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20130102.14>
- [4] Altamirano. (2015). *Efecto de los agroquímicos sobre la microbiota edáfica en dos tipos de textura en macetas con cultivo de papa (Solanum tuberosum), en ambiente controlado en Viacha, Provincia Ingavi, La Paz*.
- [5] Alvarado, S. (2008). Dinámica de la materia orgánica en suelos agrícolas. *Sociedad Ecuatoriana de La Ciencia Del Suelos*, 29–31. <http://repositorio.iniap.gob.ec/bitstream/41000/2518/1/iniapsc349di.pdf>
- [6] Arguello, H. (1991). La descomposición de la materia orgánica y su relación con algunos factores climáticos y microclimáticos. *Agronomía Colombiana*, 8(2), 384–388.
- [7] Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan, N., & Jha, M. K. (2012). *SWAT: Model use, calibration, and validation*. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491–1508.
- [8] Badii, M. H. (2007). *CULCyT // Toxicología de Plaguicidas Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad*. 19, 21–34.
- [9] Banack, S. A., Caller, T. A., & Stommel, E. W. (2010). *The cyanobacteria derived toxin beta-N-methylamino-L-alanine and amyotrophic lateral sclerosis*. *Toxins*, 2(12), 2837–2850. <https://doi.org/10.3390/toxins2122837>
- [10] Basile, P. (2018). Transporte de sedimentos y morfodinámica de ríos aluviales. In *Biomass Chem Eng*.
- [11] Bassil, K. L., Vakil, C., Sanborn, M., Cole, D. C., Kaur, J. S., & Kerr, K. J. (2007). Cancer health effects of pesticides: Systematic review. *Canadian Family Physician*, 53(10), 1705–1711.
- [12] Bickel, U. (2018). *Uso de plaguicidas por productores familiares en Bolivia. Impactos en la salud, los ecosistemas y la economía campesina. Alternativas agroecológicas y conclusiones para lograr una orientación hacia una mayor sostenibilidad*. 134.
- [13] Bioterra. (2004). *Caracterización biofísica y diagnóstico de los factores de degradación y riesgo en la cuenca de aporte de embalse misicuni*. 1–87.

- [14] Brand, L. E., Pablo, J., Compton, A., Hammerschlag, N., & Mash, D. C. (2010). *Cyanobacterial blooms and the occurrence of the neurotoxin, beta-N-methylamino-L-alanine (BMAA), in South Florida aquatic food webs. Harmful Algae*, 9(6).
- [15] Brown, L., & Barnwell, T. (1987). *The Enhanced Stream Water Quality Models Qual2E and Qual2E-UNCAS Documentation and User Manual*. March, 189.
- [16] Butinof, M., Fernandez, R., Muñoz, S., Lerda, S., Blanco, M., Lantieri, M., Filippi, I., Franchini, G., Eandi, M., Montedoro, F., & Diaz, M. (2017). *Valoración de la exposición a plaguicidas en cultivos extensivos de la Argentina y su potencial impacto sobre la salud*.
- [17] Caf. (2014). *Guía para la gestión de recursos hídricos en cuencas de montaña bajo el efecto del cambio climático*. 212. <http://scioteca.caf.com/handle/123456789/544>
- [18] Celaya, H., & Castellanos, A. (2011). *Nitrogen mineralization on arid and semi-arid land soil. Terra Latinoamericana*, 29, 343–356. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v29n3/2395-8030-tl-29-03-00343.pdf> <http://www.cabdirect.org/abstracts/20123049100.html>
- [19] Chavarriaga, W., Galindo, B., & Garcés, N. (2015). *Caracterización De La Materia Organica Mediante Su fraccionamiento en un suelo cultivado con papa en el departamento de Caldas-Colombia*. 1–9.
- [20] Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J., Schloesser, J. T., & Thornbrugh, D. J. (2009). *Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. Environmental Science & Technology*, 43(1), 12–19. <https://doi.org/10.1021/es801217q>
- [21] Echa. (2021). *Chemical regulated substances*. <https://echa.europa.eu/es/home>
- [22] Echenique, R., & González, D. (2009). *Las Cianofitas Microalgas Causantes de Toxicidad. Revista Museo*, 28(1), 9–18. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/48115/Documento_completo.pdf?sequence=1
- [23] Espósito, M. E., Blanco, M. del C., Sequeira, M. E., Paoloni, J. D., Fernández, S. N., Amiotti, N. M., & Díaz, S. L. (2016). *Contaminación natural (As, F) y eutrofización (N,P) en la cuenca del arroyo El Divisorio, Argentina. Phytton*, 85, 51–62. <https://doi.org/10.32604/phyton.2016.85.051>
- [24] Fao. (2002). *Los fertilizantes y su uso*.
- [25] Fao. (2014). *Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas*. <https://doi.org/13604S/1/12.14>

- [26] Fao. (2015). *World reference base for soil resources 2014*. In *Nature Nanotechnology* (Vol. 4, Issue 8). <https://doi.org/10.1038/nnano.2009.216>
- [27] Fernández, N., Viciano, A., & Drovandi. (2018). *Valoración del impacto ambiental total por agroquímicos en la cuenca del río mendoza*. 5500.
- [28] Fishel, F. (1997). *Pesticides and the Environment*.
- [29] Fundación Hogares Juveniles Campesinos. (2004). Composición de los estercoles. *Biblioteca Del Campo*, 1, 2284. <http://bibliotecadigital.agronet.gov.co/bitstream/11348/6633/7/053.7.pdf>
- [30] García, I. (2000). *Contaminación por fitosanitarios*.
- [31] García, S. (2017). *Probable carcinogenicidad de algunos insecticidas y herbicidas, significado e implicancia*.
- [32] Guerrero, R. (1998). *Fertilización de cultivos en clima frío*. <http://www.monmeros.com/descargas/dpmanualfrio.pdf>
- [33] GWP, & INBO. (2009). Manual para la gestión integrada de recursos hídricos en cuencas. In *Global Water Paternship y Red Internacional of Basin Organizations*. https://www.riob.org/IMG/pdf/RIOC_GWP_Manual_para_la_gestion_integrada.pdf
- [34] Ikenberry, C. D., Soupir, M. L., Helmers, M. J., Crumpton, W. G., Arnold, J. G., & Gassman, P. W. (2017). *Simulation of Daily Flow Pathways, Tile-Drain Nitrate Concentrations, and Soil-Nitrogen Dynamics Using SWAT*. In *Journal of the American Water Resources Association* (Vol. 53, Issue 6, pp. 1251–1266). <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12569>
- [35] Kachuri, L., Harris, M. A., MacLeod, J. S., Tjepkema, M., Peters, P. A., & Demers, P. A. (2017). *Cancer risks in a population-based study of 70,570 agricultural workers: Results from the Canadian census health and Environment cohort (CanCHEC)*. *BMC Cancer*, 17(1), 1–15. <https://doi.org/10.1186/s12885-017-3346-x>
- [36] Kiely, G. (1999). Conceptos de Hidrología. In *Ingeniería Ambiental* (pp. 234–244).
- [37] Kirsch, K. J. (2000). Predicting sediment and phosphorus loads in the rock river basin using swat. *2000 ASAE Annual Intenational Meeting, Technical Papers: Engineering Solutions for a New Century*, 2(6), 3191–3222. <https://doi.org/10.13031/2013.11427>

- [38] Lavie, E., Morábito, J. A., Salatino, S. E., Bermejillo, A., & Filippini, M. F. (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 42(1), 169–184.
- [39] Lawniczak, A. E., Zbierska, J., Nowak, B., Achtenberg, K., Grześkowiak, A., & Kanas, K. (2016). *Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. Environmental Monitoring and Assessment*, 188(3), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5167-9>
- [40] Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M., & Delgado, A. R. S. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronomica*, 44(3), 419–425. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>
- [41] López, M. (2009). Los sedimentos y su incidencia en la eutrofización de los embalses. Caso del Río Lozoya. *Ingeniería Del Agua*, 16(4). <https://doi.org/10.4995/ia.2009.2958>
- [42] López, P., & Fachelli, S. (2015). Análisis de tablas de contingencia. *Metodología de La Investigación Social Cuantitativa*, 25–29. <https://ddd.uab.cat/record/131469>
- [43] Magette, B., & Carton, O. (1999). Contaminación Agrícola. In *Ingeniería Ambiental* (pp. 569–589).
- [44] Medina, R., Smolders, A., Lebrato, J., Coronel, F., & Orozco, M. (2006). CONTAMINACIÓN DE LA REPRESA DE SAN JACINTO (Tarija, Bolivia) INTERPRETACIÓN DEL INFORME TÉCNICO DE LA UNAM. *Campus Virtual de Salud Pública*. <http://search.bvsalud.org/cvsp/resource/es/rep-35843>
- [45] Minagri. (2013). “PAPA” Principales Aspectos Agroeconómicos. 42.
- [46] Ming, H. L., John, T., Albert, W., & Keah, G. (2008). *Environmental chemistry, ecotoxicity, and fate of lambda-cyhalothrin. Rev Environ Contam Toxicol*, 195, 71–91. 10.1007/978-0-387-77030-7_3. PMID: 18418954
- [47] Ministerio de Planificación del Desarrollo. (2016). *Lineamientos Metodológicos Planificación Territorial de Desarrollo Integral*. 118.
- [48] Misicuni. (2007). *Estudio de evaluación de impacto ambiental*.
- [49] Misicuni. (2009). *Proyecto Cultivo de Hortalizas en Carpas Solares en la Región Misicuni*.

- [50] Misicuni. (2020). *Rendición de cuentas inicial 2020 Empresa Misicuni*.
https://www.facebook.com/watch/live/?ref=watch_permalink&v=204544280786699
- [51] Misicuni. (2021). *Información técnica Misicuni*.
- [52] Missoum, G. (2012). *La contribution à l'identification générique des cyanobactéries potentiellement toxiques et l'étude de leurs paramètres de croissance: Cas du Lac Tonga*.
- [53] Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, R. L., Bingner, R. D., Harmel, T. L., & Veith. (2007). *Model Evaluation Guidelines For Systematic Quantification Of Accuracy in Watershed Simulations*. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 227–234.
<https://swat.tamu.edu/media/90109/moriasimodeleval.pdf>
- [54] Muciño, R. E., Figueroa, M. G., & Aguirre, A. (2015). Cianofitas de los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la Laguna de Términos, Campeche, México. *Polibotánica*, 0(39), 49–78.
<https://doi.org/10.18387/polibotanica.39.3>
- [55] Narasimhan, B., Srinivasan, R., Bednarz, S. T., Ernst, M. R., & Allen, P. M. (2010). *A comprehensive modeling approach for reservoir water quality assessment and management due to point and nonpoint source pollution*. *Transactions of the ASABE*, 53(5), 1605–1617. <https://doi.org/10.13031/2013.34908>
- [56] Navarro, G., & Maldonado, M. (2002). *Geografía Ecológica de Bolivia. Vegetación y Ambientes acuáticos* (Centro de).
- [57] Neitsch, S., Arnold, J., & Kiniry, J. (2005). Herramienta de evaluación de suelo y agua documentación teórica. *Agricultural Research Service*, 415.
<http://swatmodel.tamu.edu/media/46964/swat2005-theo-doc-spanish.pdf>
- [58] Ordoñez, J. (2011). *¿ QUÉ ES CUENCA HIDROLÓGICA ?*
- [59] Osorio, N. (2012). pH del suelo y disponibilidad de nutrientes. *Manejo Integral Del Suelo y Nutrición Vegetal*, 1(4), 4–4.
[http://www.walterosorio.net/web/sites/default/files/documentos/pdf/14pH del suelo y nutrientes_0.pdf](http://www.walterosorio.net/web/sites/default/files/documentos/pdf/14pHdel suelo y nutrientes_0.pdf)
- [60] Peña. (1997). *Respuesta de la papa criolla (Solamun phureja Juz et Buk a la aplicacion de fosforo y materia organica en suelos derivados de cenizas volcanicas*.
- [61] Peña, C., & Quijano, D. (2010). *MODELACIÓN DE NITRÓGENO EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO SIECHA PARA ESTABLECER PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN DE NITRÓGENO*.
UNIVERSIDAD DE LA SALLE FACULTAD DE INGENIERÍA.

- [62] Perez, D., Segovia, J., Cabrera, P., Delgado, I., & Martins, M. (2018). Uso del suelo y su influencia en la presión y degradación de los recursos hídricos en cuencas hidrográficas. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 9(1), 41–57. <https://doi.org/10.22490/21456453.2089>
- [63] Pontes, L. M., Batista, P. V. G., Silva, B. P. C., Viola, M. R., da Rocha, H. R., & Silva, M. L. N. (2021). *Assessing sediment yield and streamflow with swat model in a small sub-basin of the cantareira system*. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 45, 1–15. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200140>
- [64] PROCURADURIA AMBIENTAL Y DEL ORDENAMIENTO TERRITORIAL DEL D.F. (2003). “Informe Anual 2003 Apéndice Temático.” 36–37.
- [65] PROMIC. (2004). *El manejo integral de cuencas en el desarrollo local, un proceso de construcción y aprendizaje*. 92.
- [66] Ramírez, J., & Lacasaña, M. (2001). Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *Arch. Prev. Riesgos Labor. (Ed. Impr.)*, 4(2), 67–75.
- [67] Repetto, R., & Baliga, S. S. (1996). *Pesticides and the immune system: The public health risks. Executive summary*. In *Central European Journal of Public Health* (Vol. 4, Issue 4).
- [68] Resolución 1542, C. (2011). Intervención Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 1. *Revista de Ingeniería*, 35, 52–54. <https://doi.org/10.16924/revinge.35.9>
- [69] Rodríguez, B., Martínez, L., Peregrina, A., Ortiz, C., & Cárdenas, O. (2019). *Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México*. 151–161.
- [70] Rostamian, R., Jaleh, A., Afyuni, M., Mousavi, S. F., Heidarpour, M., Jalalian, A., & Abbaspour, K. C. (2008). *Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran*. *Hydrological Sciences Journal*, 53(5), 977–988. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.5.977>
- [71] Ruiz, V., Savé, R., & Herrera, A. (2013). *Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993 – 2011*.
- [72] Saavedra, C. (2018). *Cuencas sostenibles: Fundamentos y recomendaciones*. April.
- [73] Sánchez, B., Ruiz, M., & Ríos, M. (2005). Materia orgánica y actividad biológica del suelo en relación con la altitud, en la cuenca del río Maracay, estado Aragua. *Agronomía Tropical*, 55(4), 507–534.

- [74] Soto, E., Hernández, M., Luna, H., Ortiz, E., & García, E. (2016). Evaluación del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas y su relación carbono/nitrógeno. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 3(5), 8.
- [75] Swanson, N., Leu, A., Abrahamson, J., & Wallet, B. (2014). *Genetically engineered crops, glyphosate and the deterioration of health in the United States of America*. *Journal of Organic Systems Abrahamson & Wallet Journal of Organic Systems*, 9(92), 6–37.
- [76] SYNGENTA. (2017). *Priori-extra Fungicida Suspensión concentrada*. 1–8.
- [77] Tamayo, G. (2017). *Evaluación de los Caudales Líquidos y de Producción de Sedimentos Estimados con el Modelo SOIL WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT) y su Relación con los caudales Líquidos y Sólidos Observados*.
- [78] Teklit, G. (2016). *Residues Analysis of Organochlorine Pesticides in Fish, Sediment and Water Samples from Tekeze Dam, Tigray, Ethiopia*. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 06(01), 1–4. <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000342>
- [79] Tinal, O., Palma, D., Zavala, C., Salgado, G., & Hidalgo, M. (2015). *Degradación de la materia orgánica y nitrógeno total por efecto de la pendiente y usos del suelo agrícola*. https://www.researchgate.net/profile/Jorge-Herrera-19/publication/339570307_Ciencia_y_Tecnologia_Forestal_y_Agropecuaria_en_Tabasco/links/5e59833392851cefa1cd7645/Ciencia-y-Tecnologia-Forestal-y-Agropecuaria-en-Tabasco.pdf#page=626
- [80] Troitiño, F. (2011). *Riesgo de pérdidas de P en los suelos cerca a los embalses de Fervenza y Portodemourus*.
- [81] Uribe, N. (2010). *(Soil and Water Assessment Tool) Conceptos básicos y guía rápida para el usuario*.
- [82] Villarroel, J. (1988). *Manual Practico Para La Interpretacion De Analisis De Suelos En Laboratorio*. 47.
http://atlas.umss.edu.bo:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/142/MANUAL_PRACTICO_ST10.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- [83] Villón, M. (2002). *HIDROLOGÍA*.
- [84] Wang, C., Jiang, R., Mao, X., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J. M., Woli, K. P., Kuramochi, K., Hayakawa, A., & Hatano, R. (2015). *Estimating sediment and particulate organic nitrogen and particulate organic phosphorous yields from a volcanic watershed characterized by forest and agriculture using SWAT model*. *Annales de Limnologie*, 51(1), 23–35. <https://doi.org/10.1051/limn/2014031>

-
- [85] Yu, Y., Su, F. C., Callaghan, B. C., Goutman, S. A., Batterman, S. A., & Feldman, E. L. (2014). *Environmental risk factors and Amyotrophic Lateral Sclerosis (ALS): A case-control study of ALS in Michigan*. PLoS ONE, 9(6), 1–9.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101186>
- [86] Zaccaro, C. (1981). *Fijación de nitrógeno por cianofíceas aisladas de arrozales de Argentina*.