



**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE
INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN

PROGRAMA DE POSGRADO

“Análisis de la dinámica de la vegetación como línea base para la mejora de los servicios ecosistémicos hídricos en la subcuenca del río Bao, República Dominicana”

**Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de Posgrado
como requisito para optar al Grado de**

MAGISTER SCIENTIAE

en Manejo y Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas

Eduardo Ernesto Hernández Tiburcio

Turrialba, Costa Rica

2020

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por 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 EN MANEJO Y GESTIÓN INTEGRAL
DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

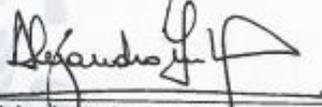
FIRMANTES:



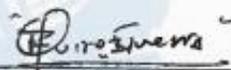
William Jefferson Watler Reyes
William Watler, M.Sc.,
Director de tesis



Vladimir Valera, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Alejandro Imbach, Dr.HC.
Miembro Comité Consejero



Roberto Quiroz Guerra, Ph.D.
Decano, Escuela de Posgrado



Eduardo Ernesto Hernández Tiburcio
Candidato

DEDICATORIA

A mis padres Severo Ramón Hernández y Juna Mercedes Tiburcio, por haber forjado en mi la persona que soy y por ser un ejemplo de vida, el cual me siento orgulloso de seguir.

A mi hijo Ernesto por ser la fuente de inspiración que me impulsó a esforzarme en cada momento.

A mi esposa Ana Rita Rodríguez por apoyarme en esta importante fase de mi vida; sé que para ella también fue un gran sacrificio.

A mis hermanos Luis, Iván, Andrés, Lisandro, Dianee, Mercedes y Kenia, ustedes están siempre presente en cada paso que doy, gracias por apoyarme.

A mis sobrinos para que este esfuerzo sea una motivación para ustedes.

A mis queridos amigos Francisco Javier Delgado, José Eduardo Jiménez y Julio Cesar Figueroa, por su apoyo, motivación y confianza en mí.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por guiarme en cada paso y llevarme por senderos convenientes para mi crecimiento personal y profesional.

Al Ministerio de Educación Superior Ciencia y Tecnología (MESCyT) por financiar mis estudios de maestría en el CATIE.

Al CATIE, por brindarme la oportunidad de adquirir conocimiento cultural y académico, marcando un antes y después en mí.

A William Watler, por su valiosa colaboración, dedicación y disponibilidad para compartir sus conocimientos conmigo.

A Vladimir Valera, por su colaboración especial en el diseño metodológico para levantar datos económicos en la fase de campo, y por sus oportunas observaciones.

A Alejandro Imbach, por sus orientaciones en el diseño de la investigación y por compartir sus conocimientos y experiencias conmigo.

Al equipo técnico de Plan Sierra: Alfredo Jiménez, Mercedes Padilla, William Guzmán, Edinson Martínez y Freddy Matos, por su colaboración en la identificación de buenas prácticas de manejo y facilitarme informaciones importantes para el desarrollo de la investigación.

A Francisco Javier, por facilitarme equipos tecnológicos esenciales para cursar la maestría, así como, su apoyo en la recolección de datos.

A Iván Hernández y Miguel Torres por su apoyo en la recolección de datos en el territorio.

A mis compañeros de estudio: Yisneiry Tapia, Cesar Belliard, especialmente a Elizabeth Tejada, a quien agradezco infinitamente su apoyo.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	X
CAPÍTULO I.	1
1. Introducción.....	1
1.1 Justificación e importancia.....	3
1.2 Objetivos del estudio.....	5
1.2.1 Objetivo general	5
1.2.2 Objetivos específicos.....	5
2. MARCO REFERENCIAL	6
2.1 Teledetección espacial.....	6
2.2 Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI).....	10
2.2.2 Factores que influyen en la dinámica de la vegetación	11
2.3 Influencia del cambio de uso y cobertura del suelo en la calidad del agua	12
2.4 Análisis de series temporales en temas ambientales.....	12
2.5 Análisis de series temporales de NDVI	14
2.6 Servicios Ecosistémicos Hídricos (SEH).....	14
2.7 Características del modelo RIOS.....	14
3 BIBLIOGRAFÍA	20
CAPÍTULO II.	29
Artículo 1. Análisis de la dinámica del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) a través de las series temporales en la parte alta, media y baja de la subcuenca río Bao para el período 1996-2030	29
Resumen	29
Abstract	30
Introducción	31
Materiales y métodos.....	32
Resultados y discusión.....	40
Análisis de series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta	41
Análisis de series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte media.....	46
Análisis de series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte baja	51
Relación de las series temporales para las diferentes clases de uso y cobertura actual en las secciones de la subcuenca	56

Conclusiones.....	59
Recomendaciones	59
LITERATURA CITADA	60
CAPÍTULO III	64
Artículo 2. Identificación de zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas que contribuyan a mejorar los servicios ecosistémicos, asociados al cambio de uso y la cobertura del suelo, utilizando el software RIOS	64
Resumen	64
Abstract	65
Introducción	66
Materiales y métodos.....	67
Resultados.....	79
<i>RIOS Investment Portfolio Adviser</i>	79
Conclusiones.....	96
Recomendaciones	96
LITERATURA CITADA	97
ANEXOS	103

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Componentes de un sistema de teledetección espacial	6
Figura 2. Interrelación de la energía con la superficie terrestre.....	7
Figura 3. Esquema del módulo Asesor de Portafolios de Inversión de RIOS	16
Figura 4. Esquema del proceso metodológico realizado para la corrida del software RIOS versión 1.1.16	19
Figura 5. Esquema metodológico del análisis de las series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual.	33
Figura 6. Ubicación del área de estudio en la subcuenca del río Bao	34
Figura 7. Tendencias de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta, en el período 1996-2020.....	44
Figura 8. Pronóstico de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta, a 10 años.....	45
Figura 9. Tendencias de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte media, en el período 1996-2020	49
Figura 10. Pronóstico de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte media, a 10 años	50
Figura 11. Tendencias de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte baja, en el período 1996-2020.....	54
Figura 12. Pronóstico de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte baja, a 10 años	55
Figura 13. Ubicación del área de estudio en la subcuenca del río Bao	68

Figura 14. Escenario 1. Áreas prioritarias para implementar buenas prácticas, incluyendo educación ambiental	80
Figura 15. Escenario 2. Áreas priorizadas para implementar buenas prácticas en un período de siete años (sin educación ambiental)	82
Figura 16. Microcuencas priorizadas por el portafolio de inversiones según el área a intervenir	83
Figura 17. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Jamamú (5)	84
Figura 18. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Los Negros Chiquito (21)	84
Figura 19. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca del río Bao en Loma Prieta (15)	85
Figura 20. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Mohoso (9) ..	85
Figura 21. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Antonsape Bueno (8)	86
Figura 22. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Loma Prieta (10)	86
Figura 23. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca río Bao en Mata Grande (14)	87
Figura 24. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca río Bao en Las Carreras y Don Juan (18)	87
Figura 25. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Hondo (16) ..	88
Figura 26. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Arenoso (17)	88
Figura 27. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo La Guazuma (17)	89
Figura 28. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca río Bao Parte Baja (19)	89
Figura 29. Mapa base de uso y cobertura actual	91
Figura 30. Mapa de transición de la restauración, agricultura y protección para un horizonte de ocho años	92
Figura 31. Proceso de cambio de uso y cobertura actual en un horizonte de ocho años	94
Figura 32. Comparación de las áreas de las clases de uso y cobertura del mapa base y el mapa de transición	95

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Objetivos específicos y preguntas de investigación.....	5
Cuadro 2. Características del sensor Landsat 5 TM	9
Cuadro 3. Características del sensor Landsat 7 ETM+	9
Cuadro 4. Características de los sensores OLI y TIRS	10
Cuadro 5. Clasificación de los valores de NDVI.....	11
Cuadro 6. Códigos de permeabilidad y estructura del suelo en función a su textura	73
Cuadro 7. Reporte del presupuesto total del escenario 1 en base al área a intervenir con cada actividad	80
Cuadro 8. Reporte del presupuesto total del escenario 2 en base al área a intervenir con cada actividad	81
Cuadro 9. Área de las clases de uso y cobertura actual (Figura 29).....	91
Cuadro 10. Área de la clasificación de las actividades de transición de la restauración, agricultura y protección para un horizonte de ocho años (Figura 30).....	93

LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 1. Componentes de una serie temporal (Parra 2019)	13
Ecuación 2. Índice de vegetación de diferencia normalizada (Gonzaga Aguilar 2014)	36
Ecuación 3. Evapotranspiración potencial por pixel para cada cobertura (Sharp <i>et al.</i> 2019) .	75

LISTA DE ACRÓNIMOS

USGS	Servicio Geológico de los Estados Unidos
RIOS	Sistema de Optimización de Inversiones de Recursos
MIMARENA	Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales
NMP	Números Más Probable
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
INDRHI	Instituto Nacional De Recursos Hidráulicos
LULC	Cobertura y uso de la tierra
NDVI	Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada
RADAR	Radio Detection And Range del acrónimo en inglés
DEM	Modelo de Elevación Digital
ARIMA	Autorregresivo Integrado de Media Movil
SWAT	Soil & Water Assessment Tool del acrónimo en inglés
TNC	The Nature Conservancy
UTM	Universal Transversal of Mercator
WGS 84	Datum World Geodetic System 1984

RESUMEN

El presente proyecto de investigación describe la dinámica de la vegetación en la subcuenca del río Bao, ubicada entre los municipios San José de las Matas, Jánico y Sabana Iglesia, de la provincia Santiago, República Dominicana. Se analizó la tendencia de los valores del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) para las diferentes clases de uso y cobertura actual de los próximos 10 años para la parte alta media y baja de la subcuenca. Se utilizaron imágenes satelitales de los sensores Landsat5 TM, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS con una frecuencia anual durante el período 1996-2020, lo que permitió el análisis de series temporales de los valores de NDVI. El pronóstico se basó en la aplicación del modelo Autorregresivo Integrado de Media Móvil (ARIMA). Se identificaron las tendencias del pronóstico de los valores de NDVI para cada clase de uso y cobertura actual; en la parte alta, las tendencias descendentes se identificaron para las clases matorral, café y suelo desnudo, lo que representa el 0.3% de la parte alta; con un mayor descenso en suelo desnudo con valores de NDVI de 0.119 a -0.113; en la parte media se identificaron tendencias descendentes para las clases matorral, pasto de altura, pasto, agricultura, bosque de coníferas y suelo desnudo, lo que representa el 61% de la parte media; con un mayor descenso en agricultura con valores de NDVI de 0.439 a -1, lo que indica una vegetación nula o no saludable; y en la parte baja un descenso para las clases matorral, suelo desnudo y pasto, equivalente al 54.5% de la parte baja; con un mayor descenso en suelo desnudo con un valor de NDVI de 0.407 a 0.359. Los resultados constituyen el potencial deterioro ambiental en las partes media y baja de la subcuenca del río Bao.

Con base en los resultados del pronóstico de los valores de NDVI para cada clase de uso y cobertura actual, se aplicó el modelo Resource Investment Optimization System (RIOS) con la finalidad de identificar las zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas que ayuden a mejorar los servicios ecosistémicos hídricos a través de la regulación de los parámetros de calidad del agua, asociados al cambio de cobertura y uso del suelo en la subcuenca del río Bao. Se obtuvo como resultado la identificación de nueve prácticas que deben ser implementadas en 12 microcuencas prioritarias para un área a intervenir de 7,911.8 ha y un presupuesto de US\$3,302,995.00 con un plazo de ejecución de siete años. De esta manera, el modelo RIOS ha priorizado las zonas donde se ubican las clases de uso y cobertura que presentan tendencia a disminuir los valores de NDVI en los próximos años, reduciendo el riesgo de convertirse en fuentes de contaminación no puntual para el agua del río Bao; propiciando las mejoras necesarias en la densidad, calidad y desarrollo de la vegetación, para producir el mayor impacto en términos de eficacia y garantizar el retorno de las inversiones en mejoras de los servicios ecosistémicos hídricos a través de la disminución de sedimentos y retención de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Palabras claves: Subcuenca, dinámica de vegetación, NDVI, series temporales, buenas prácticas, zonas prioritarias, RIOS, servicios ecosistémicos.

SUMMARY

This research project describes the dynamics of vegetation in the Bao river sub-watershed, located between the San José de las Matas, Jánico and Sabana Iglesia municipalities, in the Santiago Province, in the Dominican Republic, where the trend of the Values of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) for the different classes of use and current coverage, for the next 10 years, in the upper middle and lower parts of the sub-watershed were analyzed. Satellite images from the Landsat5 TM, Landsat 7 ETM + and Landsat 8 OLI / TIRS sensors were used, with an annual frequency during the period 1996-2020, which allowed for analysis of time series of the NDVI values. The forecast was based on the application of the Autoregressive Integrated Moving Average model (ARIMA). Forecast trends of NDVI values were identified for each class of current use and coverage; in the upper part, downward trends were identified for the scrub, coffee and bare soil classes, which represents 0.3% of the upper part; with a greater decrease on bare soil, with NDVI values from 0.119 to -0.113. In the middle part, downward trends were identified for the scrub, high grass, pasture, agriculture, coniferous forest and bare soil classes, which represents 61% of the middle part; with a greater decrease in agriculture, with NDVI values of 0.439 to -1, which indicates null or unhealthy vegetation. In the lower part there will be a decrease for the scrub, bare soil, and grass classes, equivalent to 54.5% of the lower part; with a greater descent on bare soil, with a NDVI value of 0.407 to 0.359. These results constitute evidence of potential environmental deterioration in the middle and lower parts of the Bao river sub-watershed.

Based on the results of the forecast of the NDVI values for each class of use and current coverage, the Resource Investment Optimization System (RIOS) model was applied, in order to identify priority areas for the implementation of good practices that help to improve water ecosystem services, through the regulation of water quality parameters, associated with changes in coverage and land use in the Bao river sub-watershed. The result was the identification of nine practices that should be implemented in 12 priority micro-basins, with an area to be intervened of 7,911.8 ha and a budget of US\$3,302,995.00, for an execution period of seven years. In this way, the RIOS model has prioritized the areas where the classes of use and coverage are located that tend to decrease the NDVI values in the coming years, reducing the risk of becoming non-point sources of contamination for Bao river water; promoting in this way the necessary improvements in the density, quality and development of vegetation, to produce the greatest impact in terms of efficiency and guarantee the return of investments in improvements in water ecosystem services, through the reduction of sediments and retention of nutrients (nitrogen and phosphorus).

Keywords: Sub-basin, vegetation dynamics, NDVI, time series, good practices, priority areas, RIOS, ecosystem services.

CAPÍTULO I.

1. Introducción

La zona tropical contiene 1827 millones de ha de bosques; equivalente al 45% de la cobertura forestal de la superficie terrestre y 0.5 ha por habitante (FAO y PNUMA 2020). Sin embargo, los ecosistemas tropicales son los más vulnerables al presentar cambios en la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación; ya que son influenciados por el crecimiento demográfico, la expansión de las actividades antrópicas y los eventos propiciados por el cambio climático (FAO y PNUMA 2020; Vergés *et al.* 2009). Estos cambios en la vegetación afectan la disponibilidad y la calidad de los servicios ecosistémicos, principalmente en regulación climática e hidrológica. Un ejemplo claro de su relación con la regulación hidrológica se presenta a continuación.

Se estima que la precipitación anual sobre la tierra es de 116,500 mm, equivalente a 9,400 km³ por año y de esta precipitación el 60% (70,600 mm ± 5,000 km³ por año) vuelve a la atmósfera a través de la evapotranspiración, mientras que el 40% restante (45,900 mm ± 4,400 km³ por año) se mueve en la tierra a través de la escorrentía superficial o por medio de los flujos subterráneos (FAO 2016). Por esto, es necesario considerar que a medida que la expansión de las actividades agrícolas y ganaderas desplazan la vegetación arbórea y arbustiva se altera la disponibilidad y calidad del agua (Si 2016). Esto se debe a que el uso del suelo puede alterar las características físicas, químicas y biológicas del mismo, disminuyendo su capacidad de infiltración y almacenamiento temporal del agua, al tiempo que aumenta su coeficiente de escorrentía superficial, lo que provoca la difusión de contaminantes en las fuentes de agua, alterando su calidad (Flores-López 2003). Considerando esto, los autores Rodríguez-Lizana *et al.* (2005), destacan la importancia de una vegetación en buen estado para mitigar los efectos de las actividades antrópicas sobre la calidad del agua, a través de la disminución de la carga de sólidos disueltos, retención de nutrientes (nitrógeno y fósforo), regulación de temperatura y la retención y degradación de contaminantes en el suelo, antes de que lleguen a las fuentes de agua.

De esta manera, se puede hacer referencia al uso del suelo como el desarrollo de actividades antrópicas, que generan cambios en la cobertura vegetal, los cuales se reflejan en las características físicas, químicas y biológicas del agua, generando cambios notorios debido al crecimiento demográfico que se da a nivel mundial. En ese contexto, la Organización de las Naciones Unidas (ONU) ha definido 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para la Agenda 2030. Manteniendo el compromiso asumido por cada país, de crear las estrategias para cerrar las brechas de desigualdad social, así como el cuidado al medio ambiente, bajo una visión transformadora hacia la sostenibilidad económica, social y ambiental; con el fin de crear el ambiente propicio para garantizar la resiliencia de los recursos naturales ante el cambio climático (Girón 2016; FAO 2018; ONU 2018).

En República Dominicana, se han realizado diversos estudios para determinar cambios de cobertura y uso de suelo, encaminados a fortalecer la cobertura boscosa y a la vez, promover

el uso adecuado del suelo de cada región del país con el fin de aprovechar, de manera sostenible estos recursos, sin alterar las condiciones naturales. En el análisis de cambio en la cobertura y usos del suelo correspondiente al periodo 1996 a 2012 se registró un incremento en la cobertura boscosa de 11.7%, así mismo los usos agropecuarios se mantuvieron constantes durante ese periodo, ocupando el 50% del territorio nacional (MIMARENA 2014). La persistencia presentada en los usos agropecuarios combinada con el incremento de las zonas urbanas de un 1.6% para ese período, ejercen una presión sobre la calidad y cantidad de la vegetación. Propiciando el deterioro ambiental y la disminución de servicios ecosistémicos (MEPyD 2018).

Sin embargo, basado en los estudios de cobertura y uso de suelo realizados en los años 1996 y 2009 por MIMARENA (1996); Plan Sierra (2009), en la subcuenca del río Bao se produjo una disminución de un 11.7% de la cobertura boscosa, mientras que los usos agrícolas y pecuarios se incrementaron en un 13%. Esto corrobora los resultados del estudio realizado por Ovalle (2011), donde se determinó que el 55% de las pérdidas de vegetación forestal en República Dominicana están relacionadas con la expansión de las fronteras agrícolas y pecuarias, el 26% se debe al aprovechamiento forestal, el 7% a los incendios forestales y el 12% a la construcción de infraestructuras viales. Estas pérdidas en la cobertura del suelo generan impactos negativos en la disponibilidad de los recursos hídricos, alterando su calidad y cantidad en diferentes épocas del año, debido a su pérdida de capacidad de infiltración y recarga de acuíferos (De Coss 2017).

En el año 2015, el río Bao presentó contaminación por coliformes fecales (9,300 NMP/100mL), los niveles de nitrógeno, fósforo y DBO sobrepasaron los valores máximos aceptables para las clases de agua A y B establecidos por la Normativa de calidad de agua de República Dominicana, elaborada por MIMARENA (2012). Estos contaminantes fueron asociados a los usos agropecuarios de la subcuenca (Guzmán 2015).

Sin embargo, en República Dominicana, la mayoría de los estudios realizados sobre deterioro ambiental y cambios en la vegetación, están basados en el análisis espacio temporal de uso y cobertura del suelo. Siendo muy pocos los casos de estudios de dinámica de la vegetación basándose en el análisis de los valores del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), destacándose entre los casos conocidos el estudio realizado por Hernández-Leal *et al.* (2001) quien empleó un análisis espacio temporal de los valores de NDVI de la República Dominicana y Haití con la hipótesis de que los valores de NDVI de los países serían distintos debido a la cantidad de cobertura de cada país. De igual manera, Montas *et al.* (2006), determinaron la deforestación de República Dominicana basándose en el análisis de NDVI de los años 1985 y 2000.

Es importante destacar que la subcuenca del río Bao forma parte del área de influencia de Plan Sierra, quien desde sus inicios en el año 1979 ha venido ejecutando programas de cambios de uso del suelo para recuperar áreas degradadas a través de programas que promueven el incremento de la cobertura forestal, entre los que actualmente ejecutan: reforestación, sistema

silvopastoril, agricultura de conservación, fomento y rehabilitación de cafetales bajo sombra, saneamiento, educación ambiental y monitoreo de calidad de agua (Plan Sierra s. f.).

Pese a las inversiones de Plan Sierra para mejorar la disponibilidad y calidad del agua, en la actualidad existen usos agropecuarios en la subcuenca del río Bao, que podrían estar afectando la calidad del agua, similar a la situación de contaminación encontrada en el 2015. Por otra parte, en los años 2018-2019, los bosques de pino de los municipios San José de las Matas, Jánico, Monción y Sabaneta fueron afectados por el ataque de *Ips Calligraphus*, donde se eliminaron alrededor de 320,332 árboles en el proceso de saneamiento de esta plaga (Plan Sierra 2019).

Sobre la base del escenario descrito, la presente investigación se realiza en la subcuenca del río Bao, República Dominicana con el fin de conocer el desarrollo vegetativo a través del comportamiento de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual y su tendencia en los próximos 10 años, seguido de un diagnóstico ambiental para optimizar el impacto de las inversiones de las buenas prácticas para mejorar la calidad del agua, mediante la priorización de áreas para la planificación e implementación de estas prácticas que mitiguen los efectos ocasionados por los diferentes usos del suelo en la calidad del agua del río Bao.

1.1 Justificación e importancia

La subcuenca del río Bao es una de las más importantes de la cuenca del río Yaque del Norte, tiene una superficie de 899.4 km² y una longitud del cauce principal de 75 km (INDRHI 2003). Además, mantiene un caudal de 18.9 m³/s, equivalente al 15% del caudal del río Yaque del Norte (CEDAF 2013).

En la subcuenca del río Bao se encuentra un sistema de presas interconectadas, a saber: la presa del río Bao, la cual tiene una extensión de 5.8 km², mantiene un volumen de almacenamiento promedio de 150.7 millones de m³, sin embargo, tiene capacidad para almacenar 244 millones de m³ de agua (PMAA-INDRH 2017). Esta presa está conectada por un canal abierto con la presa de Tavera, las cuales comparten el mismo vertedero de emergencias, además alimentan el contra-embalse de López Angostura, el cual fue construido con el fin de abastecer las zonas de riego de la Línea Noroeste del país (García 2014).

El Acueducto Cibao Central capta del embalse de Bao 5 m³/s por gravedad, los cuales, sumados a 1.5 m³/s que se extraen por bombeo del contra-embalse López Angostura, abastecen de agua potable a 1.8 millones de personas en las ciudades Santiago de los Caballeros y Moca. Este número es equivalente al 17% de la población dominicana (PMAA-INDRH 2017; Fondo Agua 2018).

El agua que se genera en la subcuenca del río Bao en conjunto con el volumen de agua almacenada en la presa Tavera, contribuyen significativamente al desarrollo agrícola del país, abasteciendo de riego a 27,018 ha y el uso industrial en la ciudad de Santiago de los Caballeros y la Línea Noroeste; alimentando también el sector energético del país con la generación de

96 MW, contribuyendo al desarrollo productivo del país a través de la disponibilidad de energía limpia (CEDAF 2013).

La importancia del recurso hídrico de la subcuenca del río Bao, para el desarrollo socioeconómico del país, es reconocida por todos los usuarios y las instituciones estatales; las cuales cuentan con la Ley General N° 64-00 (2000), sobre medio ambiente y recursos naturales; que establece restricciones en los usos de suelos de las cuencas, cuya agua sea utilizada para el abastecimiento público, prohibiendo rotundamente usos agropecuarios en terrenos con pendientes $\geq 60\%$ dedicándose los mismo a la producción forestal o a cultivos permanentes, asociados a sistemas forestales. Exigiendo, además un margen de 30 metros de cobertura forestal sin uso en las fuentes de agua. Sin embargo, en la actualidad, no existe un seguimiento para regular el uso de la tierra en la subcuenca del río Bao, permitiendo el establecimiento de cultivos de ciclo corto, ganadería extensiva con pastos degradados en terrenos con altas pendientes, sin considerar que el 92.3% del territorio de la subcuenca es clase VII, la cual es de vocación forestal (IGN s. f.; MIMARENA 2015). Además, se carece de un sistema de alerta temprana, que identifique de manera oportuna la presencia de plagas forestales, incendios y estrés hídrico con el fin de evitar los efectos de estos factores en el equilibrio la vegetación.

Estas acciones y debilidades comprometen la calidad y cantidad de agua de la subcuenca del río Bao, lo que a futuro podría provocar interrupción del servicio, debido a la contaminación y disminución de los caudales en la época seca, poniendo en riesgo la salud y bienestar de los usuarios. Este contexto destaca la importancia de esta investigación, la cual busca analizar el comportamiento de NDVI para las clases de uso y cobertura actual, y la tendencia futura de los próximos 10 años, basándose en el período 1996-2020; a través del análisis de series temporales para la subcuenca río Bao. Además, pretende identificar las zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas que contribuyan a reducir los efectos de esta dinámica sobre la calidad del agua, permitiendo visualizar mapas de escenarios futuros que representen la eficacia de las actividades, si se implementarán.

Por todo lo expuesto en los párrafos anteriores, la presente investigación aporta las evidencias técnicas necesarias para que las autoridades nacionales, ONG's, Fondo de Agua, Universidades y personas interesadas cuenten con referencia a nivel local acerca de la dinámica de vegetación y posibles soluciones con buenas prácticas que contribuyan a la sostenibilidad de la vegetación y la seguridad alimentaria, así también ayuda a orientar las decisiones al momento de planificar acciones de intervención en la cuenca; respondiendo a preguntas comunes como: ¿Dónde intervenir, qué hacer y cuál es el costo para mitigar la alteración de la calidad del agua como efecto del uso del suelo?

1.2 Objetivos del estudio

1.2.1 Objetivo general

Analizar la dinámica de la vegetación y buenas prácticas en las clases de uso y cobertura actual para mejorar los servicios ecosistémicos de la subcuenca del río Bao.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Analizar la dinámica del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), a través de las series temporales en la parte alta, media y baja de la subcuenca río Bao para el período 1996-2030.
2. Identificar zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas que contribuyan a mejorar los servicios ecosistémicos, asociados al cambio de uso y la cobertura del suelo, utilizando el software RIOS.

Cuadro 1. Objetivos específicos y preguntas de investigación

Objetivos específicos	Preguntas de investigación
1. Analizar la dinámica de la vegetación y buenas prácticas en las clases de uso y cobertura actual para mejorar los servicios ecosistémicos de la subcuenca del río Bao.	1 ¿Cuál es la tendencia de NDVI para las clases de uso y cobertura actual la parte alta, media y baja de la subcuenca del río Bao en el período 1996 al 2020?
	2 ¿Cómo será la tendencia para los próximos 10 años de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta, media y baja de la subcuenca del río Bao?
2. Identificar zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas que contribuyan a mejorar los servicios ecosistémicos, asociados al cambio de uso y la cobertura del suelo, utilizando el software RIOS.	3 ¿Cuáles son las zonas que se deben priorizar con buenas prácticas para mitigar la alteración de los parámetros de calidad de agua, asegurar la cobertura vegetal y la seguridad alimentaria?
	4 ¿Cuál es la inversión necesaria para la implementación de buenas prácticas que contribuyan a mejorar los servicios ecosistémicos en la subcuenca del río Bao?

2. MARCO REFERENCIAL

2.1 Teledetección espacial

La teledetección o percepción remota es la técnica que permite observar la superficie terrestre desde el espacio, sin estar en contacto físico directo. Esta observación se realiza a través de sensores ubicados en aviones (aerotransportados) o en plataformas espaciales (satélites), que captan la energía electromagnética, que emite o refleja toda superficie. Codificando en una imagen satelital toda esta observación, para luego ser visualizada y analizada por los usuarios (Araque *et al.* 2009; Sobrino 2001). Chuvieco-Salineró (2008) describe esta técnica de análisis como una herramienta imprescindible para el seguimiento de los procesos ambientales que alteran la interrelación de los recursos naturales del planeta, como lo son los cambios en la cobertura y uso de suelo, siendo uno de los estudios más comunes en los últimos años, donde se utilizan datos provenientes de la teledetección espacial. Gutiérrez *et al.* (2006), indican que estos análisis se logran gracias al conjunto de componentes que conforman el sistema de teledetección espacial, como las fases esenciales para que los usuarios puedan disponer de las informaciones. A continuación se detallan los componentes y se ilustran en la Figura 1:

- La fuente de energía, que es el emisor de la radiación electromagnética detectada por el sensor (el sol).
- El medio, por el cual se propaga la energía (atmósfera).
- Las cubiertas terrestres, que responden de manera particular a la fuente de energía.
- El sistema sensor-satélite, formado por el componente que capta la energía (sensor) y el componente que lo transporta (satélite).
- El sistema de recepción-interpretación, que recibe la información que envía el satélite y la procesa para poder ser asequible e interpretada por el usuario.
- El usuario final, quien utiliza e interpreta las imágenes satelitales dándole sentido final a todo el sistema.

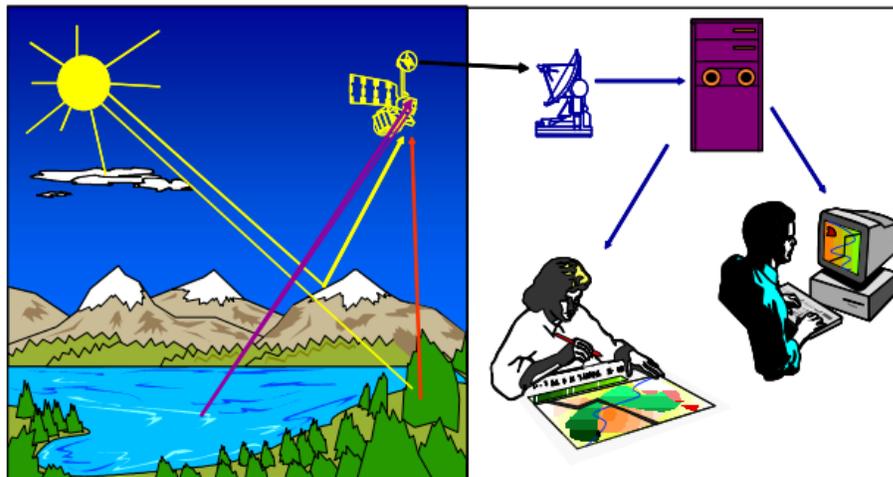


Figura 1. Componentes de un sistema de teledetección espacial

Fuente: Martínez *et al.* (2010)

Pérez (2007), este proceso lo denomina una interacción de la energía con la superficie de la tierra, donde se producen una variación entre la energía reflejada, la absorbida y la transmitida, debido a los distintos tipos de materiales o elementos del terreno. La variación es denominada firma espectral, la cual es particular de cada objeto, ya que depende de su estructura atómica y molecular, del tipo de superficie y de su temperatura. Lo que permite distinguir los diferentes rasgos o elementos de una imagen, identificados por diferentes colores (azul, verde y rojo) dentro de la longitud de onda del espectro visible (Figura 2).

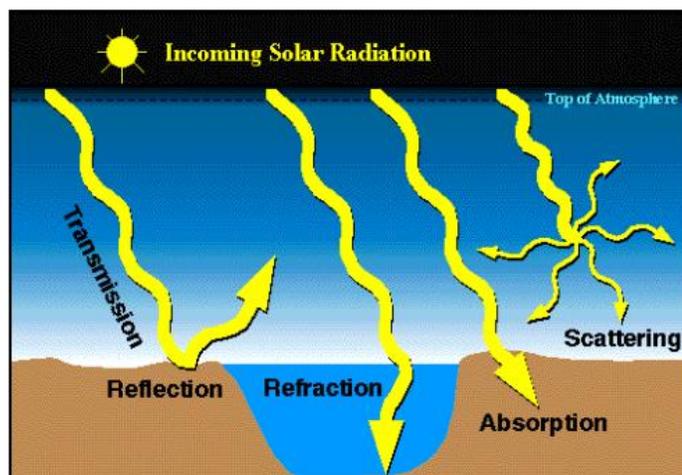


Figura 2. Interrelación de la energía con la superficie terrestre
Fuente: Pérez (2007)

2.2 Sensor remoto

Un sensor es un dispositivo que responde a estímulos físicos, como son: el calor, la luz, sonido, la presión y el magnetismo. Por lo tanto, es capaz de transmitir ese impulso resultante (Calvo 2015). Sin embargo, Pérez (2007) define de manera explícita que, en la teledetección, los sensores remotos usualmente están relacionados con los instrumentos capaces de registrar la energía electromagnética reflejada o emitida por la superficie terrestre. Estos sensores pueden estar colocados a bordo de plataformas orbitales (satélites) o ser aerotransportados. Esto determina la resolución espacial y espectral de los datos, produciendo una amplia variabilidad en los datos.

Por eso, Gutiérrez *et al.* (2006); Cardozo *et al.* (2017) se refieren a la precisión geométrica de los sensores remotos como una dependencia de cinco tipos de resoluciones distintas, detalladas a continuación; estas resoluciones son de suma importancia para el análisis de las imágenes satelitales:

- **Resolución espacial:** es el detalle que se puede observar en la superficie terrestre, se refiere al tamaño del pixel como la mínima unidad reconocible. El tamaño oscila entre decenas de centímetro hasta algo más del kilómetro, según el sensor; es decir, cuanto más pequeño sea el pixel mayor será la resolución espacial.
- **Resolución espectral:** es el número y ancho de rangos de longitudes de onda (bandas) en los que opera el sensor. El mismo puede presentar desde una sola banda que abarca un

sector amplio del espectro electromagnético, conocido como sensor pancromático; o varias decenas de bandas más o menos angostas, conocido como multiespectral. Cuanto mayor sea el número de bandas mayor será la identificación de los objetos sobre la superficie terrestre.

- **Resolución radiométrica:** es la capacidad del sensor para discriminar los diferentes niveles de radiancia. Es decir, cuando la energía electromagnética es recibida por el sensor, este la convierte y codifica en un formato binario, conocido como el número de bits. Cuanto mayor sea el número de bits, mayor será la discriminación de la información.
- **Resolución temporal:** la frecuencia con la que se recopilan los datos, es decir, es el tiempo que tarda el satélite en regresar al mismo lugar y hacer una nueva imagen.
- **Resolución angular:** la capacidad que tiene un sensor de redirigirse para observar un área que esté a un ángulo de su órbita definida y tomar imágenes. Esto permite acortar los ciclos temporales de recubrimiento. Además, al generar imágenes estereoscópicas permite hacer análisis del relieve.

Así mismo Pérez (2007) hace la siguiente clasificación de los sensores remotos según el tipo de energía usada para generar información:

- **Sensores activos:** es un sensor que usa su propia energía y envía una señal a una longitud de onda determinada, y mide el tiempo que tarda en regresar la señal reflejada y su potencia. Un ejemplo de estos sensores es el RADAR y la Detección y medición de distancias por luz (LIDAR). Este proceso permite que los sensores sean capaces de generar imágenes de mejor calidad en áreas donde la nubosidad es frecuente.
- **Sensores pasivos:** son aquellos que utilizan la radiación electromagnética del sol como fuente de energía o la energía emitida por los propios objetos, por ejemplo, Landsat, Spot. No presentan una fuente propia de energía.

2.1.1.1 Landsat 5 TM

El sensor Thematic Mapper (TM) es una tecnología de observación avanzada, cuyos productos cuentan de siete bandas espectrales, a una resolución espacial de 30 m (USGS 2018). A continuación, se detallan las características técnicas del sensor (Cuadro 2).

Cuadro 2. Características del sensor Landsat 5 TM

Modo espectral	Espacial (m)	Espectral (micras)		Radiométrica	Temporal
Multiespectral	30	Banda azul	0.45–0.52	8 bits	16 días
		Banda verde	0.52–0.60		
		Banda roja	0.63–0.69		
		Banda infrarrojo cercano 1	0.76–0.90		
		Banda infrarrojo cercano 2	1.55–1.75		
		Banda infrarrojo medio	2.08–2.35		
Termal	60	Banda infrarrojo térmico	10.40–12.50		

Fuente: USGS (2018)

2.1.1.2 Landsat 7 ETM+

El sensor ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) es una tecnología de observación avanzada, de barrido multiespectral, concebido a base de la ingeniería del sensor TM de Landsat 5, pero más relacionado al ETM que se perdió en el lanzamiento erróneo de Landsat 6. Presentando mejoras sobre sus antecesores con la inclusión de una banda pancromática (Banda 8) que permite proporcionar imágenes de mayor resolución espacial. Además, contiene dos calibradores solares para la banda térmica (Banda 6) que mejoran las longitudes de ondas infrarrojas y térmicas de toda la superficie terrestre con el objetivo de garantizar una mejor discriminación espectral entre los objetos de la superficie terrestre, mayor fidelidad geométrica y mayor precisión radiométrica con relación a sus antecesores el sensor antes mencionados (USGS 2018). A continuación, se detallan las características técnicas del sensor (Cuadro 3).

Cuadro 3. Características del sensor Landsat 7 ETM+

Modo espectral	Espacial (m)	Espectral (micras)		Radiométrica	Temporal
Multiespectral	30	Banda azul	0.45–0.52	8 bits	16 días
		Banda verde	0.52–0.60		
		Banda roja	0.63–0.69		
		Banda infrarrojo cercano 1	0.77–0.90		
		Banda infrarrojo cercano 2	1.55–1.75		
Termal	60	Banda infrarrojo térmico	10.40–12.50		
Pancromática	15	Banda pancromática	0.52–0.90		

Fuente: USGS (2018)

2.1.1.3 Landsat 8 OLI /TIRS

Los sensores Imagen Operativa del Terreno y el Infrarrojo Térmico (OLI y TIRS, por sus siglas en inglés), generan datos conjuntos para proporcionar imágenes coincidentes de las mismas áreas de superficie. Fueron creados con la finalidad de recopilar, archivar, procesar y distribuir datos científicos de manera consistente en términos de cobertura, geometría de adquisición, calibración y espectro. Ofreciendo una continuidad de los sensores Landsat 5 MT y Landsat 7 ETM+ que le antecedieron, lo que permite hacer comparaciones de los cambios

que se han producido en diversos elementos de la superficie de la tierra; por ejemplo, los cambios en la cobertura y uso de la tierra a nivel global, regional y local (USGS 2019).

Según USGS (2019), el sensor OLI presenta mejoras sobre sus antecesores entre las que se pueden destacar:

- Contiene miles de detectores por banda espectral alineados a través de los planos focales del instrumento que recogen imágenes en forma de barrido lo que lo hace un instrumento más sensible.
- Contiene un telescopio de cuatro espejos lo que permite generar datos de una resolución radiométrica de 12 bits.
- Los anchos de las bandas 4, 5 y 8 se refinaron para evitar los problemas de absorción atmosférica que distorsiona la imagen.
- Además de las bandas espectrales y pancromática de sus antecesores, OLI incluye como banda 1 (costero/ aerosol) que permite hacer observaciones del océano y la banda 9 (cirrus) que permite la observación de nubes delgadas formadas por cristales de hielo.
- El sensor TIRS presenta dos bandas infrarrojas térmicas que abarcan longitudes de ondas más amplias que los sensores de banda termal única. Estas bandas duales permiten la separación de la temperatura de la superficie terrestre y de la atmósfera.

Cuadro 4. Características de los sensores OLI y TIRS

Sensor	Modo espectral	Espacial (m)	Espectral (micras)		Radio-métrica	Temporal
OLI	Multiespectral	30	Costero/aerosol	0.43–0.45	12 bits	16 días
			Banda azul	0.45–0.51		
			Banda verde	0.53–0.59		
			Banda roja	0.64–0.67		
			Banda infrarrojo cercano 1	0.85–0.88		
			Banda infrarrojo cercano 2	1.57–1.65		
	Banda infrarrojo medio	2.11–2.29				
Pancromática	15	Banda pancromática	0.50–0.68			
TIRS	Termales	100	Banda infrarrojo térmico	10.60–11.19		
				11.50–12.51		

Fuente: USGS (2019)

2.2 Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) es una relación normalizada de la reflectancia captadas en el rango espectral del rojo e infrarrojo cercano (NIR y rojo), dada por la siguiente relación: $(NIR - rojo) / (NIR + rojo)$ (Millano *et al.* 2016). Esta combinación facilita la interpretación directa de los parámetros biofísicos de la vegetación, permitiendo determinar y estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación (Gonzaga 2014).

Las variaciones de las coberturas vegetales en la superficie terrestre, en el tiempo, son un importante indicador de las condiciones ambientales del territorio. Siendo utilizados a menudo para realizar estudios sobre su relación con la estabilidad de los recursos naturales, para la planificación y toma de decisiones sobre las acciones necesarias en el territorio (Gonzaga 2014). Estas evaluaciones de la dinámica de la vegetación se prestan para analizarse a partir de series temporales de NDVI. Este análisis ha tomado gran importancia para obtener informaciones consistentes sobre la respuesta de la vegetación, ante las actividades humanas y la variabilidad climática (Hutchinson *et al.* 2015; Millano *et al.* 2016).

2.2.1 Clasificación de la vegetación a partir de los valores de NDVI

A partir de los valores de NDVI se puede hacer una clasificación que represente las características de la vegetación; considerando criterios de que el NDVI representa aspectos fenológicos, cantidad y desarrollo de la vegetación. Por lo tanto, los autores López *et al.* (2015) han propuesto una clasificación a partir de rangos de los valores de NDVI; basándose en una primera clasificación realizada por Merg *et al.* (2015), donde se consideraban solo dos categorías: los valores menores a 0.24 corresponden a vegetación débil y escasa, mientras que los valores mayores a 0.24 corresponden a vegetación densa y vigorosa.

Cuadro 5. Clasificación de los valores de NDVI

Clasificación	Valor
Nubes y agua (NA)	<0.01
Suelo sin vegetación (SV)	0.01-0.1
Vegetación ligera (VL)	0.1-0.2
Vegetación mediana (VM)	0.1-0.4
Vegetación alta (VA)	>0.4

Fuente: López *et al.* (2015)

Sin embargo, EOS¹ (Earth Observing Sistem) propone una clasificación de la vegetación más apropiada para aplicarse en los países tropicales, ya que considera un rango más amplio de los valores de NDVI, clasificado en cinco categorías:

- NDVI con valores negativos corresponden a agua, rocas, nieve, nubes y estructuras artificiales
- NDVI entre 0.1 y 0.2 Suelo desnudo
- NDVI entre 0.2 y 0.4 corresponden a áreas con escasa vegetación
- NDVI entre 0.4 y 0.6; corresponde a vegetación moderada
- NDVI superior a 0.6 indica la mayor densidad posible de hojas verdes

2.2.2 Factores que influyen en la dinámica de la vegetación

Los cambios de uso y cobertura del suelo sin planificación se han reconocido por los científicos como una de las principales causas de deterioro de los recursos naturales y, es por esto, que en la actualidad se destaca su importancia para la investigación ambiental,

¹ <https://eos.com/blog/ndvi-faq-all-you-need-to-know-about-ndvi/>

obteniéndose los mecanismos para entender este proceso de deterioro, aportando evidencias para el sustento de las decisiones sobre el uso del territorio (Nájera-González *et al.* 2010).

El crecimiento demográfico, el cambio climático, la tenencia del uso de las tierras, las condiciones socioeconómicas de la población y la fluctuación de las demandas de los mercados son los principales factores que influyen en los cambios de cobertura y uso del suelo (Cabido *et al.* 2005).

2.3 Influencia del cambio de uso y cobertura del suelo en la calidad del agua

Los cambios en la cobertura y uso del suelo sin planificación producen importantes transformaciones en las características físicas, químicas y biológicas del suelo, disminuyendo su capacidad y de infiltración de la lluvia, generando un aumento de la escorrentía superficial, especialmente cuando se producen fuertes precipitaciones por tormenta lo que ocasiona desbordes, inundaciones, erosión, difusión de contaminantes a las fuentes de agua, entre otros efectos (Weng 2001; Henríquez *et al.* 2006).

Estos cambios en la cobertura y uso del suelo son procesos espaciales asociados a las actividades antropogénicas derivadas de las interacciones entre los elementos físicos, biológicos, sociales y económicos en el contexto de una cuenca, alterando las condiciones ambientales en el ecosistema (Nene-Preciado *et al.* 2017). Es por esto, que los estudios de cambios de uso y cobertura del suelo se realizan con el fin de proponer programas y políticas de manejo y conservación de los recursos naturales (Pérez Miranda *et al.* 2012).

2.4 Análisis de series temporales en temas ambientales

Una serie temporal es una secuencia de observaciones ordenada cronológicamente y de manera equidistante sobre una o diversas variables de una unidad observable en diferentes momentos con la que se puede analizar la evolución de los datos al pasar el tiempo, pudiendo hacer inferencia sobre la tendencia de una variable y la estacionalidad (Mauricio 2007). Permitiendo además establecer predicciones del futuro de las variables en estudio, basándose en su evolución temporal, mediante la aplicación de un modelo estadístico; considerando el supuesto de que no van a producirse cambios estructurales en la variable (Nadasen 2007; Parra 2019). El análisis de series temporales, vistas como procesos estocásticos, surge en 1970 con la obra pionera de Box-Jenkins: Time Series Analysis: Forecasting and Control (Box y Jenkins 1970).

Aunque la mayoría de los estudios realizados con base en el análisis de series temporales están relacionados al contexto económico (Parra 2019). Algunos autores han destacado su aplicabilidad en temas ambientales: como es el caso, del estudio de Méndez (2013), donde se describe la importancia de las series temporales para la hidrología, por otro lado Valencia (2007) resalta la utilidad del análisis de series de tiempo para el monitoreo de la calidad del agua; así mismo Hutchinson *et al.* (2015); Millano *et al.* (2016); Saho *et al.* (2016) explican las ventajas de utilizar el análisis de series temporales en la evaluación de la dinámica de la vegetación, por medio de la determinación de NDVI. Estas afirmaciones se basan en que el

monitoreo de las variables puede realizarse constantemente en los mismos puntos, lo que facilita la disponibilidad de datos históricos. Por lo tanto, estos autores alegan que el análisis de este conjunto de observaciones debe verse como una serie temporal, que permitan evaluar el patrón de comportamiento de la variable en el tiempo y con base en esto, poder hacer predicciones y tomar decisiones.

2.4.1 Componentes de las series temporales

Tradicionalmente, se ha utilizado el método de descomposición de las series temporales como una forma de obtener de manera individual cada uno de los componentes de la serie (Parra 2019), los cuales, se expresan en la siguiente ecuación:

$$Y_t = T_t + C_t + S_t + I_t + e_t$$

Ecuación 1. Componentes de una serie temporal (Parra 2019)

Donde:

Y_t = es la serie temporal

T_t = es la tendencia de la serie a largo plazo

C_t = es la fluctuación cíclica de cada período

S_t = es la estacionalidad de la serie

I_t = son movimientos irregulares que pueden ser aleatorios

e_t = es el error

2.4.2 Modelos de series temporales

Según reportan Nadasen (2007); Box *et al.* (2008); Méndez (2013) y Parra (2019) para el análisis de series temporales existe una amplia familia de modelos, que fueron desarrollados por Box y Jenkins en el año 1970, entre estos se encuentran:

- AR (p)= los modelos autorregresivos de orden 1: estos representan los valores de una variable durante un instante del tiempo en función de sus valores precedentes
- MA (q)= los modelos de media móvil: en este caso, cada observación de la serie de tiempo es generada por una media ponderada de errores aleatorios con un retardo de q períodos
- ARMA (p, q)= es una combinación entre modelos, conocida como modelos autorregresivos con media móvil
- ARIMA (p, d, q)= es una combinación entre modelos, conocida como modelos autorregresivos e integrado con media móvil

Uno de los requisitos fundamentales para el análisis de series temporales aplicando el modelo ARIMA es que las series deben ser estacionarias, si no lo son, es necesario hacer una transformación a las series o lograr su estacionariedad, es decir, que no presente tendencia ni patrones estacionales (Box *et al.* 2008; Guevara 2014).

2.5 Análisis de series temporales de NDVI

En el caso específico de analizar la dinámica de la vegetación, el método más recomendado es el análisis de series temporales. A través del modelo se pueden derivar métricas que describen la fenología de la vegetación, logrando determinar cambios en la vegetación de manera precisa durante el periodo estudiado (Reed *et al.* 1994). Y si se desea hacer un pronóstico determinar el valor que tomará el NDVI en el futuro, los autores Alhamad *et al.* (2007); Fernández-Manso *et al.* (2011) recomiendan el modelo ARIMA, el cual contiene en su estructura un componente integrado que permite convertir las series con tendencias a estacionarias, a través de la aplicación de diferencias, (Cheung *et al.* 1995; Mushtaq 2011). Por lo tanto, el modelo ARIMA es considerado uno de los enfoques más implementados en el análisis de dinámica de la vegetación, dado que considera registros no estacionarios (con tendencia), lo que es muy común cuando se analizan largos periodos de NDVI, destacándose su aplicabilidad a esta temática ambiental.

2.6 Servicios Ecosistémicos Hídricos (SEH)

De acuerdo con Zhiyun *et al.* (2004), los SEH tienen una estrecha relación con los componentes del ciclo hidrológicos y son percibidos como los beneficios que las personas obtienen de las funciones de los ecosistemas para la generación de agua en calidad y cantidad suficiente para los distintos usuarios.

En ese sentido, Arauz (2018) y Grizzetti *et al.* (2016), coinciden en que los principales SEH generados son:

- El suministro de agua a los usuarios, garantizado por la regulación de flujos hídrico.
- Mantenimiento o mejora de la calidad del agua, a través de la reducción de sedimentos y retención de nutrientes.
- Equilibrio en los componentes biológicos del agua.
- Hábitat natural para el desarrollo y conservación de especies de flora y fauna.

Considerando la importancia de la generación de los servicios ecosistémicos hídricos para el desarrollo socioeconómico, los autores Huertas *et al.* (2010); Laterra *et al.* (2013) recomiendan la inclusión de los SEH como indicadores en la elaboración de planes de manejo y gestión de cuencas hidrográficas, tomando en cuenta que el agua es un recurso integrador, que facilita la identificación de intereses comunes entre los actores de de la cuenca; lo que constituye un factor clave para fortalecer los mecanismos de gobernanza.

2.7 Características del modelo RÍOS

El Sistema de Optimización de Inversión de Recursos (RÍOS por sus siglas en inglés), es una herramienta de software libre y de código abierto que puede ser ejecutado en cualquier sistema operativo Windows. Fue desarrollado por el Natural Capital Project (NatCap), en estrecha colaboración con The Nature Conservancy (TNC) y la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua (una sociedad entre TNC, el Banco Interamericano de Desarrollo, el FMAM y FEMSA) con el fin de orientar las inversiones en actividades de conservación del suelo y el

agua, y lograr mayores beneficios ecosistémicos por medio de diferentes objetivos perseguidos por los actores del territorio (Vogl *et al.* 2016).

RIOS combina factores biofísicos y ecológicos para determinar la eficacia de las buenas prácticas que se ejecuten en el territorio, por medio de la ubicación de las áreas que se deben priorizar para que estas prácticas mitiguen los efectos de las actividades antrópicas sobre los recursos suelo y agua. Logrando maximizar el retorno en servicio ecosistémicos de esas inversiones. Permite, además, una representación de escenarios futuros con las transiciones producidas por las actividades en el paisaje (Vogl *et al.* 2016).

La importancia de la aplicación de herramientas, como RIOS, se basa en que la creciente escasez de fondos para las inversiones en actividades que ayuden a mejorar la calidad y cantidad del agua a nivel mundial, precisa cada vez más del sector privado y organismos estatales (Bremer *et al.* 2016), los cuales, a menudo exigen una premisa del retorno de sus inversiones en servicios ecosistémicos. Por eso, los estudios realizados por Vogl *et al.* (2016); Benegas *et al.* (2017) y Rodríguez *et al.* (2019) destacan la importancia del modelo RIOS en la ubicación de las áreas prioritarias para invertir en prácticas y tecnologías que contribuyan a mejorar la calidad y la cantidad del agua en las cuencas, en ese sentido, las instituciones que cuentan con recursos limitados puedan planificar estrategias de inversión que les permita alcanzar sus objetivos.

2.7.1 Asesor del Portafolio de Inversiones

El módulo de Asesor de Portafolio de Inversiones es una fase del modelo RIOS donde se hacen las combinaciones de los datos biofísico que precisa el modelo, incluyendo las prácticas y tecnologías a implementar y sus costos por unidad de área. En esta fase el modelo hace una interacción de cinco componentes básicos para generar el portafolio de inversiones, definidos en la Figura 3 (Vogl *et al.* 2016).



Figura 3. Esquema del módulo Asesor de Portafolios de Inversión de RIOS
Fuente: Vogl *et al.* (2016)

2.7.2 Objetivos del modelo RIOS

Los objetivos elegibles en el modelo RIOS están diseñados con base en los objetivos de comunes de los fondos de agua, identificados en el estudio realizado por Bremer *et al.* (2016), donde se identificaron cuatro categorías: cantidad de agua, agua calidad, protección o restauración de ecosistemas y sociales (relacionadas con la gobernanza, la educación, los medios de vida, etc.). Según este estudio, Vogl *et al.* (2016), explican los objetivos que se pueden alcanzar a través de una planificación e implementación basada en los resultados del modelo RIOS:

Control de la erosión para la calidad del agua potable: la inversión en actividades de las cuencas hidrográficas puede disminuir la erosión del suelo, lo que ayuda a mejorar la calidad del agua. Contribuyendo con esto a disminuir los costos de tratamiento para el agua potable y los efectos negativos a la salud de la población.

Control de la erosión para el mantenimiento de reservorios: al igual que el objetivo anterior, éste busca que las actividades aplicadas en las cuencas hidrográficas se puede disminuir considerablemente la cantidad de sedimentos que llegan a los reservorios. Esto garantizaría una prolongación de la vida útil del reservorio, reducción de riesgo de daños en las infraestructuras (canales de riego, tomas de agua, hidroeléctrica) y la disminución de los costos de la gestión de sedimentos del reservorio.

Retención de nutrientes (nitrógeno): busca crear las condiciones en la cuenca para impedir la exportación de nitrógeno desde las fuentes aguas arriba con el fin de mejorar la calidad del agua aguas abajo. Con lo que se puede reducir los costos de tratamiento de agua potable y los riesgos de daños a la salud relacionados con el nitrógeno.

Retención de nutrientes (fósforo): persigue ejecutar actividades en una cuenca que permitan la retención del fósforo en los suelos, evitando que este llegue a las fuentes de agua, ayudando a mejorar la calidad del agua, preservar el equilibrio natural de los hábitats acuáticos y la biodiversidad, reducir los costos de tratamiento de agua potable y los riesgos de salud relacionados con el fósforo.

Mitigación de inundaciones: trata de que las inversiones en actividades en las cuencas hidrográficas como (p.ej.) reforestación, ayuden a interceptar las precipitaciones y faciliten el proceso de infiltración, para la escorrentía superficial, lo que a su vez repercute en la estabilidad del caudal superficial, aumentando el tiempo de viaje del agua del río, disminuyendo la magnitud del pico de las inundaciones y logrando mitigar los riesgos para la vida humana y los daños a la infraestructuras y propiedades.

Mejoramiento de la recarga de los acuíferos: como en el objetivo del párrafo anterior, el incremento de la cobertura y prácticas de conservación ayudan a interceptar las precipitaciones, facilitando la infiltración en el suelo, logrando recargar los acuíferos y potencialmente una reducción en los costos de extracción.

Caudal base en estación seca: la vegetación intercepta las precipitaciones facilitando la infiltración y disminuyendo la escorrentía superficial logrando un almacenamiento temporal del agua en la cuenca, que luego se libera lentamente en la época seca, facilitando la estabilidad de los caudales de los ríos.

Biodiversidad: el desarrollo de actividades crea las condiciones para garantizar la estabilidad en la diversificación natural en las formas de vida, la cual está estrechamente ligada a la producción de servicios ambientales.

Otros: el modelo RIOS permite a los usuarios incluir tres modelos más que se deseen tener en cuenta para la priorización de áreas en los portafolios de inversión.

2.7.3 Buenas prácticas de manejo

Las buenas prácticas de manejo son un conjunto de actividades que se realizan a nivel de finca para resolver problemas identificados previa y participativamente con la comunidad (FAO 2018). La inversión de recursos en estas actividades busca alcanzar los objetivos de transición deseados para el manejo sostenible de los recursos naturales (Vogl *et al.* 2016).

El modelo RIOS ofrece la libertad a los usuarios de poder identificar las actividades que han sido exitosas o que son posibles de implementar en el territorio estudiado con el fin de obtener resultados confiables para la planificación y gestión (Vogl *et al.* 2016; Benegas *et al.* 2017).

2.7.4 Áreas prioritarias

Es muy común confundir área prioritaria con área apta, por lo que los autores Fuenzalida *et al.* (2013) y Chávez *et al.* (2015) establecen diferencias claras de estos conceptos, a saber: área apta es el espacio en el territorio que reúne las características para ser aprovechada a través de algún servicio; mientras que área prioritaria es el espacio del territorio donde se identifican restricciones y amenazas que se quieren resolver para lograr algún objetivo.

En este sentido, Chávez *et al.* (2015) se refieren a la identificación de áreas prioritarias como una etapa inicial y fundamental en el diseño de políticas públicas para la inversión de recursos económicos en la implementación de buenas prácticas de manejo y conservación de los recursos naturales. Considerando la definición de los objetivos como un requisito básico para la priorización.

2.7.5 Transiciones

La transición es explicada en el contexto del modelo RIOS como los cambios en el paisaje, los cuales son determinados por el software. A continuación, se presentan las transiciones incluidas en el modelo RIOS versión 1.1.16 (Vogl *et al.* 2016):

- Mantenimiento de la vegetación natural (protección)
- Revegetación (no asistida)
- Revegetación (asistida)
- Manejo de la vegetación agrícola
- Zanjado
- Manejo de fertilizantes
- Manejo de pastizales

2.7.6 Traductor del Portafolio

El traductor de portafolio RIOS permite generar escenarios futuros de la eficacia de las actividades modeladas, en base a los objetivos del modelo. Para esto, el usuario debe definir el número de años que desea ver la transición de las actividades sobre los nuevos escenarios de cobertura y uso del suelo (Vogl *et al.* 2016). Con los resultados de la salida del escenario futuro del traductor de portafolio se puede hacer modelaciones que permitan determinar cuantitativamente el impacto de las inversiones en la cuenca hidrográfica, a través del uso de otras herramientas como SWAT e InVest (Martínez 2019).

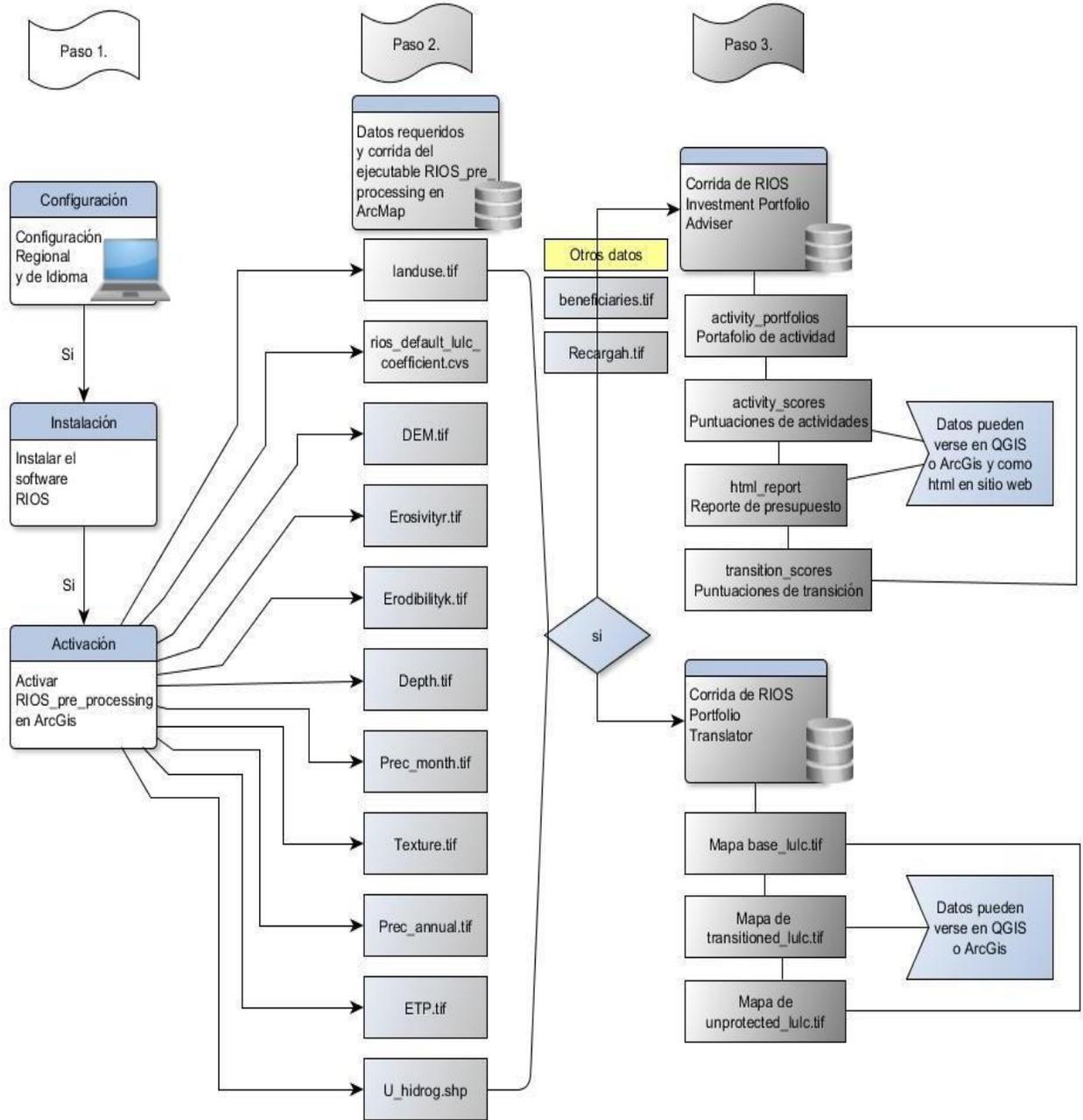


Figura 4. Esquema del proceso metodológico realizado para la corrida del software RIOS versión 1.1.16
Fuente: Watler (2017)

3 BIBLIOGRAFÍA

- Alhamad, N; Stuth, J; Vannucci, M. 2007. Biophysical modelling and NDVI time series to project near-term forage supply: spectral analysis aided by wavelet denoising and ARIMA modelling. *International Journal of Remote Sensing*, 28(11), 2513-2548. Consultado el 19 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1080/01431160600954670>
- Araque, L; Jiménez, A. 2009. Caracterización de firma espectral a partir de sensores remotos para el manejo de sanidad vegetal en el cultivo de palma de aceite *Revista Palmas* 30(3):63-79. Consultado el 1 de sep. 2019. Disponible en <https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/palmas/article/view/1455/1455>
- Arauz, K. 2018. Contribución de los sistemas agroforestales a la sostenibilidad del servicio ecosistémico hídrico en las cuencas de Costa Rica. *Revista Agro Innovación en el Trópico Húmedo*, 1(1), 78-84. Consultado el 20 de oct. 2020. Disponible en <https://revistas.tec.ac.cr/index.php/agroinn/article/view/3932/3536>
- Benegas Negri, L; Watler, W; Rios, N. 2017. Priorización de áreas para implementar buenas prácticas de manejo en cuencas costeras: Un enfoque de optimización hidrológica y económica en función de los servicios ecosistémicos. Turrialba, Costa Rica, CATIE / FUNDECOR. 61p. (Serie técnica. Informe técnico, no. 139) Consultado el 22 de ago. 2019. Disponible en http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/8716/Priorizacion_de_areas_para_implementar_buenas.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Box, G; Jenkins, G; Reinsel, G. 2008. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. Series in Probability and Statistics. Copyright 2008 by John Wiley & Sons, Inc. All rights reserved. Holden-Day, U.S.A., fourth edition. 765p. Consultado el 15 de sep. 2019. Disponible en <http://93.174.95.29/main/1002000/61da547022aff97749ff900c6d4d989/George%20E.%20OP.%20Box%2C%20Gwilym%20M.%20Jenkins%2C%20Gregory%20C.%20Reinsel%28auth.%29%20-%20Time%20Series%20Analysis%2C%20Fourth%20Edition%20%282008%29.pdf>
- Bremer, L; Auerbach, D; Goldstein, H; Vogl, A; Shemie, D; Kroeger, T; Nelson, J; Benítez, S; Calvache, A; Guimarães, J; Herron, C; Higgins, J; Klemz, C; León, J; Lozano, J; Moreno, P; Nuñez, F; Veiga, F; Tiepolo, G. 2016. One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership. *Ecosystem services*, vol. (17). 217:236. Consultado el 18 de sep. 2019. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.006>
- Cabido, M; Zak, MR; Cingolani, A; Cáceres, D; Díaz, S. 2005. Cambios en la cobertura de la vegetación del centro de Argentina. Factores directos o causas subyacentes La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas, Universidad Nacional de Buenos Aires, Buenos Aires: 271-300. Consultado 20 de Jun. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Daniel_M_Caceres/publication/323548160_Cambios_en_la_cobertura_de_la_vegetacion_del_centro_de_Argentina_Factores_directos_o_causas

subyacentes/links/5aa66263a6fdcc29af52b9ce/Cambios-en-la-cobertura-de-la-vegetacion-del-centro-de-Argentina-Factores-directos-o-causas-subyacentes.pdf

Calvo Brenes, G. 2015. Ríos: Fundamentos sobre su calidad y la relación con el entorno socioambiental. Primera edición. Cartago. Costa Rica. Editorial Tecnológica de Costa Rica. 236p. Consultado el 13 de jun. 2019.

Cardozo, OD; Da Silva, CJ. 2017. Aplicaciones urbanas de los sensores remotos Geográfica digital. Resistencia, Chaco, Argentina. 10(20):1-6. Consultado el 31 de ago. 2019. Disponible en <http://revistas.unne.edu.ar/index.php/geo/article/download/2210/1934>

CEDAF (Centro para el Desarrollo Agropecuario y Forestal). 2013. Estudio Socio-económico Fondo de Agua Yaque del Norte. Santiago. República Dominicana. Consultado el 4 de ago. De 2019. Disponible en http://fondoaguayaque.org/wp-content/uploads/2017/02/Informe-Final-CEDAF_Estudio-Socio-Econ%C3%B3mico-FA-Yaque-del-Norte.pdf

Chávez, H; González, M; Hernández, P. 2015. Methodologies to find priority areas for the conservation of natural ecosystems. Revista mexicana de ciencias forestales, México. (6): 8-23. Consultado el 19 de sep. 2019. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322015000100002&lng=es&nrm=iso

Cheung, Y; Kon, S. 1995. Lag Order and Critical Values of the Augmented Dickey–Fuller Test, Journal of Business & Economic Statistics, 13:3, 277-280. Consultado el 14 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1080/07350015.1995.10524601>

Chuvieco Salinero, E. 2008. Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio. Editorial Ariel S.A. Barcelona, España. 595p. Consultado el 01 de sep. 2019. Disponible en <https://www.scribd.com/document/366409360/Teledeteccion-Ambiental-Chuvieco>

De Coss, A. 2017. Impacto de la pérdida de cobertura vegetal en el balance hídrico en la microcuenca la Unión, en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. Universidad De Ciencias Y Artes De Chiapas Instituto De Ciencias Básicas Y Aplicadas. Chiapas, México. 100p. Consultado el 12 de jul. 2019. Disponible en <https://repositorio.unicach.mx/bitstream/20.500.12114/843/1/CIT%20333.91%20C67%202017.pdf>

EOS (Earth Observing System) S.f. Consultado el 22 de ago. 2020. Disponible en <https://eos.com/blog/ndvi-faq-all-you-need-to-know-about-ndvi/>

FAO (Organización Mundial de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura); PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2020. El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. Consultado el 22 de ago. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.4060/ca8642es>

- FAO (Organización Mundial de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. Resumen Técnico: Estado Mundial del Recurso Suelo. Roma, Italia. 92p. Consultado el de jul. 2019. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i5126s.pdf>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2018. Guía de buenas prácticas para la gestión y uso sostenible de los suelos en áreas rurales: Construcción participativa del diagnóstico de suelos Diseño de planes de intervención Prácticas de manejo sostenible de los suelos. Bogotá, Colombia. 144p. Consultado el 19 de sep. 2019. Disponible en <http://www.fao.org/3/i8864es/I8864ES.pdf>
- Fernández-Manso, A; Quintano, C; Fernández-Manso, O. 2011. Forecast of NDVI in coniferous areas using temporal ARIMA analysis and climatic data at a regional scale. *International journal of remote sensing*, 32(6), 1595-1617. Consultado el 11 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1080/01431160903586765>
- Flores-López, H; Ramírez-Vega, H; Byerly-Murphy, K; Ruiz-Corral, J; Martínez-Sifuentes, J; Díaz-Mederos, P; Alemán-Martínez, V. 2003. Estimación de escurrimiento superficial en la cuenca El Jihuite, México. 389-400 p. *Terra Latinoamericana*. Consultado 10 de ago. de 2019. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57321310>>ISSN
- Fondo Agua. 2018. Cuenca del río Yaque del Norte. Consultado 12 de ago. 2018. Disponible en <http://fondoaguayaque.org/cuenca-yaque-del-norte/>
- Fuenzalida, D; Figueroa, S; Negrete, S. 2013. Evaluación de la aptitud territorial para el turismo de naturaleza y rural. Reserva de la Biosfera La Campana-Lago Peñuelas, Chile. *Estudios y Perspectivas en Turismo* (22): 120-137. Consultado el 19 de sep. 2019. Disponible en http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-17322013000100007&lang=es
- García, S. 2014. La Cuenca del río Bao y su Área de Influencia. Betanzos, España. 371 p. Consultado el 21 de ago. 2019. Disponible en http://anuariobrigantino.betanzos.net/Sandlfuente/santiago_de_la_fuente_la_cuenca_del_rio_bao_y_su_area_de_influencia.pdf
- Girón, A. 2016. Objetivos del Desarrollo Sostenible y la Agenda 2030: Frente a las Políticas Públicas y los Cambios de Gobierno en América Latina. *Problemas de Desarrollo sostenible*. vol.47 no.186 México. La Dirección de la Revista Ciudad Universitaria. Consultado 02 oct. 2019. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0301-70362016000300003
- Gonzaga, C. 2014. Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y ASTER para la caracterización de la cobertura vegetal en la zona centro de la provincia de Loja, Ecuador. Tesis Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas. Consultado el 20 de ago. 2019. Disponible en http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/34487/Documento_completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Grizzetti, B; Lanzaova, D; Liqueste, C; Reynaud, A; Cardoso, A. C. 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203. Consultado el 20 de oct. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Guevara, J. 2014. Uso correcto de la correlación cruzada en Climatología: el caso de la presión atmosférica entre Taití y Darwin. *Terra*, Caracas, Venezuela. 30(47), 79:102. Consultado el 17 de sep. 2019. Disponible en http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1012-70892014000100005&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Gutiérrez, P; Nieto, ÁLM. 2006. Teledetección: nociones y aplicaciones. Universidad de Salamanca. Salamanca, España. 356p. Consultado el 01 de sep. 2019. Disponible en https://books.google.co.cr/books?hl=es&lr=&id=SfrGxbO1DT0C&oi=fnd&pg=PA1&dq=fundamentos+de+teledetecci%C3%B3n+espacial&ots=pEkhXy4hB-&sig=98vN2Lz2qzseV_bWZrGGPRjZzSQ&redir_esc=y#v=onepage&q=fundamentos%20de%20teledetecci%C3%B3n%20espacial&f=false
- Guzmán, J. 2015. La contaminación del agua superficial del río Yaque del Norte. *Revista DELOS Desarrollo Local Sostenible*. ISSN Universidad Tecnológica de Santiago. Santiago, República Dominicana. 16 p. Consultado 10 ago. 2019. Disponible en: <http://www.eumed.net/rev/delos/28/agua-contaminacion.zip>
- Henríquez, C; Azócar, G. 2006. Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile *Revista de Geografía Norte Grande*. (36):61-74. Consultado 5 de Jul. 2019. Disponible en https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0718-34022006000200004&script=sci_arttext&tlng=en
- Hernández-Leal, P; Wilson, J; Arbelo, M. 2001. Integración de información de diferentes sensores remotos en el estudio de la dinámica de la vegetación en la isla de la Española. J. I. Rosell y JA Martínez-Casasnovas (Coords.) *Teledetección. Medio ambiente y cambio global*. Universidad de Lleida. Lleida, España, 128-131. Consultado el 05 de abr. 2020. Disponible en <http://www.aet.org.es/congresos/ix/Lleida26.pdf>
- Huertas, G; Jiménez, F. 2010. Una guía de diagnóstico rápido para determinar el potencial de pago por servicios ecosistémicos hídricos en microcuencas hidrográficas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 40(2), 34-43. Consultado el 20 de oct. 2020. Disponible en <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/5536208.pdf>
- Hutchinson, J; Jacquín, A; Hutchinson, S; Verbesselt, J. 2015. Monitoring vegetation change and dynamics on US Army training lands using satellite image time series analysis. *Journal of environmental management*. Kansas, USA. (150): 355-366. Consultado el 20 de sep. 2019. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.002>

- INDRHI (Instituto Nacional de Recursos Hidraulicos). 2003. Cuenca río yaque del norte y su zona costera. Santo Domingo. República Dominicana. MIMARENA. Escala 1:175,000. 1 p. Color. Consultado 2 de Jul. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/11/Yaque-del-Norte-Subcuencas-Hidrograficas-1.pdf>
- IGN (Instituto Geografico Nacional). s. f. Capacidad productiva de los suelos de la region Cibao Norte. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Santo Domingo, República Dominicana. Consultado el 13 de ago. de 2019. Disponible en http://iderd.ign.gob.do/layers/geonode:rcn_capacidad_productiva_suelo
- Laterra, P; Manson, R; Barrantes, G. 2013. Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y El Caribe. A. Lara (Ed.). América, SA. Consultado el 20 de oct. 2020. Disponible en <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/55783345/SE.pdf>
- Ley General No. 64-00 sobre Medio Ambiente y Recursos Naturales de República Dominicana, del año 2000. 119 p. Santo Domingo, República Dominicana. Consultado el 12 de ago. de 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/09/Ley-No-64-00.pdf>
- López, A; Martínez, R; Fernández, S. 2015. Priorización de áreas de intervención mediante análisis morfométrico e índice de vegetación. Tecnología y ciencias del agua, 6(1), 121-137. Recuperado en 28 de septiembre de 2020, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222015000100007&lng=es&tling=es
- Madsen, H. 2007. Time Series Analysis: Texts in Statistical Science. Technical University of Denmark. CHAPMAN& HALL/CRC. Taylor& Francis Group. London, New York. 373p. Consultado el 13 de sep. 2019. Disponible en <https://content.taylorfrancis.com/books/download?dac=C2009-0-03663-7&isbn=9780429195839&format=googlePreviewPdf>
- Martínez, J; Martín, P; Díaz, M; López, M; Muñoz, J. 2010. Guía didáctica de teledetección y medio ambiente. 196 p. Consultado el 14 de ago. de 2019. Disponible en https://digital.csic.es/bitstream/10261/28306/2/guia_papel.pdf
- Martínez, H. 2019 Dinámica de servicios ecosistémicos y comportamiento hidrológico bajo escenarios de cambio climático en la región hidrográfica del estero de Jaltepeque, El Salvador. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 84p. Consultado el 12 ago. 2020. Disponible en http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/9257/Dinamica_de_servicios_ecosistemico_s.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Mauricio, JA. 2007. Análisis de series temporales Universidad Complutence de Madrid: Disponible en <https://www.ucm.es/data/cont/docs/518-2013-11-11-JAM-IAST-Libro.pdf>
- Méndez, A. 2013. Series de tiempo: Una aplicación a registros hidrométricos en una cuenca del Estado de Oaxaca. Oaxaca, México. 107p. Consultado el 14 de sep. 2019. Disponible en http://jupiter.utm.mx/~tesis_dig/11917.pdf

- MEPyD (Ministerio de Economía, Planificación y Desarrollo). 2018. Contexto actual del agua en la República Dominicana: Octavo foro mundial del agua. Documento país. República Dominicana. 168p. Consultado el 2 de oct. 2019. Disponible en <http://economia.gob.do/wp-content/uploads/drive/Publicaciones/Contexto%20actual%20del%20agua%20en%20la%20Republica%20Dominicana.pdf>
- Merg, C; Petri, D; Bodoira, F; Nini, M; Díez, M. F; Schmindt, F; Selzer, F. 2011. Mapas digitales regionales de lluvias, índice estandarizado de precipitación e índice verde. Pilquen-Sección Agronomía, (11), 5. Consultado el 28 de sep. 2020. Disponible en <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/3788351.pdf>
- Millano, J; Paredes, F. 2016. Variabilidad de la Vegetación con el Índice de Diferencia Normalizada (NDVI) en Latinoamérica.(2):33-44. Consultado el 20 de sep. 2019. Disponible en https://www.researchgate.net/publication/311992237_variabilidad_de_la_vegetacion_con_el_indice_de_diferencia_normalizada_ndvi_en_latinoamerica
- MIMARENA (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2012. Normativa ambiental de calidad de agua siuperficiales y costeras. Santo Domingo, República Dominicana. 12 p. Consultado 10 de ago. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/files/Norma-Ambiental-de-Calidad-de-Aguas-Superficiales-y-Zonas-Costeras.pdf>
- MIMARENA (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. Estudio de uso y cobertura de suelo. Santo Domingo, República Dominicana. 38 p. Consultado 18 de Jun. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/12/uso-cobertura-suelo-2012.pdf>
- MIMARENA (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2015. Mapa Capacidad Productiva De La Tierra: Cuenca río yaque del norte.Escala: 1:150,000. Santo Domingo, República Dominicana. 1p. Consultado 22 de Jun. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/11/Yaque-del-Norte-Capacidad-Productiva-1.pdf>
- Montas, R; Rivera, I. 2006). Estudio bitemporal de la deforestación en la República Dominicana usando sensores remotos. Universidad de Puerto Rico y la Universidad APEC. 9p. Consultado el 23 de ago. 2020. Disponible en http://www.laccei.org/LACCEI2011-Medellin/published/SE049_Rivera.pdf
- Mushtaq, R. 2011. Augmented dickey fuller test. SSRN Electronic Journal. 19 p. Consultado 17 de sep. 2020. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.1911068>
- Nájera-González, O; Bojórquez-Serrano, JI; Cifuentes-Lemus, JL; Marceleño-Flores, S. 2010. Cambio de cobertura y uso del suelo en la cuenca del río Mololoa, Nayarit Revista Bio Ciencias 1(1): Consultado 15 de Jun. 2019. Disponible en <http://revistabiociencias.uan.mx/index.php/BIOCIENCIAS/article/view/8>

- Nené-Preciado, A.J.; González Sansón, G; Mendoza, ME.; Silva Bátiz, FD. 2017. Cambio de cobertura y uso de suelo en cuencas tropicales costeras del Pacífico central mexicano. Revista Science Direct. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía. Volumen 2017, Issue 94. Consultado el 18 jun. 2019. Disponible en: <https://doi.org/10.14350/riq.56770>
- ONU (Organización de las Naciones Unidas) 2018. La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe. Santiago. 2681p. Consultado el 2 de oct. 2019. disponible en https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/S1801141_es.pdf?sequence=24&isAllowed=y
- Ovalles, P. 2011. Identificación de las causas de la deforestación y la degradación de los bosques en la República Dominicana. Programa REDDCCAD/GIZ en Centroamérica y República Dominicana 85 p. Consultado 29 de Jun. 2019. Disponible en <https://www.forestcarbonpartnership.org/system/files/documents/Informe%20final%20Casos%20Deforestacion%20Rep.%20Dominicana%2005.09.11.pdf>
- Parra, F. 2019. Estadística y Machine Learning con R. editorial academia Española. Santander, España. 288p. Consultado el 13 de sep. 2019. Disponible en <https://bookdown.org/content/2274/series-temporales.html>
- Pérez, DJ. 2007. Introducción a los Sensores Remotos-Aplicaciones en Geología Laboratorio de Tectónica Andina, Ciudad Universitaria, Pabellón 2:C1428EGA. Buenos Aires, Argentina. 45p. Consultado el 31 de ago. 2019. Disponible en http://aviris.gl.fcen.uba.ar/Curso_SR/Guia_Curso_sr_2007.pdf
- Pérez Miranda, R.; Manuel Cruz Bello, GM.; Moreno Sánchez, F.; González Hernández, A.; Romero Sánchez, EM. 2012. Cambios de vegetación y uso de suelo en la Cuenca Río Bravo-San Juan, Coahuila (1993- 2008). Revista mexicana de ciencias forestales vol.3 no.10. México. Consultado el 22 jun. 2019. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322012000200003
- Plan Sierra, 2009. Estudio de uso y cobertura del suelo, junio 2009 de la zona de influencia del Plan Sierra. Santo Domingo. República Dominicana 61p. Consultado el 29 de jul. 2019.
- Plan Sierra. S.f. Gerencias. San José de las Matas, República Dominicana. Consultado 11 de ago. 2019. Disponible en <https://www.plansierra.org.do/agencia-forestal/#>
- Plan Sierra. 2019. Informes Ejecución de Plan de Contención del Ips, Primera y Segunda Etapas. San José de las Matas. República Dominicana. 22p. Consultado el 28 sep. 2019.
- PMAA-INDRH (Proyecto Agricultura Resiliente y Gestión Integral de los Recursos Naturales en las Cuencas de río Yaque del Norte y Ozama-Isabela) (P1632609). 2017. Plan de Manejo y Adecuación Ambiental (PMAA) para las Obras de Rehabilitación de las Presas de Chacuey, Maguaca, Tavera y Mijo. Santo Domingo, República Dominicana. 118 p. Consultado el 28 jul. 2019. Disponible en

<http://documents.worldbank.org/curated/en/796891519429714504/SFG4076-V2-EA-SPANISH-P163260-PUBLIC-Disclosed-2-23-2018.docx>

- Reed, B; Brown, J; VanderZee, D; Loveland, T; Merchant, J; Ohlen, D. 1994. Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of vegetation science*, 5(5), 703-714. Consultado el 7 de jun. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.2307/3235884>
- Rodríguez-Lizana, A; Ordóñez, R; Espejo-Pérez, A; González, P; Giráldez, J. 2005. Estudio de la influencia de la cobertura vegetal viva en olivar en la contaminación de las aguas de escorrentía por nitratos. *Proceedings VII Jornadas de Investigación en la zona no saturada del suelo ZNS. Andalucía, España.* (5): 81-86. Consultado el 10 de ago. 2019. Disponible en https://abe.ufl.edu/Faculty/carpena/files/pdf/zona_no_saturada/estudios_de_la_zona_v7/c081-086.pdf
- Rodríguez, Y; Watler, W; Valera, V Sepúlveda, C; Benegas, L. 2019. Análisis de la vulnerabilidad a la disponibilidad del recurso hídrico en paisajes ganaderos de la microcuenca del río El Tablón, en Chiapas, México: Consultado el 06 de sep. 2019 Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/9194/Analisis_de_la_vulnerabilidad_a_la_disponibilidad.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Shao, Y; Lunetta, R; Wheeler, B; Iiames, J; Campbell, J. 2016. An evaluation of time-series smoothing algorithms for land-cover classifications using MODIS-NDVI multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment*, (174) 258–265. Consultado el 14 de sep. 2019. disponible en doi:10.1016/j.rse.2015.12.023
- Si, M. 2016 Influencia de la franja ribereña en la calidad del agua y percepción local sobre su estado y manejo en la subcuenca del río Quiscab, cuenca del lago Atitlán, Guatemala. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 97p. Consultado el 20 de ago. 2019. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/8607/Influencia_de_la_franja_riberena.pdf
- Sobrino, JA. 2001. Teledetección. Universidad de Valencia. Guada Impresores S.L. Valencia, España. 355p. Consultado el 01 de sep. 2019. Disponible en https://books.google.co.cr/books?hl=es&lr=&id=Yb6xIldfoT0C&oi=fnd&pg=PA73&dq=fundamentos+de+teledetecci%C3%B3n+espacial&ots=oSCFvtJDZr&sig=ztaNYPgtiUTBcAHHA_rTUKWfnxY&redir_esc=y#v=onepage&q=fundamentos%20de%20teledetecci%C3%B3n%20espacial&f=false
- USGS (Servicio Geológico de Los Estados Unidos). 2018. Landsat 7 (L7) Data Users Handbook. Sioux Falls - South Dakota, Estados Unidos. 154 p. Consultado el 20 agosto. 2019. Disponible en https://prd-wret.s3-us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/atoms/files/LSDS-1927_L7_Data_Users_Handbook-v1.pdf
- USGS (Servicio Geológico de Los Estados Unidos). 2019. Landsat 8 (L8) Data Users Handbook. versión 0.4. Sioux Falls - South Dakota, Estados Unidos. 115p. Consultado el 22 agosto. 2019.

- Disponible en https://prd-wret.s3-us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/atoms/files/LSDS-1574_L8_Data_Users_Handbook_v4.pdf
- Valencia, J. 2007. Estudio estadístico de la calidad de las aguas de la cuenca hidrográfica del río Ebro. Polytechnic University of Madrid, Madrid, España. 338p. Consultado el 19 de sep. 2019. Disponible en http://oa.upm.es/454/1/JOSE_LUIS_VALENCIA_DELFA.pdf
- Vergés, R; Damián, P; Bocco, G. 2009. Contribución al análisis del cambio de uso del suelo y vegetación (1978-2000) en la Península de Baja California, México. Investigación ambiental Ciencia y política pública, 1(1). 13p. Michoacán, México. Consultado el 22 de ago. 2020. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Rosete/publication/239602204_Contribucion_al_analisis_del_cambio_de_uso_del_suelo_y_vegetacion_1978-2000_en_la_Peninsula_de_Baja_California_Mexico/links/00b7d52307807305a8000000/Contribucion-al-analisis-del-cambio-de-uso-del-suelo-y-vegetacion-1978-2000-en-la-Peninsula-de-Baja-California-Mexico.pdf
- Vogl, A; Tallis, H; Douglass, J; Sharp, R; Veiga, F; Benítez, S; León, J; Game, E; Petry, P; Guimerães, J; Lozano, JS. 2016. Sistema de Optimización de Inversión de Recursos Introducción y Documentación Teórica:107. Disponible en <http://docplayer.es/29113182-Sistema-de-optimizacion-de-inversiones-en-recursos-rios.html>
- Vogl, A.; Bryant, B; Hunink, J; Wolny, S; Apse, C; Droogers, P. 2016. Valuing investments in sustainable land management in the Upper Tana River basin, Kenya. Journal of environmental management. Kenia.195.78:91. Consultado el 07 de sep. 2019. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.013>
- Watler, W. 2017. Sistema de Optimización de Inversiones en Recursos (RIOS): El Paso a Paso de la Corrida del Software RIOS, Zona Piloto B: Unidad hidrográfica Aquin St. Louis du Sud, Departamento del Sur de Haití. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 56p.
- Weng, Q. 2001. Modeling Urban Growth Effects on Surface Runoff with the Integration of Remote Sensing and GIS. Environmental Management 28, 737–748. Consultado el 3 de jul. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s002670010258>
- Zhen-Wu, B. 2010. Índices de calidad del agua en la microcuenca de la quebrada Victoria, Guanacaste, Costa Rica 2007-2008. UNED Cuadernos de Investigación UNED. San José Costa Rica. 2 (6), 45:61. Consultado el 14 de sep. 2019. Disponible en <https://www.redalyc.org/pdf/5156/515651985004.pdf>
- Zhiyun, O; Tongqian, Z; Xiaoke, W; Hong, M. 2004. Ecosystem services analyses and valuation of China terrestrial surface water system. Acta Ecológica Sínica, 24(10), 2091-2099. Consultado el 20 de oct. 2020. Disponible en <https://europepmc.org/article/cba/534955>

CAPÍTULO II.

Artículo 1. Análisis de la dinámica del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) a través de las series temporales en la parte alta, media y baja de la subcuenca río Bao para el período 1996-2030

Eduardo Ernesto Hernández Tiburcio¹, William Watler², Vladimir Valera², Alejandro Imbach²

¹Estudiante de Maestría del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza,

²Investigador del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

eduardo.hernandez@catie.ac.cr,

wwatler@catie.ac.cr,

vladimir.valera@catie.ac.cr,

alejandro.imbach@catie.ac.cr

Resumen

Las variaciones de las coberturas vegetales en la superficie terrestre, en determinados períodos de tiempo, constituyen un importante indicador ambiental que ha sido empleado en diferentes ámbitos, desde estudios relacionados con las dinámicas de los ecosistemas, hasta la orientación en la toma de decisiones en temas de planificación de las acciones necesarias del territorio para mejorar la disponibilidad de los servicios ecosistémicos. En las últimas décadas, la teledetección ha jugado un papel fundamental a la hora de establecer indicadores ambientales basados en el análisis de la dinámica de la vegetación. En ese sentido, el estudio describe la dinámica de la vegetación en la subcuenca del río Bao, ubicada entre los municipios de San José de las Matas, Jánico y Sabana Iglesia, en la provincia Santiago, República Dominicana. Mediante un pronóstico a 10 años de la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación con base en los valores de la intensidad de radiación de las bandas del espectro electromagnético o valores del Índice de Vegetación Diferencial Normalizada (NDVI) para los diferentes tipos de uso y cobertura actual de la parte alta, media y baja de la subcuenca del río Bao. El proceso metodológico fue a través del análisis de series temporales, aplicando el modelo Autorregresivo Integrado de Media Móvil (ARIMA). Para este análisis, se obtuvieron imágenes satelitales de los sensores Landsat5 TM, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS con una frecuencia de observación anual durante el periodo 1996-2020. En RStudio, se realizó el cálculo de NDVI. Los resultados más relevantes muestran tendencias descendentes en los próximos 10 años en la parte alta para las clases matorral, café y suelo desnudo, lo que representa el 0.3% de la parte alta; con un mayor descenso en suelo desnudo con valores de NDVI de 0.119 a -0.113. En la parte media se identificaron tendencias descendentes para las clases matorral, pasto de altura, pasto, agricultura, bosque de coníferas y suelo desnudo, lo que representa el 61% de la parte media; con un mayor descenso en agricultura con valores de NDVI de 0.439 a -1, lo que indica una vegetación nula o no saludable. En la parte baja habrá un descenso para la clase matorral, suelo desnudo y pasto, equivalente al 54.5% de la parte baja; con un mayor descenso en suelo desnudo con un valor de NDVI de 0.407 a 0.359. Estos resultados revelan que habrá una gran disminución en la cantidad, calidad y desarrollo vegetativo en las partes media y baja de la subcuenca; lo cual indica el potencial deterioro

ambiental de la subcuenca Bao, que permite orientar las decisiones en la planificación y gestión de de soluciones basadas en la sostenibilidad de la vegetación para propiciar la disponibilidad y calidad de los servicios ecosistémicos.

Palabras claves: Dinámica de vegetación, NDVI, pronóstico, subcuenca, series temporales, ARIMA, clases de uso y cobertura actual.

Abstract

Variations in vegetation cover on the land surface in certain periods of time is an important environmental indicator that has been used in different areas, from studies related to the dynamics of ecosystems, to guidance in decision-making on planning issues of the necessary actions of the territory to improve the availability of ecosystem services. In recent decades, remote sensing has played a fundamental role in establishing environmental indicators based on the analysis of vegetation dynamic. In this sense, the study describes the dynamics of vegetation in the Bao river sub-watershed, located between the municipalities of San José de las Matas, Jánico and Sabana Iglesia, in the Santiago Province, Dominican Republic. This, through a 10-year forecast of the quantity, quality and development of the vegetation, based on the values of the radiation intensity of the bands of the electromagnetic spectrum or values of the Normalized Differential Vegetation Index (NDVI) for the different types of use and current coverage of the upper, middle and lower part of the Bao river sub-watershed. The methodological process was through the analysis of time series, applying the Autoregressive Integrated Moving Average Model (ARIMA). For this analysis, satellite images were obtained from the Landsat5 TM, Landsat 7 ETM + and Landsat 8 OLI / TIRS sensors, with an annual observation frequency during the period 1996-2020. In addition, the RAD, In RStudio, the NDVI was calculated. The most relevant results show downward trends in the next 10 years in the upper part for the scrub, coffee and bare soil class, which represents 0.3% of the upper part; with a greater decrease on bare ground, with NDVI values from 0.119 to -0.113. In the middle part, downward trends were identified for the scrub, high grass, pasture, agriculture, coniferous forest and bare soil classes, which represent 61% of the middle part; with a greater decrease in agriculture, with NDVI values of 0.439 to -1, which indicates null or unhealthy vegetation. In the lower part there will be a decrease for the scrub, bare soil, and grass classes, equivalent to 54.5% of the lower part; with a greater descent on bare soil, with a NDVI value of 0.407 to 0.359. These results reveal that there will be a great decrease in the quantity, quality and vegetative development in the middle and lower parts of the sub-basin, which indicates the potential environmental deterioration of the Bao sub-watershed. This allows to guide decisions in the planning and management of solutions based on the sustainability of the vegetation to promote the availability and quality of ecosystem services.

Keywords: Vegetation dynamics, NDVI, forecast, sub-basin, time series, ARIMA, use classes and current coverage.

Introducción

Los ecosistemas tropicales son los más vulnerables a sufrir cambios a nivel mundial, ocasionados por el crecimiento demográfico, la expansión de las actividades antrópicas y los eventos propiciados por el cambio climático (FAO 2011; Vergés *et al.* 2009). Estos factores propician cambios en la vegetación, afectando la disponibilidad y la calidad de los servicios ecosistémicos, principalmente en la regulación climática e hidrológica; lo que ha tenido enormes impactos ambientales a nivel mundial, contribuyendo significativamente a potenciar los efectos del cambio climático y la pérdida de la biodiversidad (Gullison *et al.* 2007; Laurance *et al.* 2012).

Los cambios en la cantidad y calidad de la vegetación producen importantes transformaciones en las características físicas, químicas y biológicas del suelo, disminuyendo su capacidad de infiltración de la lluvia, generando un aumento de la escorrentía superficial, especialmente cuando se producen fuertes precipitaciones de tormenta, que ocasiona desbordes, inundaciones, erosión, difusión de contaminantes a las fuentes de agua, entre otros efectos (Weng 2001; Henríquez *et al.* 2006).

Basados en los dos conceptos descrito en los párrafos anteriores, en las últimas décadas se han desarrollado tecnologías que permiten determinar la dinámica de la cobertura de la tierra, por medio de percepción remota y sistemas computacionales que facilitan el tratamiento e interpretación de imágenes satelitales (Chuvioco-Salineró 2008). Sin embargo, la mayoría de los estudios relacionados a cambios en la vegetación se basan en el análisis espacio temporal del uso y cobertura existente en el territorio.

En este contexto, en la República Dominicana se han realizado estudios de uso y cobertura de la tierra a nivel nacional, para los años 1996, 2003 y 2012 (MIMARENA 2014), y otros estudios de casos puntuales en la zona Sierra para los años 2009 y 2017 (Plan Sierra 2009; 2017). El fin del estudio fue conocer los cambios de uso y cobertura de la tierra. Sin embargo, los autores Tucker (1979); Gaitán *et al.* (2015) afirman que para evaluar los cambios de la vegetación en los países tropicales y poder tomar decisiones basado en estos, se requiere un conocimiento objetivo de la dinámica de la vegetación; por lo que se han desarrollado metodologías para el monitoreo de las tierras basadas en el uso de índices de vegetación derivados de sensores remotos; como el NDVI, que permite observar patrones generales de tendencias positivas o negativas en la vegetación, como un indicador del funcionamiento ecosistémico. Esto se debe a que los valores de NDVI pueden derivar métricas que describen la fenología de la vegetación a partir de series temporales (Reed *et al.* 1994; Salinas-Zavala *et al.* 2017), representando cambios en la vegetación de manera precisa durante el periodo estudiado; mientras que el análisis con datos de uso y cobertura solo representan los cambios espaciales, los cuales no son muy frecuentes para períodos cortos.

En este sentido, el objetivo del análisis de una serie temporal es conocer el patrón de comportamiento de una variable a través del tiempo, para poder predecir el valor que tomará la variable estudiada en el futuro, mediante la aplicación de un modelo estadístico. Considerando el supuesto de que no van a producirse cambios estructurales en la variable

(Nadasen 2007; Parra 2019). Para el análisis de series temporales de NDVI, los autores Alhamad *et al.* (2007); Fernández-Manso *et al.* (2011), recomiendan el modelo ARIMA, desarrollado por Box y Jenkins en la década de los setenta, como el método de pronóstico para determinar los valores que tomará el NDVI de las clases de uso y cobertura actual en el futuro. El modelo contiene un componente autorregresivo, la integración de diferencias de logaritmo para convertir la serie en estacionaria, así como el componente de media móvil (Box *et al.* 2008), por lo tanto, el modelo ARIMA se ajusta perfectamente a series que presentan tendencias; como puede ser el caso de los valores de NDVI.

Son poco los estudios de la dinámica de vegetación que se hayan realizado en la República Dominicana, en los cuales se analicen los patrones de los valores de NDVI. Entre los pocos casos conocidos, Hernández-Leal *et al.* (2001) realizaron un estudio basado en los valores de NDVI de la República Dominicana y Haití empleando un análisis espacio temporal con hipótesis de que los valores de NDVI de los países serían distintos debido a la cantidad de cobertura de cada país. De igual manera, Montás *et al.* (2006), determinaron la deforestación de República Dominicana basándose en el análisis de NDVI de los años 1985 y 2000. Sin embargo, ninguno desarrolló una metodología para analizar los valores de NDVI para cada clase de uso y cobertura actual, de tal manera que pueda determinar patrones que pudieran asociarse a relaciones de causa y efecto que sirvan de referencia para planificar y tomar decisiones sobre estas (López *et al.* 2015).

Considerando el contexto anteriormente descrito, el presente estudio fue realizado en la subcuenca del río Bao, República Dominicana, siendo una subcuenca de reconocida importancia por la generación de servicios ecosistémicos; principalmente con la producción de agua potable, ya que abastece a 1.8 millones de personas en las ciudades Santiago de los Caballeros y Moca; equivalente al 17% de la población dominicana (PMAA-INDRH 2017; Fondo Agua 2018). Sin embargo, en la subcuenca se desarrollan actividades productivas, se registran eventos climáticos extremos y se han presentado plagas forestales en los últimos años; lo que podrían alterar la tendencia de la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación, afectando su función en la generación de servicios ecosistémicos. Por esta razón, el estudio busca analizar el comportamiento de NDVI para las clases de uso y cobertura actual, y la tendencia futura para los próximos 10 años, basándose en el período 1996-2020; a través del análisis de series temporales aplicado para la parte alta, media y baja de la subcuenca río Bao. La finalidad es proporcionar evidencias técnicas de la importancia del monitoreo constante del estado de la vegetación, de tal manera que sirva de línea base para la planificación y ejecución de soluciones basada en el ecosistema, y con un enfoque de adaptación al cambio climático.

Materiales y métodos

El estudio pretende pronosticar a 10 años, la tendencia de la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación con base en los valores de la intensidad de radiación de las bandas del espectro electromagnético o valores del Índice de Vegetación Diferencial Normalizada (NDVI) para los diferentes tipos de uso y cobertura actual de la parte alta, media y baja de la subcuenca

del río Bao. A continuación se detalla el proceso metodológico desarrollado del presente objetivo.

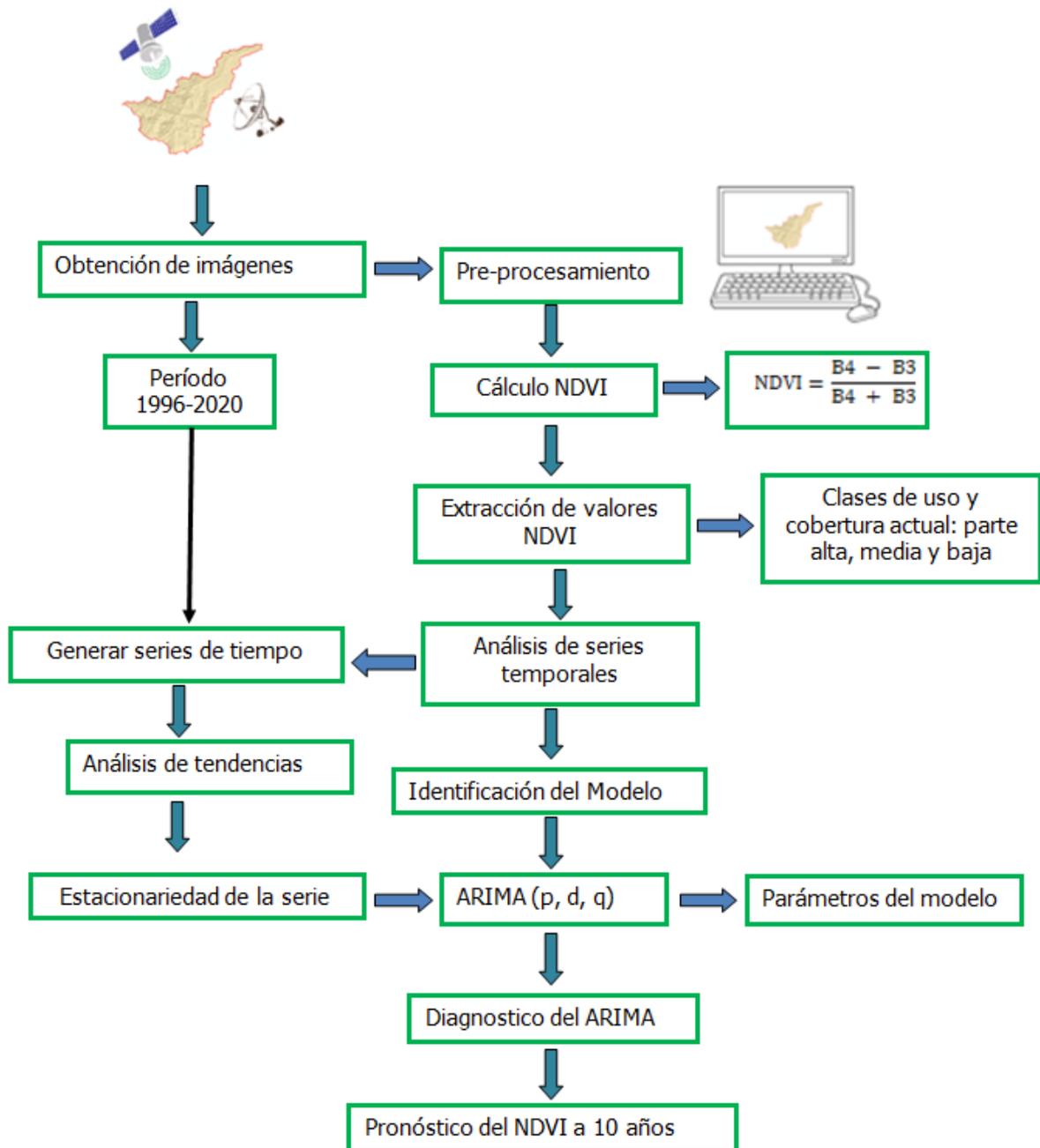


Figura 5. Esquema metodológico del análisis de las series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual

2.1 Ubicación del área de estudio

Este estudio se realizó en la subcuenca del río Bao, en el área de drenaje que abarca sección delimitada a partir de la desembocadura del cauce principal en la presa Bao, hasta los límites más altos en el Parque Nacional Armando Bermúdez. El área seleccionada comprende las comunidades Mata Grande, Sabaneta, Las Lagunas, Jamamucito, Damajagua, Bao, Los Montones, Don Juan y Rincón de Piedra. Estas comunidades se encuentran en los límites de la

microcuenca, y pertenecen a los municipios de Jánico y San José de las Matas, en la provincia Santiago, República Dominicana (Figura 6).

El área de estudio se ubica en las coordenadas 19°1'13" a 19°18'46" Latitud Norte y 70°47'28" a 71°10'35" Longitud Oeste. Tiene una superficie de 433.3 km², equivalente al 48.2% del área total de la subcuenca del río Bao y 6.2% del área de la cuenca del río Yaque del Norte. La altitud del área de estudio varía desde los 327 hasta los 3,095 msnm entre la presa de Bao, ubicada en las coordenadas 19°18'37" Latitud Norte y 70°44'36.41" Longitud Oeste y el Parque Nacional Armando Bermúdez.

En este rango de elevación se registra una precipitación media anual de entre 1,700 a 2,600 mm y una temperatura media anual que oscila entre los 24.1 y 27.3°C. Dando lugar a una diversificación de ocho zonas de vida, siendo el Bosque muy húmedo Montano Bajo la que ocupa una mayor superficie con el 59.3% del área de estudio (Plan Sierra 2019).

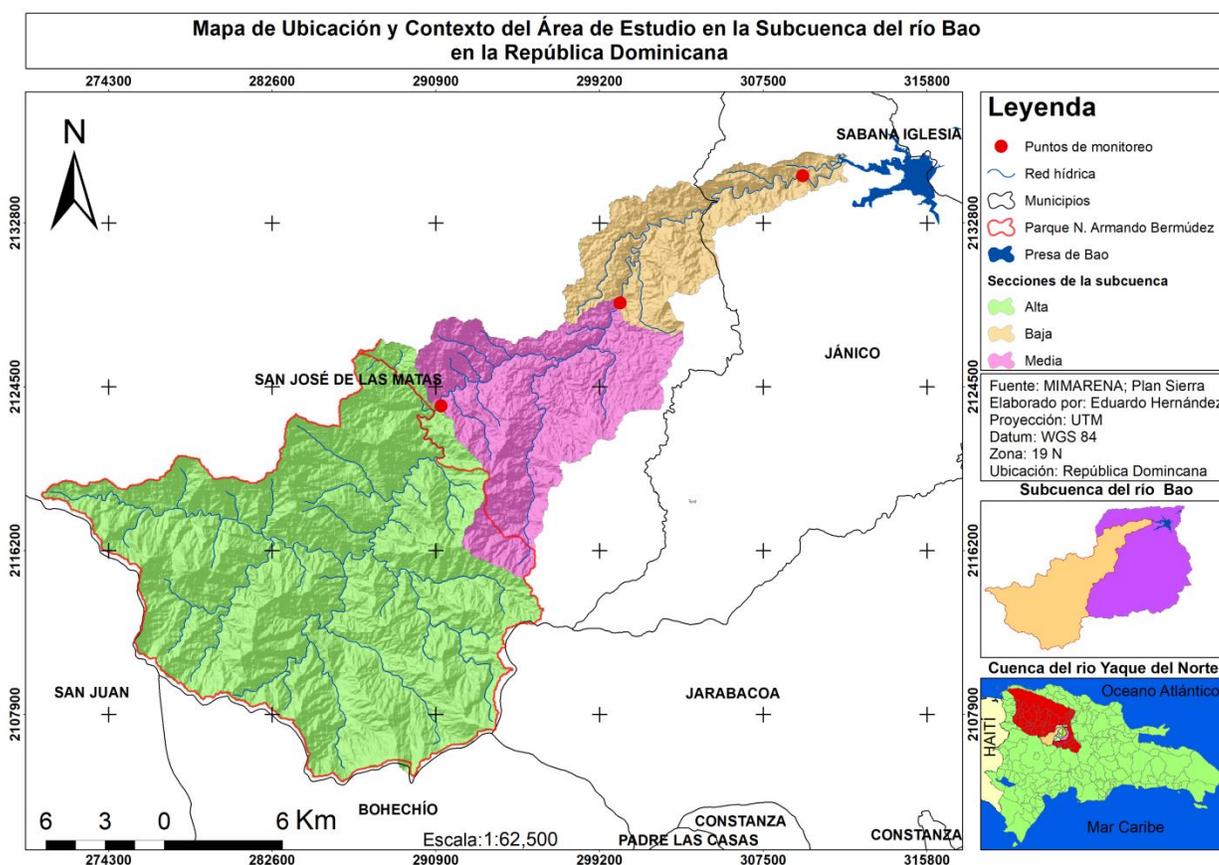


Figura 6. Ubicación del área de estudio en la subcuenca del río Bao
Fuente: INDRHI (2003); Ley Sectorial No. 202-04 (2004)

2.2 División del área de estudio en secciones

Para el análisis se dividió el área de estudio en tres partes (parte alta, media, baja, microcuenca Cercadillos y microcuenca Arenoso), partiendo de los siguientes criterios:

- El Parque Nacional Armando Bermúdez comprende toda la parte más alta de la cuenca abarcando el nacimiento del río Bao y sus afluentes principales (Figura 6).
- Se consideró la ubicación de tres puntos de monitoreo de calidad de agua establecido por Plan Sierra, que se encuentran distribuido estratégicamente para dar un seguimiento a la variación de la calidad del agua a lo largo del cauce: uno ubicado en la parte alta de la subcuenca (19°11'40" N, 70°59'10" O) otro en la parte intermedia (19°14'33" N, 70°54'1" O), el tercero antes de la desembocadura del río en la presa de Bao (19°18'6" N, 70°48'46" O).
- El modelo de elevación digital (MED) donde se determinaron los rangos de altitudes de 330 hasta los 2,700 msnm. Lo que permite establecer claramente las secciones de la subcuenca, considerando las áreas que drenan hacia cada punto de monitoreo.

Considerando estos criterios se delimitaron las secciones (alta, media y baja) del área de estudio, utilizando la herramienta SWAT en el software QGIS 2.6. El fin fue analizar, de manera separada, la dinámica de la vegetación y su tendencia futura, para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta media y baja.

2.3 Obtención de imágenes satelitales

Para el análisis se seleccionó una imagen satelital por cada año correspondiente del período 1996 al 2020 (ver Anexo 1). Las imágenes se obtuvieron de los sensores Landsat5 TM, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS; con sus respectivas bandas espectrales, desde la plataforma USGS². Para la descarga se realizó una búsqueda por criterios, en el cual se filtraron las imágenes correspondientes al PAHT 8 y ROW 47 con condición de nubosidad no mayor al 20%. Se utilizó un script desarrollado en la interfaz de RStudio.

2.4 Pre-procesamiento

El pre-procesamiento es un tratamiento que se aplica a las imágenes satelitales, por medio de algoritmos que permiten generar imágenes de satélites corregidas y listas para ser utilizadas. Considerando este proceso como el primer paso antes de analizar las imágenes y así obtener resultados más precisos (Hantson *et al.* 2011).

Con el objetivo de disminuir o eliminar las distorsiones de las imágenes y mejorar su calidad visual, se llevó a cabo el pre-procesamiento para las imágenes satelitales obtenidas de los sensores de Landsat 5 TM Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI/TIRS, el cual consistió en los siguientes pasos y métodos (Wegmann *et al.* 2016; Kamusoko 2019):

- Corrección radiométrica: se convirtieron los valores de las bandas espectrales de DN (Número Digitales) a radiancia espectral utilizando el método Rad. Este proceso corrige las imperfecciones presentes en los píxeles, influenciadas por las distorsiones de las imágenes.
- Cálculo de reflectancia TOA (Top of Atmosphere Reflectance): se convirtieron los valores de radiancia espectral de las imágenes a reflectancia, para lo que se combina la reflectancia

² <https://earthexplorer.usgs.gov/>

de la superficie y la reflectancia atmosférica con el propósito de reducir la variabilidad de los valores en la imagen.

- Corrección atmosférica: se realizó mediante el método DOS (Substracción de Pixeles Oscuros) con el propósito de eliminar el efecto de los gases de aerosoles presentes en la atmósfera y la radiación que se introduce en el sensor, reflejándose en la imagen.

Para el pre-procesamiento de las imágenes se usó un script desarrollado en la interfaz de RStudio. Además, fueron georreferenciadas las imágenes, usando un sistema de coordenadas en proyección cartográfica UTM, utilizando el Datum WGS 84 en la zona 19N. Luego, se realizó el corte de las imágenes con sus respectivas bandas espectrales, utilizando como máscara la capa vectorial del área de estudio.

En el caso de las imágenes de Landsat 7 ETM+ fue necesario rellenar los pixeles sin datos con el fin de eliminar las líneas negras que aparecen en las imágenes. Este proceso se realizó en el software ENVI 5.0, utilizando la herramienta Landsat Gap fill, en el cual se aplicó el método de triangulación, este método consiste en asignar valores a los pixeles vacíos, tomando como referencias los valores de los pixeles que están alrededor.

2.5 Cálculo de índice de vegetación de diferencia normalizada

Para estimar el NDVI, se realizó una combinación de las reflectancias captadas en el rango espectral del rojo e infrarrojo cercano. Esta combinación facilita la interpretación directa de los parámetros biofísicos de la vegetación, permitiendo determinar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación (Gonzaga Aguilar 2014). El cálculo de NDVI se realizó a través de un script desarrollado en la interfaz de RStudio aplicando la Ecuación 2, para lo que se utilizaron las imágenes satelitales de Landsat 5, Landsat 7 y Landsat 8 con preprocesos previos. El fin fue obtener los valores de NDVI para cada año correspondiente al periodo de estudio. Los resultados se visualizaron en el software QGIS 3.4.

$$NDVI = \frac{B4 - B3}{B4 + B3}$$

Ecuación 2. Índice de vegetación de diferencia normalizada (Aguilar 2014)

Donde:

B4= reflectancia corregida atmosféricamente correspondiente al infrarrojo cercano

B3 =reflectancia corregida atmosféricamente correspondiente al rojo

En el caso de las imágenes de Landsat 8 el infrarrojo cercano es la banda 5 y el rojo es la banda 4.

2.6 Extracción de los valores de NDVI

La extracción de los valores NDVI de los mapas fue por medio de una capa de puntos aleatorizados en formato shapefiles. La aleatorización se llevó a cabo en cada una de las clases de uso y cobertura actual correspondiente a cada sección del área de estudio (parte alta, media

y baja), para lo que se asignó una densidad de un punto por hectárea de cada uso y cobertura. El proceso se realizó usando el software QGIS 3.4.

Obtenida la capa de puntos se procedió a extraer el valor de NDVI correspondiente a cada punto, procediendo a guardar los datos en una tabla de Excel. Este proceso fue realizado usando un script desarrollado en el interfaz de RStudio.

Posteriormente, se procedió a hacer un análisis del comportamiento de los datos de NDVI para cada uno de los puntos, en las diferentes clases de uso y cobertura actual, a través de gráficos de dispersión. El objetivo fue identificar datos anómalos que pudieran estar influenciados por la presencia de nubes o sombra generada por la escasa resolución angular de los sensores remotos. Una vez identificados los puntos que siguen un comportamiento homogéneo, se realizó una selección aleatoria para identificar un punto con NDVI por cada clase de uso y cobertura actual, de manera separada para la sección alta, media y baja del área de estudio.

Las clases de uso y cobertura actual del suelo utilizadas en el análisis se obtuvieron de la capa de uso y cobertura 2020, elaborado por Hernández *et al.* (2020), como insumo para aplicar el modelo RIOS en subcuenca del río Bao.

2.7 Clasificación de la vegetación según los valores de NDVI

Para poder indicar las condiciones de la vegetación en relación con los valores de NDVI, se utilizó el criterio de clasificación propuesto en el EOS (s.f). Además, se revisó la clasificación propuesta por López *et al.* (2015).

En el EOS³ (Earth Observing System) se propone una clasificación de la densidad de la vegetación en cinco categorías:

- NDVI con valores negativos corresponden a agua, rocas, nieve, nubes y estructuras artificiales
- NDVI entre 0.1 y 0.2 Suelo desnudo
- NDVI entre 0.2 y 0.4 áreas con escasa vegetación
- NDVI entre 0.4 y 0.6; a vegetación moderada
- NDVI superior a 0.6 indica la mayor densidad posible de hojas verdes

2.8 Análisis de series temporales

El análisis estadístico de las series temporales empleado en el estudio se realizó por medio de scripts desarrollados en la interfaz de RStudio. A continuación, se detalla el proceso llevado a cabo para dicho análisis (ver Anexo 3).

³ <https://eos.com/blog/ndvi-faq-all-you-need-to-know-about-ndvi/>

Para convertir los datos de NDVI a serie temporal, se consideró una frecuencia anual de las observaciones y una fecha de inicio igual a 1996; con estos criterios se procedió a generar la serie de tiempo aplicando el modelo ARIMA (p, d, q) desarrollado por Box y Jenkins en 1976. Una vez generadas las series en este proceso se incluyó la regresión polinomial localizada (LOESS) de los valores NDVI para los tipos de uso y cobertura actual de la parte alta, media y baja de la cuenca. Esta regresión combina la sencillez de la regresión lineal por mínimos cuadrados con la flexibilidad de la regresión no lineal; mediante el ajuste de modelos sencillos sobre subconjuntos locales de datos, para crear una función que describe la parte determinista de la variación en los datos punto a punto (Cleveland *et al.* 1988). Con este proceso se pudo visualizar el comportamiento de las series con el objetivo de identificar tendencias en los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual del período 1996 al 2020.

Para aplicar el modelo ARIMA con el objetivo de realizar previsiones acerca de los valores futuros de NDVI para las clases de uso y cobertura actual, es necesario que las series sean estacionarias y que exista ruido blanco en las series temporales. A continuación, se explican los procesos que llevaron a cabo para lograr estos supuestos:

- a) Estacionariedad de las series temporales: para determinar la estacionariedad de las series se aplicó la prueba de Dickey Fuller, recomendada por Cheung *et al.* (1995); Mushtaq (2011). Esta prueba detecta estadísticamente la presencia de conducta tendencial estocástica en las series temporales de las variables mediante un contraste de la hipótesis:
 - H_0 = la serie de tiempo no es estacionaria (raíz unitaria) > 0.05
 - H_1 = la serie de tiempo es estacionaria < 0.05

Para convertir las series temporales en estacionarias se aplicó la función logaritmo y luego la prueba de Dickey Fuller para comprobar si el proceso es suficiente para lograr la estacionariedad de la serie de tiempo.

En los casos que no se logra la estacionariedad con la aplicación de la función logaritmo; se procedió a la prueba de estacionariedad utilizando diferencias, iniciando con diferencia 1, siguiendo una secuencia y aplicando la prueba de Dickey Fuller en cada diferencia hasta convertir la serie de tiempo en estacionaria.

- b) Parámetros del modelo ARIMA: este modelo contiene un componente autoregresivo (p), un componente integrado (d) y media móvil (q). Para determinar el valor de los parámetros del modelo se aplicó el siguiente proceso:
 - Componente integrado (d): este parámetro se determinó con el proceso de conversión de la serie tendencial a estacionaria, es decir, el número de diferencias necesarias para lograr la estacionariedad de la serie igual al valor del parámetro (d).

- Media móvil (q): en este caso, cada observación de la serie de tiempo es generada por una media ponderada de errores aleatorios con un retardo de q períodos, expresada en la siguiente ecuación:

$$Y_t = \delta + e_t - \theta_1 e_{t-1} - \theta_2 e_{t-2} - \dots - \theta_q e_{t-q}$$

Donde:

δ es un término constante

et es un ruido blanco, que representa los errores del ajuste y otorga el carácter aleatorio al proceso.

Para determinar el número de medias móvil de cada una de las series temporales se aplicó la función de autocorrelación por medio de un script desarrollado en el interfaz de RStudio, en el cual se graficaron las medias móviles y se determinó el número de rezagos que sobresale de los límites del parámetro.

- Componente autorregresivo (p): estos representan los valores de una variable durante un instante del tiempo en función de sus valores precedentes, expresada en la siguiente ecuación:

$$Y_t = \delta + \phi_1 Y_{t-1} + \phi_2 Y_{t-2} + \dots + \phi_p Y_{t-p} + e_t$$

Donde:

δ es un término constante

et es un ruido blanco.

Para determinar el número de autorregresivos de cada una de las series temporales, se aplicó la función de autocorrelación parcial por medio de un script desarrollado en el interfaz de RStudio, en el que se graficaron los valores autorregresivos y se identificó el número de rezagos que sobresalen de los límites del parámetro.

Una vez identificados los valores de los parámetros del modelo ARIMA, se procedió a aplicarlo a la serie de tiempo original, el modelo integrando al modelo el número de autorregresivos, diferencias y medias móviles identificadas. Con este proceso se determinaron los coeficientes de los autorregresivos, de las medias móviles y los errores estándar del modelo.

Luego de aplicar el modelo ARIMA se procedió a hacer un diagnóstico con el objetivo de verificar si el modelo aplicado está bien ajustado y que exista ruido blanco, es decir, que se cumplan los supuestos de que la media es igual a cero, la varianza es constante y no está serialmente correlacionada. Para este análisis se aplicó la prueba de Ljung Box, que establece que si el p-valor es mayor a 0.05 significa que el modelo tiene ruido blanco y que se ajusta bien a la serie, para confirmar estos supuestos se analizaron las gráficas que resultaron del diagnóstico y se comprobó estadísticamente el supuesto con la revisión del p-valor de la prueba Ljung Box aplicada a los residuales del modelo.

Posterior al diagnóstico del modelo ARIMA, se procedió a pronosticar los valores que tomará el NDVI de las clases de uso y cobertura actual para los próximos 10. Se aplicó la función forecast, recomendada por Box *et al.* (2008) para procesos complejos como el modelo ARIMA. Con este proceso se determinaron los valores NDVI para las clases de uso y cobertura actual, en el transcurso de los próximos 10 años; iniciando en el 2021 y finalizando en el 2030 con intervalos de confianza de 85 y 95%. Posteriormente, se graficaron los datos resultantes con el fin de visualizar la tendencia de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en el transcurso de los 10 años e inferir sobre la calidad y cantidad de la vegetación ante la generación de servicios ecosistémicos en el futuro.

Resultados y discusión

Los resultados de las series temporales para los diferentes tipos de uso y cobertura actual de la parte alta, media y baja de la subcuenca del río Bao muestran:

- En el caso de la parte alta, se modelaron siete series temporales correspondientes a las clases de uso y cobertura actual (matorral, café, pasto de alturas, pasto, bosque de coníferas, bosque latifoliadas y suelo desnudo); estas series se pueden visualizar en la figura 7. Se identificaron patrones descendentes en los valores de NDVI para el período de 1996 al 2020, coincidiendo en un descenso a partir del año 1998; siendo mayor en suelo desnudo, que para el año 2010 disminuye de 0.765 a 0.146; lo que indica pérdida de la cantidad y calidad de la vegetación. El pronóstico para los próximos 10 años muestra un descenso en los valores de NDVI para las clases matorral, café y suelo desnudo; con un mayor descenso en suelo desnudo con valores de NDVI de 0.119 a -0.113. Por el contrario, el bosque de conífera muestra tendencia a aumentar con valores de NDVI entre 0.735 a 0.769; las clases bosque latifoliadas y pasto muestran un comportamiento estacionario para los próximos 10 años (Figura 8). Es importante resaltar que la parte alta se ubica en el Parque Nacional Armando Bermúdez, donde el principal uso es conservación; lo que explica los resultados para bosque de coníferas, pasto y bosque latifoliadas. Sin embargo, en la parte alta existen áreas escarpadas que favorecen el deslizamiento de tierra (CRYN 2019), lo que explica la situación encontrada para suelo desnudo.
- En la parte media se analizaron nueve series temporales correspondientes a las clases de uso y cobertura actual (matorral, café, pasto de alturas, pasto, bosque de coníferas, bosque latifoliadas, suelo desnudo, agricultura y frutal); estas series se pueden visualizar en la figura 9. Los resultados muestran un descenso en las clases de uso y cobertura actual para el período de 1996 al 2020, similar a los resultados de la parte alta. La clase que ha presentado mayor variación es la agricultura, donde inicialmente se registró un descenso de 1996 al 2002 con valores de NDVI entre 0.706 a 0.525; seguido por un aumento hasta el 2010 con NDVI de 0.743; a partir de ese año se registró un descenso constante hasta el 2020 con NDVI de 0.394. Los resultados pronosticados para los próximos 10 años muestran descenso para las clases matorral, pasto de altura, pasto, agricultura, bosque de coníferas y suelo desnudo, lo que representa el 61% de la parte media; con un mayor descenso en agricultura

con valores de NDVI de 0.439 a -1, lo que indica una vegetación nula o no saludable (Figura 10). Es importante resaltar que en la parte media se desarrolla una agricultura de subsistencia con cultivos de ciclo cortos de baja densidad, expuestos a los eventos extremos del clima. Además, los frutales son monocultivos, en su mayoría cítricos que enfrentan constantemente el ataque de Huanglongbing (*Candidatus Liberibacter spp*) (Matos *et al.* 2009); el bosque de coníferas fue afectados entre el 2018 y 2019 por el *Ips calligraphus* (Plan Sierra 2019), lo que en combinación con la extracción de madera generan disminución en la cantidad, calidad y desarrollo vegetativo del bosque de coníferas.

- En la parte baja se analizaron ocho series temporales correspondientes a las clases de uso y cobertura actual (matorral, café, pasto, bosque de coníferas, bosque latifoliadas, suelo desnudo, agricultura y frutal); estas series se pueden visualizar en la figura 11. Los resultados muestran tendencias descendentes leves para el período 1996 al 2020; con un mayor descenso en la clase matorral con un NDVI de entre 0.829 a 0.529, lo que indica un cambio de la vegetación densa y vigorosa a una vegetación moderada. El pronóstico de los valores de NDVI para los próximos 10 años muestra un descenso para las clases matorral, suelo desnudo y pasto, equivalente al 54.5% de la parte baja; con un mayor descenso en suelo desnudo con un valor de NDVI de 0.407 a 0.359. Por el contrario, las clases café, bosque de coníferas y agricultura presentan un aumento en el NDVI con un mayor incremento en el bosque de coníferas con valores de NDVI de entre 0.763 a 0.836 (Figura 12). En la parte baja se desarrolla una ganadería extensiva con sobrepastoreo y pasto de baja calidad (CRYN 2019); lo que explica el descenso pronosticado para las clases matorral, suelo desnudo y pasto.

A continuación, se presentan de manera detallada los resultados del análisis de las series temporales y el pronóstico de los valores de NDVI de cada una de las clases de uso y cobertura actual en la parte alta, media y baja de la subcuenca del río Bao.

Análisis de series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta

Para el período de 1996 al 2020, la clase actual de matorral de la parte alta presenta una tendencia descendente leve, inicia en el año 1998 con un valor de NDVI de 0.797 hasta el 2020 con un valor de 0.599; lo que evidencia cambio de la vegetación densa y vigorosa a una vegetación moderada. Los cambios más relevantes se registraron en los años 1998 al 2000, donde disminuye el valor de NDVI de 0.797 a 0.630, seguido por el período entre 2018 a 2020 con NDVI de 0.761 a 0.599 (Figura 7). Considerando la tendencia de la serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2, se consigue la estacionariedad de la serie, para un p-value = 0.01. Además, se identificaron 2 autorregresivos y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.8625; lo que evidencia estadísticamente el buen ajuste del modelo. El pronóstico muestra una

disminución de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, donde para el 2030 el valor de NDVI será de 0.589 (Figura 8).

La clase actual de café muestra una tendencia descendente leve, inicia en 1997 con un valor de NDVI de 0.913 hasta el 2020 con un NDVI de 0.742; lo que indica que la vegetación mantiene buena densidad y vigor. Los cambios más relevantes se registran en el período 1997 a 2002, donde los valores de NDVI disminuyen de 0.913 a 0.626 y el período de 2014 a 2016 donde disminuye de 0.770 a 0.569 (Figura 7). Considerando las tendencias identificadas en esta serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1 hasta diferencia 2 se consigue la estacionariedad de la serie, para un p-value = 0.01. Además, se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.8698; lo que evidencia estadísticamente el buen ajuste del modelo. El pronóstico muestra una leve disminución de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, donde para el 2030 el valor de NDVI será de 0.705 (Figura 8).

La clase actual de pasto de altura presenta una disminución que inicia en 1996 con un NDVI de 0.779 hasta el 2020 con un NDVI de 0.681. La disminución más relevante se muestra en el período comprendido entre los años 1996 al 2001, donde los valores de NDVI pasan de 0.779 a 0.525 (Figura 7). Tomando en cuenta las tendencias identificadas en la serie con la aplicación de logaritmo se consigue la estacionariedad de la serie, para un p-value = 0.01352. Además, se identificaron 2 autorregresivos y 2 medias móvil con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al someter la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.3831; lo que evidencia estadísticamente que el modelo se ajusta bien. El pronóstico muestra una disminución de los valores de NDVI que inicia en el 2021 con un NDVI de 0.651 hasta el 2024 con un NDVI de 0.615; seguido por un aumento constante de los valores de NDVI hasta 0.672 pronosticado para el año 2030 (Figura 8).

La clase actual de pasto presenta una tendencia descendente que inicia en el año 1996 con un valor de NDVI de 0.824 hasta el 2020 con un NDVI de 0.568. Lo que evidencia un cambio de una vegetación densa a moderada. Los cambios más relevantes se registran en los periodos 1999 al 2000 con valores de NDVI de 0.810 a 0.619 y en los años 2018 al 2020 con valores de 0.748 a 0.568 (Figura 7). Basado en esta tendencia fue necesario aplicar logaritmo y diferencia 1 para conseguir estacionariedad de la serie con un p-value = 0.04028. Se identificaron 2 autorregresivos y 2 medias móvil; con estos parámetros se aplicó el modelo ARIMA a la serie de tiempo, al someter el modelo a la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.7004; esto significa que estadísticamente el modelo se ajusta bien a la. Por lo tanto, basados en el análisis de la predicción se puede decir que no se observa comportamiento que indique tendencia de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años sino, un valor constante de NDVI de 0.638 para el período 2021 al 2030 (Figura 8).

La clase actual de bosque de coníferas presenta una disminución que inicia en el año 1997 con NDVI de 0.881 hasta el 2020 con un NDVI de 0.742. La disminución más relevante se visualiza del año 1997 al 2001, este último con un NDVI de 0.654 (Figura 7). Para hacer el pronóstico de la serie con el modelo ARIMA a 10 años, fue necesaria la aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2, para lograr la estacionariedad de la serie con un p-value = 0.01.

También se identificaron 2 autorregresivos y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo, el cual al someterlo a la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.7177; lo que indica que estadísticamente el modelo está bien ajustado. En el pronóstico se observa un leve aumento de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, identificándose valores ascendentes desde 2021 con un NDVI de 0.735; hasta 0.768 pronosticado para el año 2030 (Figura 8). El resultado indica que en los próximos años la vegetación podría mejorar su densidad y vigor si se mantienen las mismas condiciones ambientales y socioeconómicas.

La clase actual el bosque latifoliadas, presenta una leve disminución de NDVI inicia en el año 1998 con NDVI de 0.817 hasta el 2020 con NDVI de 0.739. La disminución más relevante se registra en el período 1998 al 2000 con valores de NDVI de 0.817 a 0.646 (Figura 7). Para hacer la predicción del modelo ARIMA fue necesaria la aplicación de logaritmo y diferencia 1, para lograr la estacionariedad de la serie con un p-value = 0.02812. En este caso, se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA, el cual se sometió a la prueba de ruido blanco, donde se obtuvo un p-value = 0.8904. El resultado del pronóstico muestra una tendencia constante o un patrón estacional de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, manteniéndose un rango entre 0.732 para 2021 y 0.736 para el 2030 (Figura 8).

La clase actual de suelo desnudo presenta una disminución de los valores de NDVI que inicia en el año 1998 con NDVI de 0.765 hasta el 2020 con NDVI de 0.146. La disminución es más crítica a partir del año 2010, donde se registra un NDVI de 0.636 descendiendo de manera continua hasta el año 2014 con un NDVI 0.127. Siendo este el cambio de mayor relevancia, lo que podría evidenciar la pérdida de cobertura en este espacio geográfico (Figura 7). Para hacer la predicción de esta serie con el modelo ARIMA, para lograr la estacionariedad de la serie fue necesaria la aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2 con un p-value = 0.03043. Se identificaron 1 autorregresivo y 1 media móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA, el cual se sometió a la prueba de ruido blanco, donde se obtuvo un p-value = 0.8904. Con base en la predicción, se observa una disminución constante de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, donde para el 2030 el valor de NDVI será de -0.113 (Figura 8).

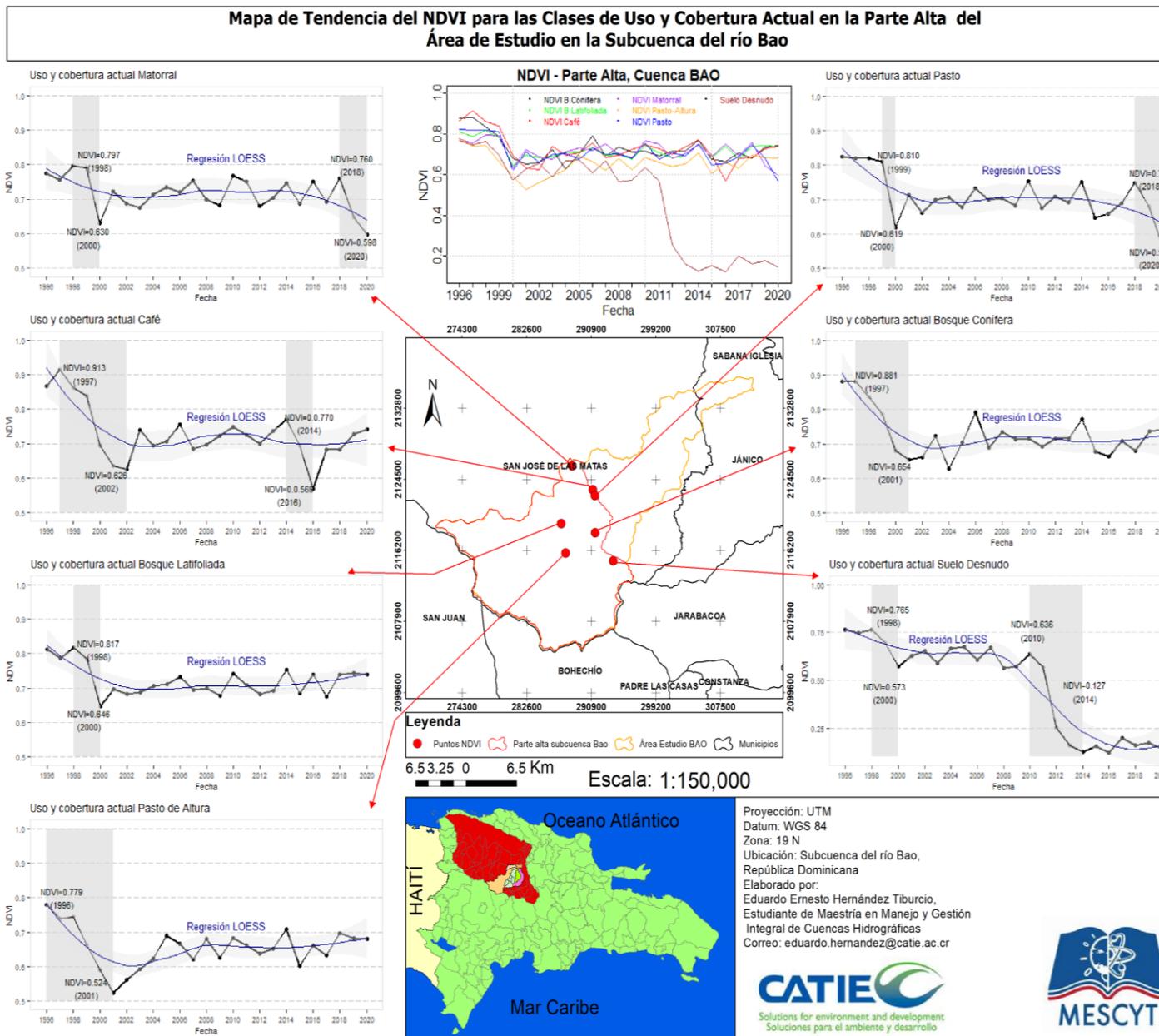


Figura 7. Tendencias de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta, en el período 1996-2020

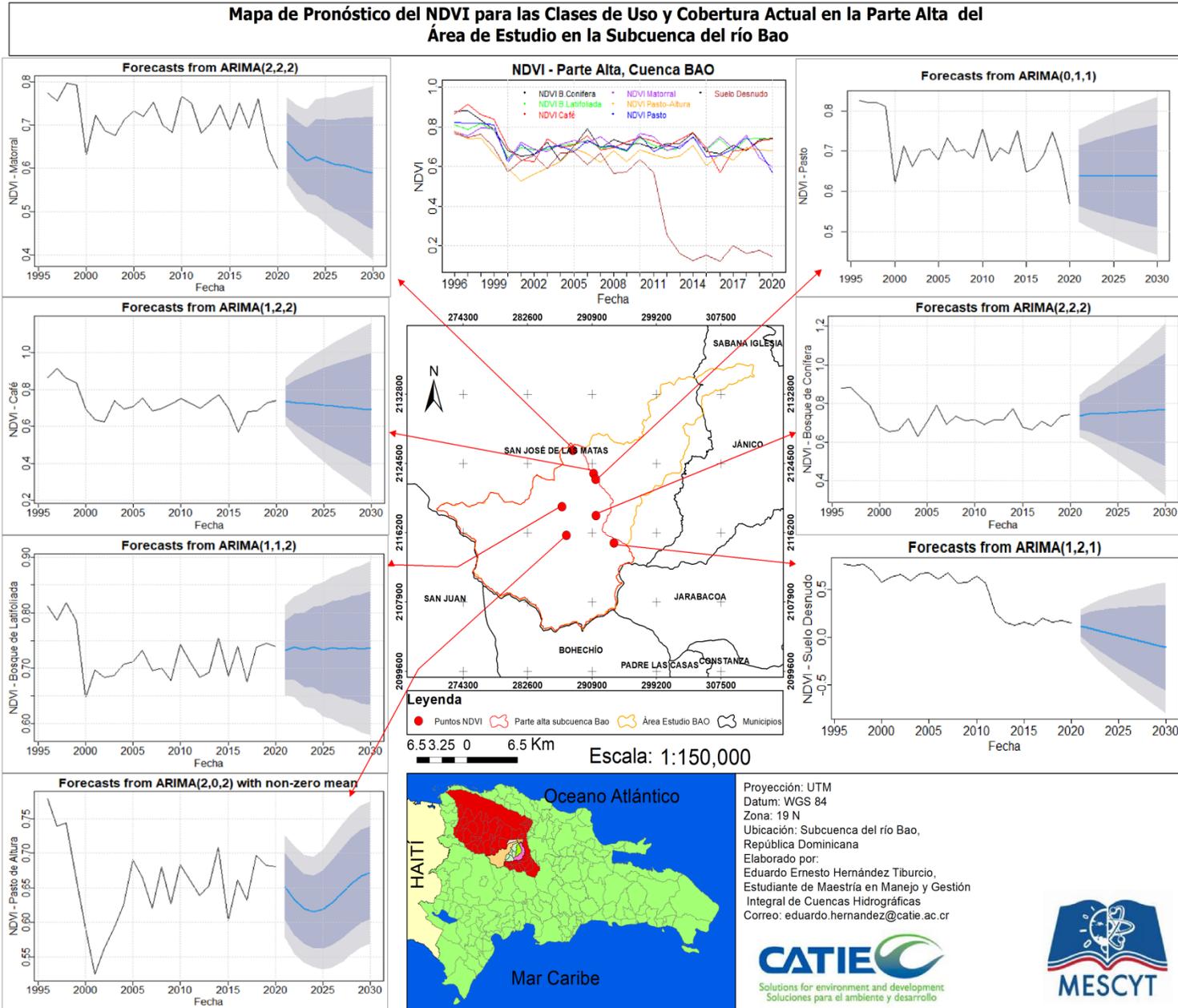


Figura 8. Pronóstico de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte alta, a 10 años

Análisis de series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte media

Para el período de 1996 al 2020, la clase actual de agricultura de la parte media presenta una disminución de los valores de NDVI, que inicia en 1996 con NDVI de 0.706 hasta el 2002 con un valor de 0.525. A partir de ese año se visualiza un leve crecimiento hasta el año 2010 con valor de NDVI de 0.743; seguido por un fuerte descenso hasta el 2020 con NDVI de 0.394 (Figura 9). Tomando en cuenta las tendencias identificadas en la serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1, diferencia 2, diferencia 3 y diferencia 4 se consigue la estacionariedad de la serie, para un $p\text{-value} = 0.01129$. Se identificaron 5 autorregresivos y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA; el cual se sometió a la prueba de ruido blanco, donde se obtuvo un $p\text{-value} = 0.791$; lo que evidencia estadísticamente buen ajuste del modelo. Los resultados del pronóstico muestran una disminución acelerada de los valores de NDVI con un valor inicial en el 2021 de 0.439 hasta el 2030 con un NDVI de -1.07. El resultado indica que si se mantienen las condiciones ambientales y socioeconómicas actuales la vegetación nula o no saludable (Figura 10).

La clase actual de café presenta una tendencia descendente leve, a partir del año 1997 con NDVI de 0.817 hasta el 2020 con valor de 0.661. La mayor disminución se registra en el período del 1997 al 2000, donde para este último el NDVI es de 0.643; a partir de este año se visualiza un leve aumento hasta el año 2020. Sin embargo, este comportamiento sigue siendo inferior a los valores identificados de 1997 a 1999 (Figura 9). Considerando las tendencias de la serie se aplicó logaritmo para lograr la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.04551$. Además, se identificaron 0 autorregresivo y 1 media móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un $p\text{-value} = 0.8772$. El resultado del pronóstico muestra un leve aumento en el período 2021 al 2022, donde el NDVI crece de 0.687 a 0.697, manteniéndose estable el mismo valor hasta el año 2030 (Figura 10).

La clase actual de bosque latifoliadas presenta una leve disminución que inicia en 1997 con NDVI de 0.832 hasta el 2020 con un NDVI de 0.779. La disminución más relevante se registra el período de 1999 al 2000, donde el VDVI disminuye de 0.820 a 0.714 (Figura 9). Basado en esta tendencia fue necesario aplicar logaritmo y diferencia 1 para lograr la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.01241$. Se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA a la serie de tiempo, al someter el modelo a la prueba de ruido blanco se obtuvo un $p\text{-value} = 0.9129$; esto indica que el modelo se ajusta bien a la serie. Por lo tanto, basados en el análisis de la predicción se puede decir que no se observa comportamiento que indique tendencia de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años sino, un valor constante de NDVI de 0.766 para el período 2021 al 2030 (Figura 10).

La clase actual pasto de altura presenta una disminución que inicia en 1996 con NDVI de 0.823 hasta el 2020 con un NDVI de 0.733. La disminución más crítica se muestra del año 1999 al 2000, donde los valores de NDVI pasan de 0.799 a 0.671 (Figura 9). Tomando en cuenta la tendencia de la serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2, se consigue la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.01$. En este caso, se identificaron 2

autorregresivo y 2 media móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un p -value = 0.4047. Con base en la predicción, se observa una leve disminución de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, iniciando en 2022 con NDVI de 0.522 hasta el 2030 con NDVI de 0.489 (Figura 10).

La clase actual de suelo desnudo muestra una tendencia descendente a partir del año 1996 con NDVI de 0.703 hasta el 2020 con NDVI de 0.391, lo que indica un cambio de una vegetación densa a escasa vegetación. La disminución más crítica se presenta a partir del año 2008, donde se registra un NDVI de 0.673, hasta el 2020 (Figura 9). Basado en esta tendencia fue necesaria la aplicación de logaritmo y diferencia 1, para lograr la estacionariedad de la serie con un p -value = 0.01395. Se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA; el cual al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un p -value = 0.7396. El pronóstico muestra un leve descenso de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, iniciando en el 2021 con un NDVI de 0.415; hasta 0.389 para el 2030, lo que significa que la vegetación seguirá siendo escasa (Figura 10).

La clase actual de frutal presenta una tendencia descendente que inicia en el año 1996 con NDVI de 0.665 hasta el 2020 con un valor de 0.447, manteniéndose en los límites de una vegetación moderada. La disminución es más crítica ocurre entre los años 2014 a 2015, donde el NDVI cambia de 0.659 a 0.511; luego el descenso se mantiene, presentando un valor mínimo en el 2018 con NDVI de 0.426 (Figura 9). Tomando en cuenta la tendencia de la serie fue necesaria la aplicación de logaritmo y diferencia 1, para lograr la estacionariedad de la serie con un p -value = 0.04868. Se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo, el cual al someter la prueba de ruido blanco se obtuvo un p -value = 0.6503. En el pronóstico no se observa comportamiento que indique tendencia de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años sino, un comportamiento estacionario que oscila entre 0.422 para el 2022 y 0.433 para el 2025, manteniéndose hasta el 2030; lo que significa que, para los próximos 10 años, el NDVI se mantendrá en el rango de una vegetación moderada (Figura 10).

La clase actual de pasto presenta una tendencia descendente leve, inicia en el año 1996 con NDVI de 0.753 hasta el 2020 con NDVI de 0.576; lo que evidencia cambio de una vegetación densa a moderada. La disminución más relevante se registra del 2004 al 2005, donde el VDVI disminuye de 0.729 a 0.582 (Figura 9). Basado en la tendencia de la serie fue necesario aplicar logaritmo y diferencia 1 para lograr la estacionariedad de la serie con un p -value = 0.01. Se identificaron 1 autorregresivo y 3 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al realizar la prueba de ruido blanco, donde se obtuvo un p -value = 0.4228. El pronóstico muestra una leve disminución los valores de NDVI que inicia en el año 2022 con un NDVI de 0.523 hasta el 2030 con NDVI de 0.489 manteniéndose en el límite inferior del rango de vegetación moderada (Figura 10).

La clase actual de matorral presenta una tendencia descendente leve en el período de 1996 al 2002, donde los valores de NDVI disminuyen de 0.733 a 0.598; seguido por un leve crecimiento hasta el año 2008, donde se registra un valor de NDVI de 0.745; a partir de ese año observa una tendencia descendente hasta el 2020, donde se muestra un valor de NDVI de

0.583. El cambio más relevante se visualiza entre los años 2008 a 2011, donde el NDVI disminuye de 0.745 a 0.542, evidenciando un cambio de vegetación densa a moderada (Figura 9). Considerando las tendencias de la serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1, diferencia 2 y diferencia 3 se consigue la estacionariedad de la serie con un p-value = 0.01676. Se identificaron 1 autorregresivo y 3 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al someter la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.8689; lo que evidencia estadísticamente buen ajuste del modelo. El pronóstico muestra una tendencia descendente de los valores de NDVI hasta el 2030 con un NDVI de 0.462 (Figura 10).

La clase actual de bosque de coníferas presenta una tendencia descendente, inicia en el año 1996 con un NDVI de 0.825 hasta el 2020 con valor de 0.614. La disminución más relevante se visualiza del año 1998 al 2001 con valores de NDVI de 0.801 a 0.552, lo que indica un cambio de vegetación densa y vigorosa a vegetación moderada (Figura 9). Tomando en cuenta la tendencia de la serie con aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2, se consigue la estacionariedad con un p-value = 0.01. Además, se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo, el cual al someterlo a la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.6031. El pronóstico muestra una tendencia leve a disminuir los valores de NDVI en los próximos 10 años, donde en el 2030, el NDVI será de 0.531 (Figura 10).

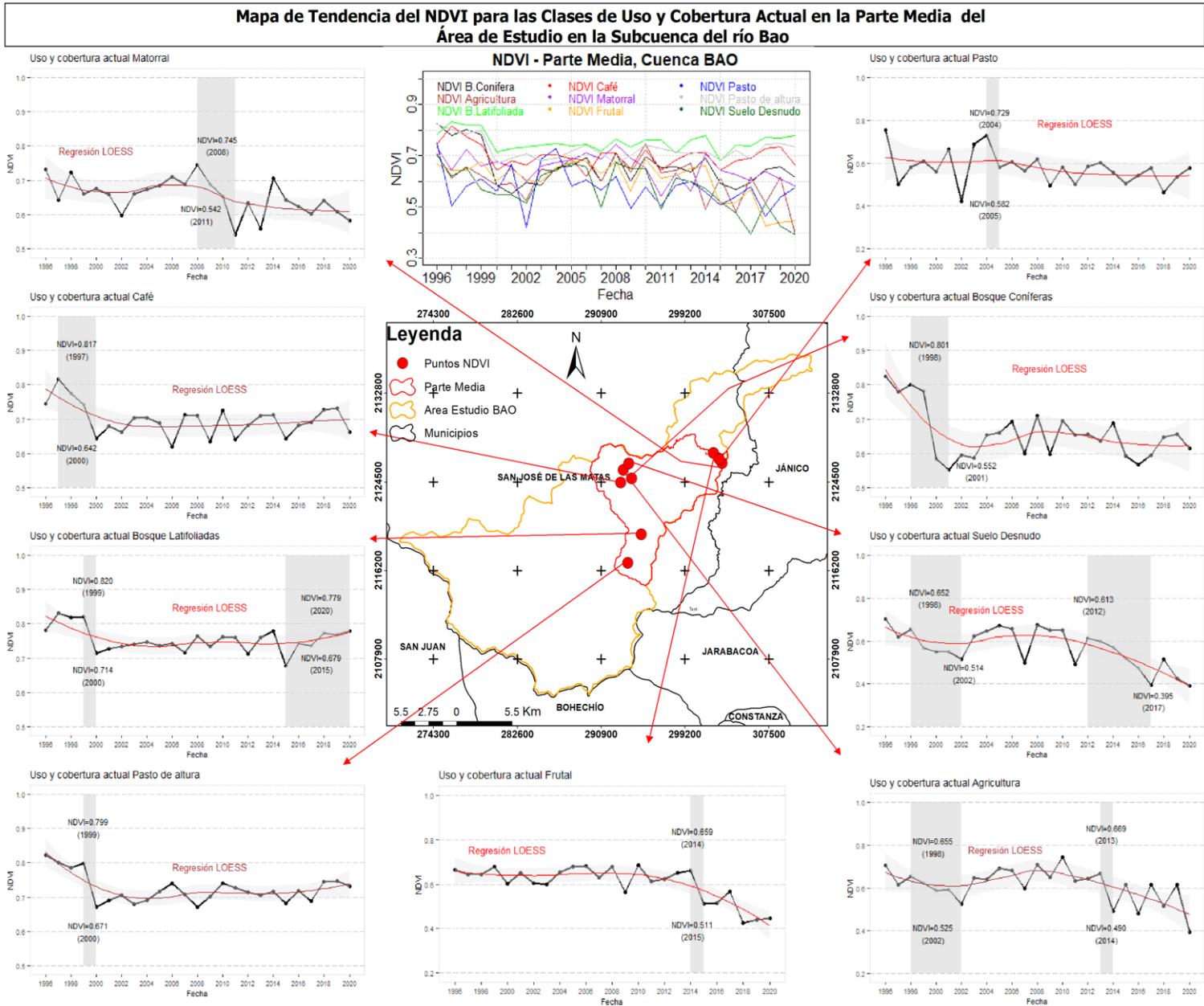


Figura 9. Tendencias de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte media, en el período 1996-2020

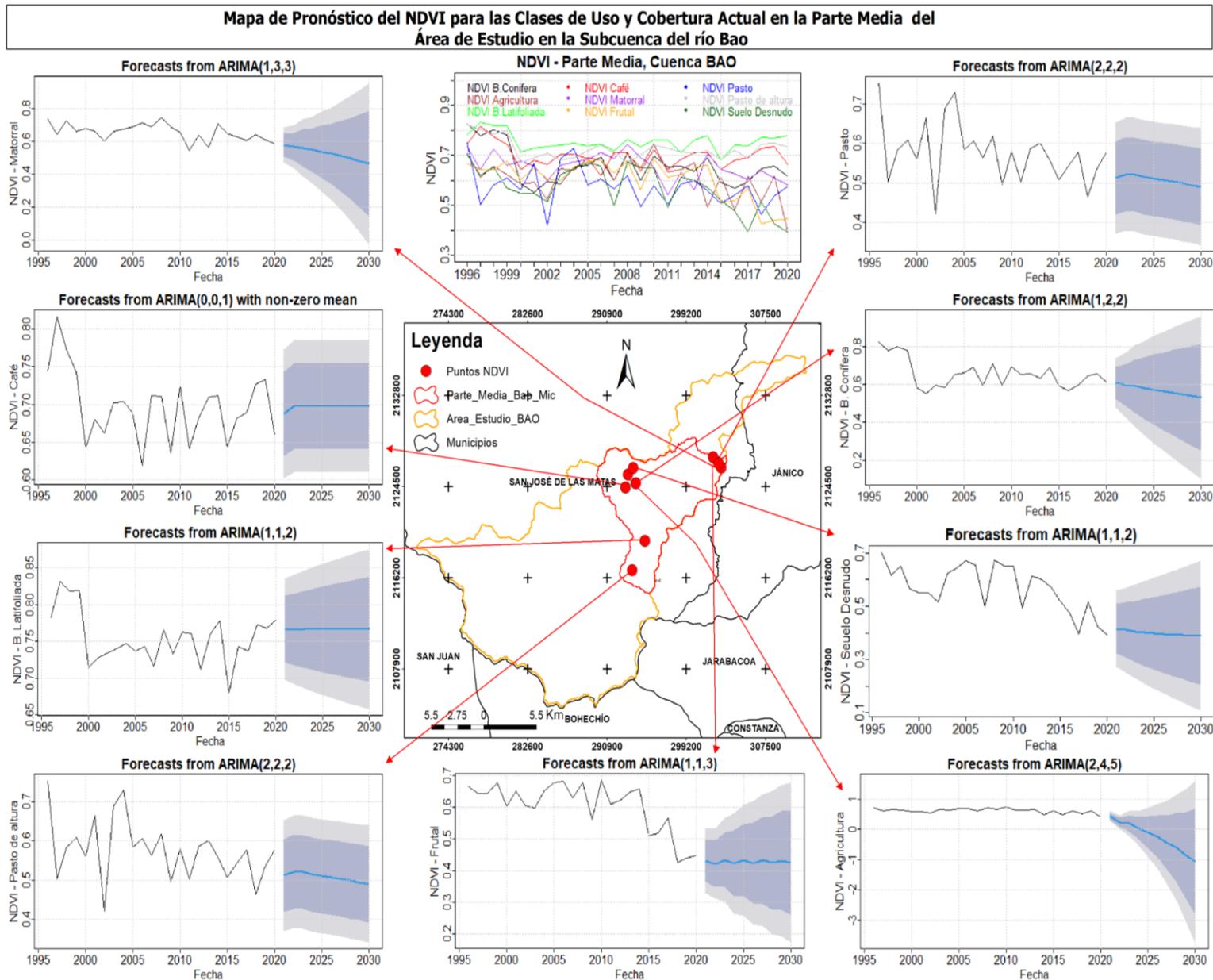


Figura 10. Pronóstico de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte media, a 10 años

Análisis de series temporales de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte baja

Para el período de 1996 al 2020, la clase actual de agricultura de la parte baja, presenta una disminución de los valores de NDVI, donde el NDVI pasa de 0.722 a 0.611. En ese periodo se registran valores mínimos, como en es el caso del año 2002, donde se registra un NDVI de 0.380; seguido por el 2009 con un NDVI de 0.354; lo que indica para esos años una vegetación agrícola escasa. (Figura 11). Para hacer la predicción de la serie a través del modelo ARIMA a 10 años, fue necesario aplicar logaritmo y diferencia 1 para lograr la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.01$. También, se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo, el cual se sometió a la prueba de ruido blanco, donde se obtuvo un $p\text{-value} = 0.9441$; lo que evidencia estadísticamente buen ajuste del modelo. El resultado del pronóstico muestra una leve tendencia ascendente de los valores de NDVI, a partir del 2021 con un NDVI de 0.456 hasta 2030 con un valor de 0.510; pasando de vegetación escasa a moderada en los próximos 10 años (Figura 12).

La clase actual de bosque de coníferas presenta una tendencia descendente leve, inicia en 1996 con NDVI de 0.828 hasta el 2009 con un valor de 0.606. A partir de ese año, se visualiza una tendencia ascendente hasta el 2020, donde se registra un valor de NDVI de 0.736; por lo que se puede calificar como vegetación densa y vigorosa (Figura 11). Considerando las tendencias de la serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2 se consigue la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.01$. Se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIM; al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un $p\text{-value} = 0.6756$. El pronóstico muestra un leve aumento de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, siguiendo la misma tendencia observada hasta el año 2020, prediciendo un NDVI de 0.762 para el 2030 (Figura 12).

La clase actual de frutal presenta una tendencia descendente a partir del año 1999 con un NDVI de 0.712; hasta el 2020 con un valor de 0.551, pasando de vegetación densa y vigorosa a vegetación moderada. La disminución es más crítica ocurre de 1999 al 2003, donde el NDVI disminuye de 0.712 a 0.550; seguido por el descenso visualizado del 2016 al 2017, donde pasa de 0.578 a 0.445 (Figura 11). Para hacer el pronóstico de la serie con el modelo ARIMA a 10 años, fue necesaria la aplicación de logaritmo y diferencia 1, para lograr la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.03407$. Además, se identificaron 2 autorregresivos y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo, el cual se sometió a la prueba de ruido blanco y se obtuvo un $p\text{-value} = 0.9026$; lo que indica que estadísticamente el modelo está bien ajustado. Por lo tanto, basado en el análisis de la predicción se puede decir que no se observa tendencia de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, sino más bien, un comportamiento estacionario que oscila entre 0.520 para el 2021 y 0.525 como valor máximo en el 2023 (Figura 12).

La clase actual de suelo desnudo presenta una tendencia descendente a partir del año 1996 con un NDVI de 0.582; hasta el 2002 con un valor de 0.312. Evidenciando un cambio de vegetación moderada a escasa; seguido por un incremento hasta el 2010, donde se registra un NDVI de 0.563; a partir de ese año se muestra una tendencia descendente, hasta el 2020

con un NDVI de 0.426. (Figura 11). Tomando en cuenta las tendencias de la serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2 se logra la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.02097$. Se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA, Al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un $p\text{-value} = 0.8325$; lo que indica que estadísticamente el modelo se ajusta bien. En el pronóstico se observa un leve descenso de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, donde para el 2030 se pronostica un NDVI de 0.359; lo que indica que con las condiciones ambientales actuales la situación en suelo desnudo será más crítica (Figura 12).

La clase actual de matorral presenta una tendencia descendente, que inicia en el año 1999 con valor de NDVI de 0.829 hasta el 2020 con un valor de 0.529, evidenciándose el cambio de una vegetación densa y vigorosa a una vegetación moderada. Los cambios más relevantes se registraron de 1999 al 2002, donde el NDVI disminuye de 0.829 a 0.604; seguido por el período de 2014 al 2016 donde el NDVI disminuye de 0.748 a 0.494 (Figura 11). Considerando la tendencia la serie con la aplicación de logaritmo y diferencia 1, se consigue la estacionariedad de la serie, para un $p\text{-value} = 0.01$. Se identificaron 2 autorregresivos y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un $p\text{-value} = 0.6514$. El pronóstico muestra una leve disminución de los valores de NDVI, que inicia en el 2021 con un NDVI de 0.545 hasta el 2030 con un NDVI de 0.534 (Figura 12).

La clase actual de bosque latifoliadas presenta una disminución de los valores de NDVI que inicia en 1996 con NDVI de 0.812 hasta el 2009 con un valor de 0.513; donde se evidencia en cambio de una vegetación densa a vegetación moderada. A partir del año 2009, se visualiza una tendencia ascendente leve hasta el 2014 donde se registra un NDVI de 0.779; seguido por un leve descenso hasta el 2020 con un valor de 0.719 (Figura 11). Tomando en cuenta las tendencias de la serie, fue necesario aplicar logaritmo y diferencia 1 para lograr la estacionariedad con un $p\text{-value} = 0.01723$. Se identificaron 1 autorregresivo y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA; el cual se sometió a la prueba de ruido blanco, donde se obtuvo un $p\text{-value} = 0.9428$; lo que evidencia estadísticamente el buen ajuste del modelo. Por lo tanto, basado en el análisis de la predicción se puede decir que no se observa tendencia de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años sino, un comportamiento estacionario hasta el 2030 con un NDVI de 0.696 (Figura 12).

La clase actual de pasto presenta una tendencia descendente leve de los valores de NDVI, inicia en el año 1996 con NDVI de 0.711 hasta el 2012 con un valor de 0.532; a partir de ese año se visualiza una tendencia ascendente hasta el 2014, donde muestra un NDVI de 0.771; seguido por un descenso hasta el 2020 con un valor de 0.621. En el 2007 se registra un NDVI de 0.297, siendo el valor mínimo registrado en la serie (Figura 9). Para hacer la predicción de esta serie con el modelo ARIMA a 10 años, fue necesaria la aplicación de logaritmo, diferencia 1 y diferencia 2, para lograr la estacionariedad de la serie con un $p\text{-value} = 0.023$. En este caso se identificaron 2 autorregresivo y 2 media móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA, el cual se sometió a la prueba de ruido blanco, donde se obtuvo un $p\text{-value} = 0.506$. Con base en la predicción se observa una leve disminución de los valores de NDVI en el transcurso de los próximos 10 años, iniciando en 2023 con un NDVI de 0.595 hasta el 2030 el valor de NDVI será de 0.535 (Figura12).

La clase actual de café muestra una tendencia descendente leve, inicia en 1996 con un valor de NDVI de 0.887 hasta el año 2020 con NDVI de 0.722. Los cambios más relevantes se registran en el período 1996 al 2000, donde los valores de NDVI disminuyen de 0.887 a 0.701 (Figura 11). Considerando la tendencia de la serie con la aplicación de logaritmo, diferencia 1 hasta diferencia 2 se consigue la estacionariedad de la serie, para un p-value = 0.01. Se identificaron 2 autorregresivos y 2 medias móvil; con los que se aplicó el modelo ARIMA. Al realizar la prueba de ruido blanco se obtuvo un p-value = 0.5738. En el pronóstico se observa una tendencia ascendente leve, a partir del 2026 con un NDVI de 0.748 hasta el 2030 con un NDVI de 0.756; aunque este incremento de los valores de NDVI no es significativo, lo que indica se mantendrá con un rango de vegetación densa para los próximos 10 años (Figura 12).

Mapa de Tendencia del NDVI para las Clases de Uso y Cobertura Actual en la Parte Baja del Área de Estudio en la Subcuenca del río Bao

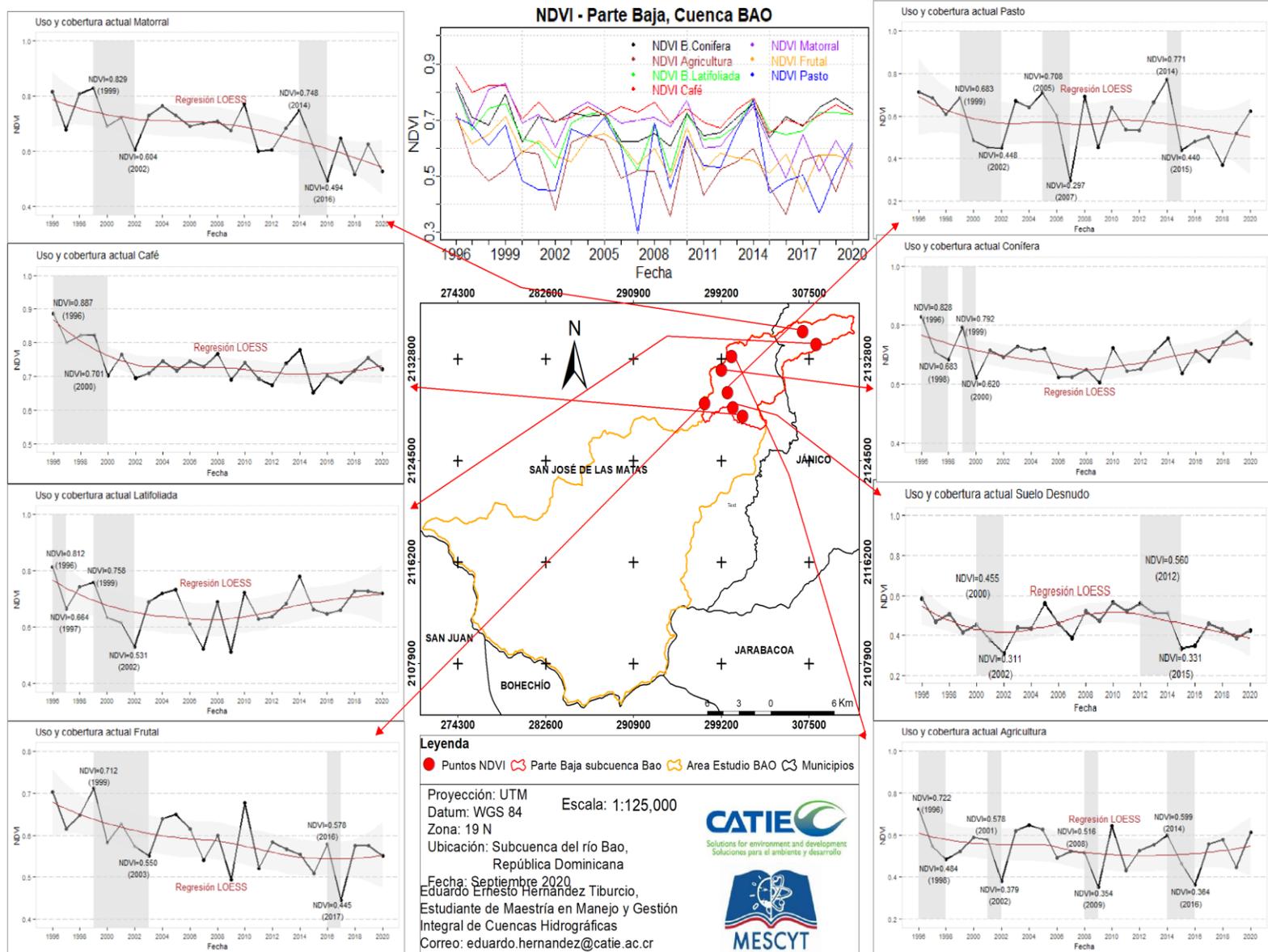


Figura 11. Tendencias de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte baja, en el período 1996-2020

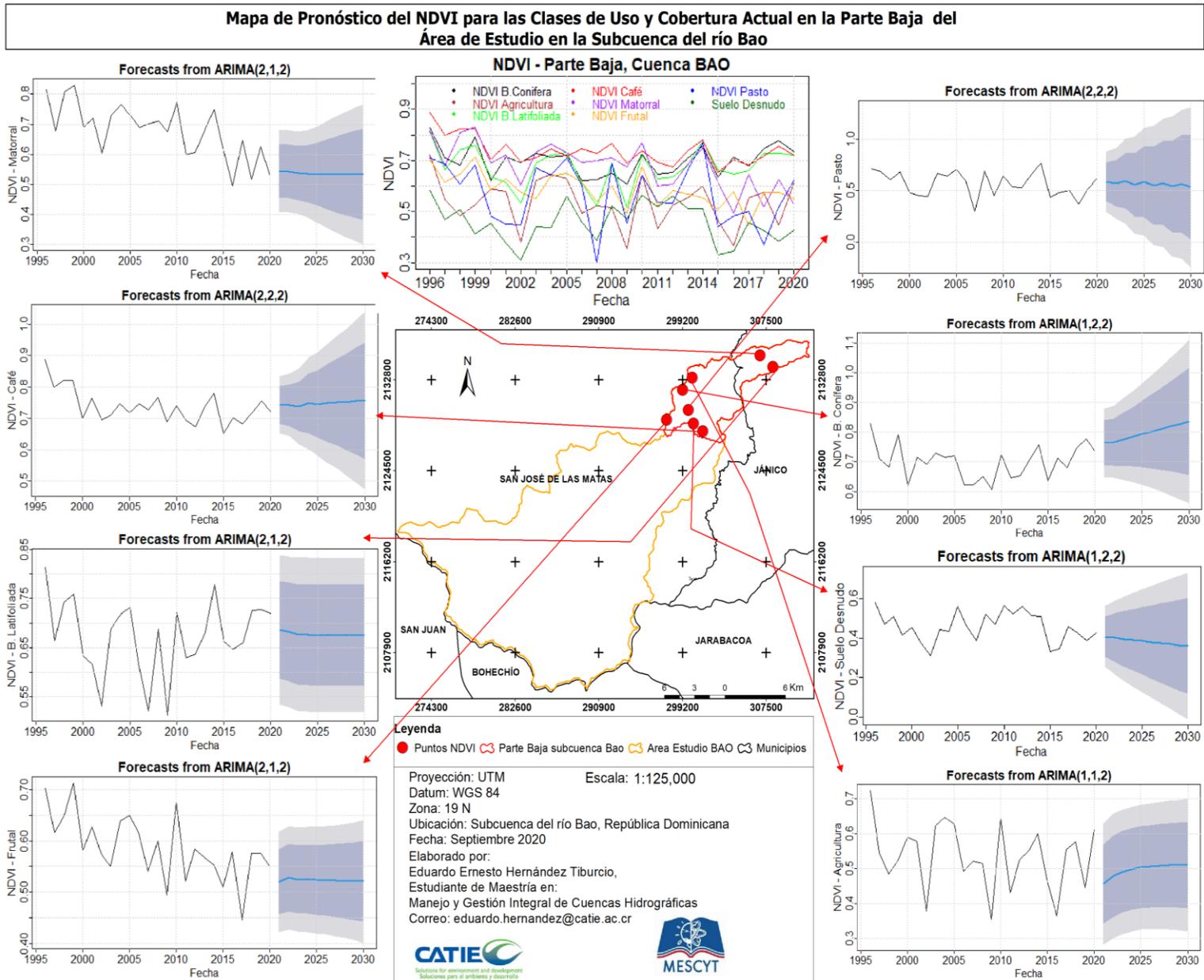


Figura 12. Pronóstico de los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte baja, a 10 años

Relación de las series temporales para las diferentes clases de uso y cobertura actual en las secciones de la subcuenca

Las series temporales de clase actual de matorral en las tres secciones de la subcuenca coinciden en una tendencia descendente en la última década, cuyos valores superiores oscilan entre 0.829 y 0.745; disminuyendo a valores de entre 0.599 y 0.529; lo que evidencia que la vegetación para esta clase ha disminuido su densidad. Además, el pronóstico de los valores de NDVI indica una tendencia a disminuir en los próximos 10 años, siendo más crítico el descenso del valor en la parte media con un valor de NDVI de 0.462 para el 2030. Este descenso constituye un riesgo potencial de pérdida de la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación, para lo que es necesario implementar una serie de actividades como: reforestación, regeneración natural, protección de bosque, de manera tal que se fortalezca la densidad, el desarrollo y la calidad de la vegetación para los próximos 10 años.

Las series temporales de clase actual de café de la parte alta, media y baja presentan una tendencia descendente en los valores de NDVI, lo que podría estar relacionado con la presencia de plagas y enfermedades que han afectado su densidad, calidad y desarrollo en los últimos años. El pronóstico para la parte alta presenta una disminución, mientras que en la parte media y baja se mantiene estable. Sin embargo, los valores pronosticados al 2030 son relativamente similares (0.705 en la parte alta, 0.697 en la parte media y 0.756). Es importante destacar que los valores de este pronóstico se asumen bajo el supuesto de que no se alteraran las condiciones ni la estructura de las variables. Por lo tanto, si se implementa actividades como sistemas agroforestales, prácticas de conservación, abonos orgánicos podrían mejorar los valores de NDVI para los próximos años.

La clase actual pasto de altura solo se encuentra en la parte alta y una sección en la parte media de la subcuenca del río Bao; en ambas secciones las series temporales para esta clase presenta una leve tendencia a disminuir. Sin embargo, en el pronóstico no se observa tendencia en la parte alta, lo que indica que el valor de NDVI se mantendrá constante hasta el 2030 el cual será de 0.672, mientras que en la parte media va a disminuir a 0.489. Indicando que en la parte alta la vegetación de pasto de altura se mantendrá densa mientras que en la zona baja su densidad y vigor será moderada. Sería importante considerar la posibilidad de implementar prácticas de prevención de incendios y promover la regeneración natural.

La clase actual de bosque de coníferas de la parte alta y media presenta una tendencia descendente, mientras que en parte baja se visualiza una tendencia ascendente en la última década. En el pronóstico para los próximos 10 años se observa una tendencia ascendente en la parte alta y baja con valores al año 2030 igual a 0.768 en la parte alta y 0.835 en la parte baja; mientras que en la parte media los valores de NDVI tiende a disminuir a 0.531 en el 2030; lo que indica la necesidad urgente de implementar actividades en esa sección de la subcuenca para que contribuyan a mejorar la densidad, el desarrollo y la calidad de la vegetación de coníferas. Así como garantizar las mejoras previstas en las partes alta y baja.

Las series temporales de los valores de NDVI para la clase actual de bosque latifoliadas en la parte alta, media y baja, coinciden en tendencias descendentes leves hasta el año 2020. Sin

embargo, en el pronóstico de los valores para los próximos 10 años, no muestran un comportamiento que indique tendencias en ninguna de las secciones; lo que significa que el NDVI se mantendrá estable hasta el año 2030 en las tres secciones con valores de 0.736 para la parte alta, 0.766 en la parte media y 0.696 en la parte baja. Resulta fundamental la implementación de acciones que propicien la calidad, el desarrollo y garanticen la densidad de la vegetación; con el fin de evitar un descenso de los valores de NDVI en el futuro.

Las series temporales de los valores de NDVI para la clase actual de pasto en la parte alta, media y baja, coinciden en tendencias descendentes hasta el año 2020. Sin embargo, en el pronóstico de estos valores no se observa un comportamiento que indique tendencia para la parte alta; presenta un valor constante de 0.638 hasta el 2030, mientras que en la parte media y baja el pronóstico muestra una tendencia descendente de los valores de NDVI, indicando para el 2030 en la parte media el NDVI será de 0.489 y en la parte baja de 0.535. Esta diferencia de los valores de las secciones con relación al pronosticado para la parte alta puede estar relacionadas con el sobrepastoreo y mala calidad del pasto; destacando la necesidad de implementar sistemas silvopastoriles en la parte media y baja, entre otras acciones que contribuyan a mejorar la densidad, la calidad y el desarrollo de la vegetación.

Las series temporales de los valores de NDVI para la clase actual del suelo desnudo de la parte alta, media y baja, coinciden en tendencias descendentes hasta el año 2020. Los valores de NDVI disminuyen de 0.765 a 0.146 en la parte alta, de 0.703 a 0.391 en la parte media y de 0.582 a 0.426 en la parte baja; indicando el cambio de la vegetación densa a escasa vegetación. El pronóstico de los valores de NDVI indica un fuerte descenso en la parte alta, llegando a alcanzar valores negativos para el año 2030 (NDVI igual a -0.113), mientras que en las partes media y baja se visualizan tendencias descendentes más leves con valores para el 2030 de 0.389 en la parte media y 0.359 en la parte baja. Estas disminuciones previstas constituyen fuentes de contaminación para el agua, sobre todo en la parte alta. Los valores indican la necesidad de contrarrestar la pérdida de vegetación a través de la implementación de actividades que propicien el incremento de cobertura, como son: la regeneración natural y la reforestación.

La clase actual de agricultura solo existe en la parte media y baja de la subcuenca del río Bao; en estas secciones, las series temporales muestran un descenso en la última década; sin embargo, en la parte media esta tendencia es más fuerte que en la parte baja con una disminución de NDVI de 0.743 a 0.394 en la parte media; mientras que en la parte baja el descenso va de 0.722 a 0.611. En el pronóstico de los valores de NDVI se visualiza una fuerte tendencia descendente en la parte media con un NDVI para el 2030 de -1.07; mientras en la parte baja se visualiza una tendencia ascendente de los valores de NDVI, llegando a 0.510 para el 2030. Esto evidencia la necesidad de implementar buenas prácticas en la agricultura de la parte media, bajo un enfoque conservacionista que integre cultivos y tecnologías resilientes al cambio climático.

La clase actual de frutal solo existe en la parte media y baja, las series temporales de los valores de NDVI muestran tendencias descendentes similares (de 0.665 a 0.447 en la parte media y de 0.712 a 0.551 en la parte baja). En el pronóstico no se visualiza un comportamiento

que indique tendencia; se visualiza un patrón estacionario con valores para el 2030 de 0.433 en la parte media y 0.521 en la parte baja. Estos cambios evidencian la disminución de su densidad. Por lo tanto, es necesario establecer sistemas de producción de frutales asociados con otros cultivos de mayor cobertura del suelo bajo el enfoque de sistemas agroforestales.

En la parte alta todas las series aplicadas al NDVI de los diferentes tipos de uso y cobertura actual, representados en la figura 7 muestran descenso en los valores de NDVI en los años 1998 al 2000; lo que puede estar asociado al paso del huracán Georges en 1998, el cual fue de categoría tres con vientos de 170 km/h y una precipitación total de 409.3 mm, impactando severamente la vegetación de la República Dominicana (Sherman *et al.* 2001).

Los resultados del análisis de series temporales (1996-2020) de NDVI para las clases de uso y cobertura actual de las partes alta, media y baja de la subcuenca del río Bao, muestran una fuerte coincidencia en el período 1996-2020 con tendencias descendentes de los valores, coincidiendo con fechas en que se han producido cambios en la densidad y calidad de la vegetación producto de fenómenos meteorológicos extremos. Estos resultados son similares a los encontrados por Salinas-Zavala *et al.* (2017) en la región meridional de la península de Baja California durante el período 2001-2015.

Los resultados del pronóstico (2021-2030) de NDVI para las clases de uso y cobertura actual, indican que la clase actual de conífera de la parte alta presentará una tendencia ascendente hasta el año 2030 (NDVI igual a 0.768); mientras que los valores de NDVI de las clases actuales de pasto de altura (NDVI=0.672), bosque latifoliadas (NDVI=0.736) y pasto (NDVI=0.638) muestran un comportamiento estacionario para los próximos 10 años. Se manifiestan tendencias descendentes en los valores de NDVI de las clases actuales de matorral (NDVI=0.589), café (NDVI=0.690) y suelo desnudo (NDVI=-0.113) para los próximos 10 años. En la parte media los valores del pronóstico para las clases de uso y cobertura actual, no muestran tendencias ascendentes para los próximos 10 años; prediciendo un comportamiento estacionario para las clases café (NDVI=0.698), bosque latifoliadas (NDVI=0.766) y frutal (NDVI=0.425); mientras que las tendencias descendentes en esta sección de la subcuenca se visualiza en los valores pronosticados para las clases matorral (NDVI=0.462), pasto de altura (NDVI=0.490), bosque de coníferas (NDVI=0.531), pasto (NDVI=0.502), suelo desnudo (NDVI=0.389) y agricultura (NDVI=-1.072). Así mismo, en la parte baja los valores de NDVI pronosticados muestran tendencias ascendentes para las clases actuales de bosque de coníferas (NDVI=0.836) y agricultura (NDVI=0.510), mientras que para las clases actuales café (NDVI=0.757), bosque latifoliadas (NDVI=0.696) y frutal (NDVI=0.521) un comportamiento estacionario (constante hasta el 2030). Con relación a los valores pronosticados de NDVI de la parte baja, muestran tendencia a descender para las clases matorral (NDVI=0.534), pasto (NDVI=0.535) y suelo desnudo (NDVI=0.359).

Basado en el pronóstico, es posible identificar zonas prioritarias para implementar prácticas que contribuyan a fortalecer la densidad, calidad y el desarrollo de la vegetación para los próximos años; en este sentido, en la parte media, no se visualiza una tendencia a mejorar los valores de NDVI, sino que se mantienen estables para las clases actuales de café, bosque latifoliadas y frutal, presentando tendencia a disminuir el valor de NDVI en las demás clases.

Además, esta priorización puede hacerse de manera puntual para las clases de uso y cobertura que muestran tendencias descendentes en los valores del pronóstico, como es el caso de las clases actuales matorral, pasto, agricultura y suelo desnudo. Los resultados son similares a los presentados por López *et al.* (2015), donde hace una identificación de zonas prioritarias a través de la dinámica de NDVI y los parámetros morfométricos de la cuenca.

Considerando el contexto anterior, los resultados del análisis de series temporales de los valores de NDVI son un importante indicador de las condiciones ambientales del territorio; sirviendo de línea base para estudios relacionados con la estabilidad de los recursos naturales y la generación de servicios ecosistémicos, para la planificación, manejo y gestión de cuencas hidrográficas y la toma de decisiones sobre las acciones necesarias en el territorio.

Conclusiones

Si se mantiene la dinámica actual en el uso y la cobertura, para el año 2030:

- En la parte alta habrá un descenso en la cantidad, calidad y desarrollo vegetativo para las clases matorral, café y suelo desnudo, lo que representa el 0.3% de la parte alta; con un mayor descenso en suelo desnudo con valores de NDVI de 0.119 a -0.113. Por el contrario, el bosque de conífera presenta un aumento en la cantidad, calidad y desarrollo vegetativo con valores de NDVI de 0.735 a 0.76; lo que representa un aumento en el 57.9% de la parte alta.
- En la parte media habrá un descenso para las clases matorral, pasto de altura, pasto, agricultura, bosque de coníferas y suelo desnudo, lo que representa el 61% de la parte media; con un mayor descenso en agricultura con valores de NDVI de 0.439 a -1, lo que indica una vegetación nula o no saludable.
- En la parte baja habrá un descenso para las clases matorral, suelo desnudo y pasto, equivalente al 54.5% de la parte baja; con un mayor descenso en suelo desnudo con un valor de NDVI de 0.407 a 0.359. Por el contrario, para las clases de bosque de coníferas, café y agricultura habrá un aumento en la cantidad, calidad y desarrollo vegetativo, lo que representa mejoras en el 16% de la parte baja; con mayor incremento en el bosque de coníferas con valores de NDVI de 0.763 a 0.836.

Recomendaciones

Para futuros estudios de la dinámica de la vegetación se recomienda la integración de otras variables que pudieran estar correlacionadas a las variaciones de la vegetación en la subcuenca Bao; por ejemplo: variables climáticas, gradiente altitudinal y características edafológicas y morfométricas de la subcuenca.

LITERATURA CITADA

- Alhamad, N; Stuth, J; Vannucci, M. 2007. Biophysical modelling and NDVI time series to project near-term forage supply: spectral analysis aided by wavelet denoising and ARIMA modelling. *International Journal of Remote Sensing*, 28(11), 2513-2548. Consultado el 19 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1080/01431160600954670>
- Box, G; Jenkins, G; Reinsel, G. 2008. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. Series in Probability and Statistics. Copyright 2008 by John Wiley & Sons, Inc. All rights reserved. Holden-Day, U.S.A., fourth edition. 765p. Consultado el 15 de sep. 2019. Disponible en <http://93.174.95.29/main/1002000/61da547022aff97749ff900c6d4d989/George>
- Cheung, Y; Kon, S. 1995. Lag Order and Critical Values of the Augmented Dickey–Fuller Test, *Journal of Business & Economic Statistics*, 13:3, 277-280. Consultado el 14 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1080/07350015.1995.10524601>
- Chuvieco Salinero, E. 2008. *Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio*. Editorial Ariel S.A. Barcelona, España. 595p. Consultado el 01 de sep. 2019. Disponible en <https://www.scribd.com/document/366409360/Teledeteccion-Ambiental-Chuvieco>
- Cleveland, S; Devlin, J. 1988. Locally weighted regression: an approach to regression analysis by local fitting. *Journal of the American statistical association*, 83(403), 596-610. Consultado el 17 de sep. 2020. Disponible en <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01621459.1988.10478639>
- CRYN (Comisión Presidencial para el Ordenamiento y Manejo de la Cuenca del Río Yaque del Norte). 2019. Diagnóstico biofísico y socioeconómico de la cuenca del río Yaque del Norte: Informe Final de las subcuenca de los ríos Amina y Bao. 317p. Consultado el 17 de oct. 2020.
- FAO (Organización Mundial de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2011. *State of the World's Forests 2011*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. Consultado el 22 de ago. 2020. Disponible en <http://www.fao.org/3/X6953E/X6953E02>
- Fernández-Manso, A; Quintano, C; Fernández-Manso, O. 2011. Forecast of NDVI in coniferous areas using temporal ARIMA analysis and climatic data at a regional scale. *International journal of remote sensing*, 32(6), 1595-1617. Consultado el 11 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1080/01431160903586765>
- Fondo Agua. 2018. *Cuenca del río Yaque del Norte*. Consultado 12 de ago. 2018. Disponible en <http://fondoaguayaque.org/cuenca-yaque-del-norte/>
- Gaitán, J; Bran, D; Azcona, C. 2015. Tendencia de NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. *Agriscientia*,

- 32 (2), 83-93. Consultado el 11 de sep. 2020. Disponible en <https://revistas.psi.unc.edu.ar/index.php/agris/article/view/16559/16370>
- Gullison, E; Frumhoff, C; Canadell, G; Field, B; Nepstad, D. C; Hayhoe, K; Nobre, C. 2007. Tropical forests and climate policy. *Science*. (Washington, DC), 316(5827), 985-986. Consultado el 13 de sep. 2020. Disponible en 10.1126/SCIENCE.1136163
- Hantson, S; Chuvieco, E; Pons, X; Domingo, C; Cea, C; Moré, G; Tejeiro, J. 2011. Cadena de pre-procesamiento estándar para las imágenes Landsat del Plan Nacional de Teledetección. *Revista de Teledetección*, 36, 51-61. Consultado 5 de Jul. 2020. Disponible en http://www.aet.org.es/revistas/revista36/Revista_36_Todo.pdf#page=54
- Henríquez, C; Azócar, G. 2006. Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile *Revista de Geografía Norte Grande*. (36):61-74. Consultado 5 de Jul. 2019. Disponible en https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0718-34022006000200004&script=sci_arttext&tlng=en
- Hernández, E; Watler, W; Valera, V; Imbach, A. 2020. Identificación de las zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas que contribuyan a mejorar los parámetros de la calidad de agua, asociados al cambio de uso y la cobertura del suelo, utilizando el software RÍOS. Turrialba, Costa Rica. 36 p. Consultado 10 de sep. 2020.
- Hernández-Leal, P; Wilson, J; Arbelo, M. 2001. Integración de información de diferentes sensores remotos en el estudio de la dinámica de la vegetación en la isla de la Española. J. I. Rosell y JA Martínez-Casasnovas (Coords.) *Teledetección. Medio ambiente y cambio global*. Universitat de Lleida. Lleida, España, 128-131. Consultado el 05 de abr. 2020. Disponible en <http://www.aet.org.es/congresos/ix/Lleida26.pdf>
- INDRHI (Instituto Nacional de Recursos Hidraulicos). 2003. Cuenca río yaque del norte y su zona costera. Santo Domingo. República Dominicana. MIMARENA. Escala 1: 175,000. 1 p. Color. Consultado 2 de Jul. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/11/Yaque-del-Norte-Subcuencas-Hidrograficas-1.pdf>
- Kamusoko, C. 2019. Pre-processing. *Remote Sensing Image Classification in R*, 25–66. Consultado el 05 de abr. 2020. Disponible en doi:10.1007/978-981-13-8012-9_2
- Laurance, F; Useche, C; Rendeiro, J; Kalka, M; Bradshaw, J; Sloan, P; Arroyo-Rodriguez, V. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489(7415), 290-294. Consultado el 13 de sep. 2020. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1038/nature11318>
- López, A; Martínez, R; Fernández, S. 2015. Priorización de áreas de intervención mediante análisis morfométrico e índice de vegetación. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(1), 121-137. Consultado el 28 de septiembre de 2020, http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007

- Ley Sectorial No. 202-04 sobre áreas protegidas de la República Dominicana, del año 2004. 63p. Santo Domingo, República Dominicana. Consultado el 24 de ago. de 2019. Disponible en <https://www.wipo.int/edocs/lexdocs/laws/es/do/do023es.pdf>
- Madsen, H. 2007. Time Series Analysis: Texts in Statistical Science. Technical University of Denmark. CHAPMAN & HALL/CRC. Taylor & Francis Group. London, New York. 373p. Consultado el 13 de sep. 2019. Disponible en <https://content.taylorfrancis.com/books/download?dac=C2009-0-03663-7&isbn=9780429195839&format=googlePreviewPdf>.
- Matos, L; Hilf, M; Camejo, J. 2009. First report of 'Candidatus Liberibacter asiaticus' associated with citrus Huanglongbing in the Dominican Republic. Plant Disease, 93(6), 668-668. Consultado el 13 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1094/PDIS-93-6-0668B>
- MIMARENA (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. Estudio de uso y cobertura de suelo. Santo Domingo, República Dominicana. 38 p. Consultado 18 de Jun. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/12/uso-cobertura-suelo-2012.pdf>
- Montas, R; Rivera, I. 2006). Estudio bitemporal de la deforestación en la República Dominicana usando sensores remotos. Universidad de Puerto Rico y la Universidad APEC. 9p. Consultado el 23 de ago. 2020. Disponible en <http://www.laccei.org/LACCEI2011-Medellin>
- Mushtaq, R. 2011. Augmented dickey fuller test. SSRN Electronic Journal. 19 p. Consultado 17 de sep. 2020. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.1911068>
- Parra, F. 2019. Estadística y Machine Learning con R. editorial academia Española. Santander, España. 288p. Consultado el 13 de sep. 2019. Disponible en <https://bookdown.org/content/2274/series-temporales.html>
- Plan Sierra, 2009. Estudio de uso y cobertura del suelo, junio 2009 de la zona de influencia del Plan Sierra. Santo Domingo. República Dominicana 61p. Consultado el 29 de jul. 2019.
- PMAA-INDRH (Proyecto Agricultura Resiliente y Gestión Integral de los Recursos Naturales en las Cuencas de río Yaque del Norte y Ozama-Isabela) (P1632609). 2017. Plan de Manejo y Adecuación Ambiental (PMAA) para las Obras de Rehabilitación de las Presas de Chacuey, Maguaca, Tavera y Mijo. Santo Domingo, República Dominicana. 118 p. Consultado el 28 jul. 2019. Disponible en <http://documents.worldbank.org/curated/en/796891519429714504.docx>
- Reed, B; Brown, J; VanderZee, D; Loveland, T; Merchant, J; Ohlen, D. 1994. Measuring phenological variability from satellite imagery. Journal of vegetation science, 5(5), 703-714. Consultado el 7 de jun. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.2307/3235884>
- Salinas-Zavala, A; Martínez-Rincón, O; Morales-Zárate, M. V. 2017. Tendencia en el siglo XXI del Índice de Diferencias Normalizadas de Vegetación (NDVI) en la parte sur de la península de Baja California. Investigaciones geográficas, (94), 0-0. Consultado el 20 de sep. 2020. Disponible en

- Sherman, E; Fahey, J; Martinez, P. 2001. Hurricane Impacts on a Mangrove Forest in the Dominican Republic: Damage Patterns and Early Recovery 1. *Biotropica*, 33(3), 393-408. Consultado el 20 de sep. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00194.x>
- Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote sensing of Environment*, 8 (2), 127-150. Consultado el 11 de sep. 2020. Disponible en [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- Vergés, R; Damián, P; Bocco, G. 2009. Contribución al análisis del cambio de uso del suelo y vegetación (1978-2000) en la Península de Baja California, México. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 1(1). 13p. Michoacán, México. Consultado el 22 de ago. 2020. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Rosete/publication/239602204
- Weng, Q. 2001. Modeling Urban Growth Effects on Surface Runoff with the Integration of Remote Sensing and GIS. *Environmental Management* 28, 737–748. Consultado el 3 de jul. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s002670010258>

CAPÍTULO III.

Artículo 2. Identificación de zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas que contribuyan a mejorar los servicios ecosistémicos, asociados al cambio de uso y la cobertura del suelo, utilizando el software RIOS

Eduardo Ernesto Hernández Tiburcio¹, William Watler², Vladimir Valera², Alejandro Imbach²

¹Estudiante de Maestría del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza,

²Investigador del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

eduardo.hernandez@catie.ac.cr,

wwatler@catie.ac.cr,

vladimir.valera@catie.ac.cr,

alejandro.imbach@catie.ac.cr

Resumen

Los planes para la intervención en cuencas hidrográficas buscan resolver problemas que afectan la calidad y la disponibilidad de los servicios ecosistémicos. Por eso, son frecuentes los esfuerzos en la gestión de financiamiento para aplicar soluciones basadas en el ecosistema; mediante estrategias que propicien el interés y la participación de distintos sectores, tanto a nivel local, nacional e internacional. Es común que los tomadores de decisiones no cuenten con una idea clara de las actividades que se deben priorizar para invertir en el territorio y las zonas donde las inversiones producirán mayor impacto en términos de eficacia de retorno de los recursos invertidos en servicios ecosistémicos. En este contexto, se realizó el presente estudio en la subcuenca del río Bao, ubicada en los municipios San José de las Matas, Jánico y Sabana Iglesia, de la Provincia Santiago, en República Dominicana con la finalidad de identificar las zonas prioritarias para la implementación de buenas prácticas, que ayuden a mejorar los parámetros de calidad del agua, asociados al cambio de uso y cobertura del suelo; aplicando el modelo Resource Investment Optimization System (RIOS). El proceso metodológico está basado en la determinación de todas las variables biofísicas que pueden alterar la estabilidad agroecológica de la subcuenca con las cuales se corrieron dos escenarios con variaciones en las actividades (buenas prácticas) a implementar. Los resultados obtenidos han identificado nueve prácticas que deben ser implementadas en combinación con un programa de educación ambiental que garantice el empoderamiento y la sostenibilidad de estas actividades. Además, se identificaron 12 microcuencas como zonas prioritarias para implementar las buenas prácticas, abarcando un área de 7,911.8 ha y un presupuesto de US\$3,302,995.00; para un plazo de ejecución de siete años. El modelo RIOS ha priorizado las zonas de mayor riesgo de convertirse en fuentes de contaminación no puntual para el agua del río Bao, donde se producirá el mayor retorno de las inversiones en servicios ecosistémicos hídricos; a través de la disminución de sedimentos y retención de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Palabras claves: Cuencas hidrográficas, buenas prácticas, zonas prioritarias, RIOS, retorno de inversiones.

Abstract

The plans for intervention in hydrographic basins seek to solve problems that affect the quality and availability of ecosystem services. For this reason, financing management efforts to apply ecosystem-based solutions are increasingly common; through strategies that foster the interest and participation of different sectors, both locally, nationally, and internationally. It is common that decision makers do not have a clear idea of the activities that should be prioritized in order to invest in the territory and areas where the investments will produce the greatest impact in terms of the effectiveness of the return on the resources invested in ecosystem services. In this context, the present study was carried out in the Bao river sub-watershed, located in the San José de las Matas, Jánico and Sabana Iglesia municipalities, of the Santiago Province, in the Dominican Republic, in order to identify the priority areas for the implementation of good practices that help improve water quality parameters, associated with changes in soil cover and use; applying the Resource Investment Optimization System (RIOS) model. The methodological process is based on the determination of all the biophysical variables that can alter the agroecological stability of the sub-basin, with which two scenarios were run with variations in the activities (good practices) to be implemented. The results obtained have identified nine practices that must be implemented in combination with an environmental education program that guarantees the empowerment and sustainability of these activities. In addition, 12 micro-watersheds were identified as priority areas to implement the good practices, covering an area of 7,911.8 ha and a budget of US\$3,302,995.00; for an execution period of seven years. The RIOS model has prioritized the area most at risk of becoming non-point sources of pollution for the water of the Bao River, where the greatest return on investments in water ecosystem services will be produced; through the reduction of sediments and retention of nutrients (nitrogen and phosphorus).

Keywords: Watersheds, good practices, priority areas, RIOS, return on investment.

Introducción

La planificación de una cuenca hidrográfica representa el punto de partida para garantizar el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales, en función de la intervención humana y sus necesidades, aplicando estrategias que propicien la gestión de estos recursos al tiempo que se garantizan mejoras de la calidad de vida, el desarrollo socioeconómico y el equilibrio ambiental (Faustino *et al.* 2000). Sin embargo, la creciente demanda del agua a nivel global ha generado especial interés en los tomadores de decisiones, al momento de diseñar e implementar estrategias de intervención en las cuencas hidrográficas, por considerarse un recurso integrador entre los componentes sociales, físicos y ambientales de una cuenca (Cervantes *et al.* 2009; Heathcote 2009).

Los planes de manejo y gestión de cuencas hidrográficas a menudo están representados por Comité de Cuencas, Fondos de Agua, ONGs, entre otros; quienes administran fondos provenientes de donantes externos, gobierno local o de acuerdos de compensación entre los usuarios del agua y los actores ubicados aguas arriba (Bremer *et al.* 2016; Salzman *et al.* 2018). Sin embargo, estos mecanismos de financiamiento de políticas para mitigar diversas amenazas de las cuencas hidrográficas, deben tomar en cuenta las leyes ambientales existentes, la planificación en diferentes niveles y la coordinación y concertación intersectorial; reduciendo las barreras institucionales para la participación en la implementación de las inversiones en las cuencas hidrográficas, así como, la utilización de herramientas prácticas y métricas de costos y beneficios de estas inversiones (López 2008; Vogl *et al.* 2017).

En ese contexto, a la medida en que los planes de manejo y gestión de cuencas hidrográficas se han venido replicando en las últimas décadas, también se han realizado esfuerzos para apoyar estas iniciativas, a través del desarrollo de modelos computacionales, que permiten identificar zonas y actividades prioritarias para realizar inversiones en el territorio. Esto con el fin de mejorar su eficacia y garantizar el retorno de inversión de estos recursos en servicios ecosistémicos (Vogl *et al.* 2016; Bremer. *et al.* 2020).

República Dominicana, en el período comprendido entre 1967 – 1975, se encontraba en un proceso de industrialización a base de maquinarias e insumos importados y altos niveles de consumo, lo que llevó a la población rural a incrementar actividades productivas ejerciendo una presión preocupante sobre los recursos naturales, en la vertiente norte de la cordillera central. Esto obligó al gobierno dominicano y al sector privado a crear el Plan Sierra en el año de 1979, como alianza entre estos sectores para implementar inversiones en actividades que pudieran mitigar la vulnerabilidad de los recursos naturales, promover el desarrollo socioeconómico de la zona Sierra y garantizar la generación de agua de calidad y cantidad suficiente para los distintos usuarios (Antonini 1979; Santos 1981).

Desde sus inicios Plan Sierra ha mantenido el apoyo en el territorio a través de inversiones bajo un enfoque integral de cuencas hidrográficas, entre las que se encuentra la subcuenca del río Bao, la cual abastece de agua a 1.8 millones de personas, equivalente al 17% de la población dominicana (PMAA-INDRH 2017; Fondo Agua2018). Además, el agua de esta subcuenca, en conjunto con el agua proveniente de la parte alta de la cuenca del río Yaque del

Norte, abastecen de riego 27,018 ha y generan 96MW, lo que contribuye al suministro de energía de la región Norte del país (CEDAF 2013; FAO 2015). A pesar de las importantes inversiones realizadas en buenas prácticas a través de Plan Sierra, los estudios realizados revelan que las actividades antrópicas siguen contribuyendo a la degradación de la calidad del agua de la subcuenca del río Bao, registrándose altos niveles de fosfatos, nitratos, DBO y Bacterias del grupo coliformes (9,300 NMP/100mL) (Guzmán 2015; Plan Sierra 2019).

En ese escenario, se establece el objetivo del estudio, que tiene como finalidad apoyar las iniciativas de Plan Sierra y otras instituciones a través de la identificación de las zonas prioritarias para realizar las inversiones de buenas prácticas que contribuyan a mejorar los parámetros de la calidad de agua de la subcuenca del río Bao; para eso se utilizó el software de Sistema de Optimización de Inversiones en Recursos (RIOS) con el propósito de mejorar la eficacia de las actividades implementadas y garantizar el retorno de las inversiones en los servicios ecosistémicos.

Materiales y métodos

3.1 Ubicación del área de estudio

Este estudio se realizó en la subcuenca del río Bao, abarca desde su nacimiento en el Parque Nacional Armando Bermúdez hasta su desembocadura en la presa de Bao. El área seleccionada comprende las comunidades Mata Grande, Sabaneta, Las Lagunas, Jamamucito, Damajagua, Bao, Los Montones, Don Juan y Rincón de Piedra. Estas comunidades se encuentran en los límites de la microcuenca, y pertenecen a los municipios de Jánicó y San José de las Matas, en la provincia Santiago, República Dominicana (Figura 13). Se ubica en las coordenadas 19°1'13" a 19°18'46" Latitud Norte y 70°47'28" a 71°10'35" Longitud Oeste. Tiene una superficie de 433.3 km², equivalente al 48.2% del área total de la subcuenca del río Bao y 6.2% del área de la cuenca del río Yaque del Norte con altitud que varía desde los 327 hasta 3,095 msnm entre la presa de Bao, ubicada en las coordenadas 19°18'37" Latitud Norte y 70°44'36.41" Longitud Oeste y el Parque Nacional Armando Bermúdez. Se registra una precipitación media anual de 1,700 a 2600 mm, una temperatura media anual que oscila entre los 24.1 y 27.3°C. Se clasifican 8 zonas de vida, siendo el Bosque muy húmedo Montano Bajo el que cubre la mayor superficie con el 59.3% del área de estudio (Plan Sierra 2019).

El Parque Nacional Armando Bermúdez abarca la parte alta de la subcuenca del río Bao, cubriendo el 65.7% del área de estudio, donde el uso principal es conservación, mientras que el 34.3% restante corresponde a las partes media y baja, donde se desarrollan actividades productivas.

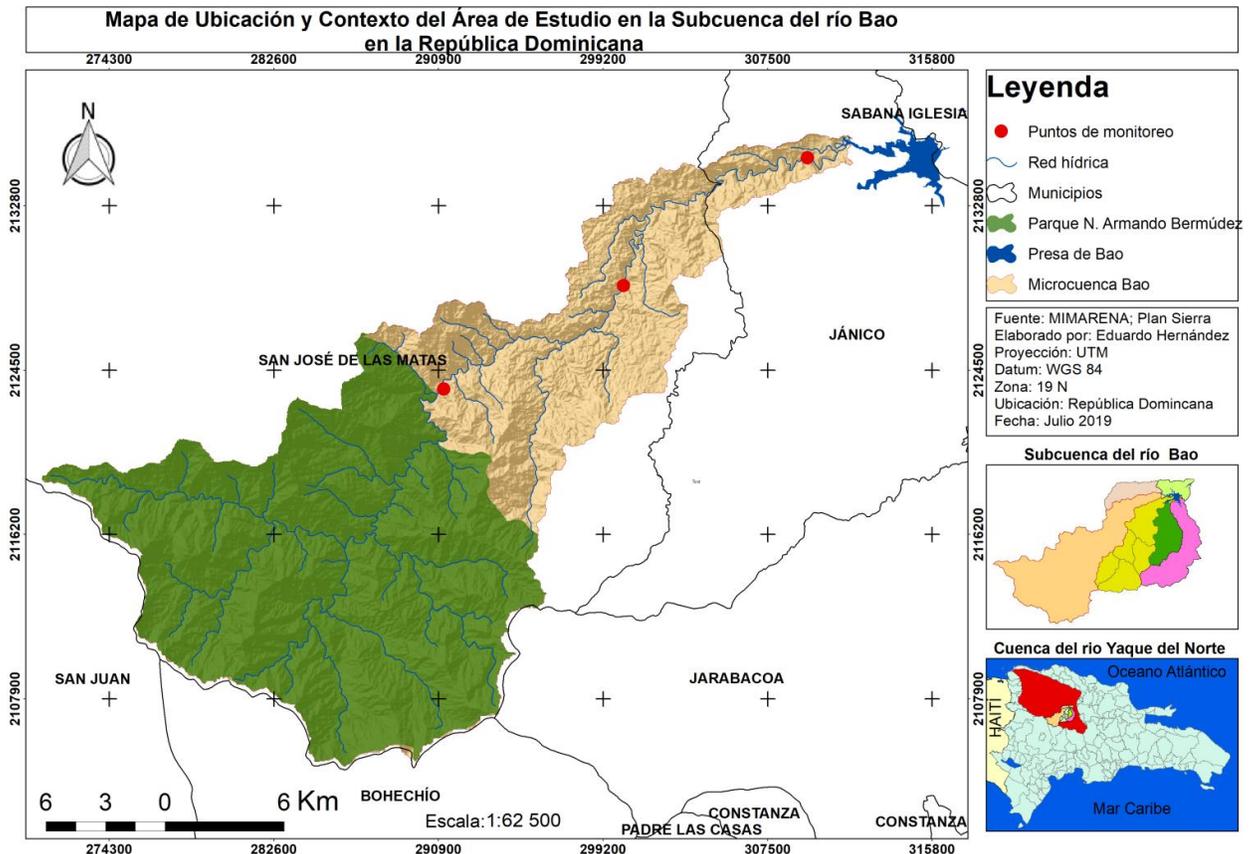


Figura 13. Ubicación del área de estudio en la subcuenca del río Bao
Fuente: INDRHI (2003); Ley Sectorial No. 202-04 (2004)

3.2 Identificación de buenas prácticas

La identificación de las buenas prácticas es el resultados en términos de la adopción y eficacia para reducir los efectos del usos de suelo sobre la calidad del agua. Para su identificación se realizó un taller con los coordinadores de los diversos programas de Plan Sierra, se consultaron actores clave del territorio como directivos de MIMARENA, Plan Yaque y representantes de los sectores productivos (cooperativas agrícolas, ganaderas y forestales), así como a líderes comunitarios, quienes han realizado inversiones en prácticas en la zona de estudio.

El proceso descrito en el párrafo anterior permitió la identificación de 10 actividades de inversión estratégica (buenas prácticas; incluyendo educación ambiental), las cuales contienen un total de 43 subactividades de ejecución puntual. Se realizó un levantamiento detallado del costo de implementación de cada una de las prácticas por ha, mediante la aplicación de entrevistas dirigidas a los productores agrícolas, ganaderos, forestales y cualquier persona o entidad que aplica estas prácticas. Todo el proceso de la recopilación de información se realizó aplicando el formulario "Identificación de buenas prácticas aplicadas en la subcuenca del río Bao" (Anexo 4) con el que se identificó la ubicación, las actividades productivas principal de la finca, el tipo de práctica que aplica y el costo de las subactividades.

Para garantizar la calidad de la información se tomaron en cuenta los siguientes aspectos en el proceso del levantamiento:

- Las entrevistas se aplicaron a un mínimo de tres productores por cada subactividad.
- Se asignó el valor de la depreciación de las herramientas y equipos utilizados en el establecimiento de las prácticas con base en su vida útil, dividido entre los ciclos de producción y mantenimiento de la práctica. La ecuación de la depreciación de equipos y herramientas se muestra a continuación:

$$D = \frac{ca}{cv} * cp$$

Donde:

D: es la depreciación de la herramienta

ca: es el costo actual del equipo o herramienta

cv: es el ciclo de vida útil de cada equipo o herramienta

cp: es el ciclo de producción o mantenimiento de la práctica

El costo por hectárea de las actividades de inversión estratégica se obtuvo a través la sumatoria de las subactividades que forman parte del proceso de establecimiento de las prácticas. Con la excepción de la actividad de tratamiento de aguas residuales, aquí se calculó el promedio de las subactividades (ver Anexo 6).

3.3 Definición de los objetivos de RIOS

En vista de que el estudio busca contribuir a mejorar los parámetros de calidad del agua de la subcuenca del río Bao, mediante la implementación de buenas prácticas en los diferentes usos del suelo de las zonas prioritarias, para aplicar el modelo RIOS se seleccionaron los siguientes objetivos:

- Control de la erosión para la calidad del agua potable
- Control de la erosión para el mantenimiento de reservorios
- Retención de nutrientes (Nitrógeno)
- Retención de nutrientes (Fósforo)

Estos objetivos fueron seleccionados considerando los siguientes criterios:

- a) Analizando el comportamiento de los parámetros nitrógeno (N) y fósforo (P), así como su relación con la dinámica de la vegetación.
- b) Considerando la existencia de instituciones que realizan inversiones en la subcuenca del río Bao, como es el caso de Plan Sierra, que tiene la misión de propiciar el manejo sostenible de los recursos agua, suelo, bosque y biodiversidad para que la sierra cumpla con su función de generar servicios ecosistémicos, como la producción de agua limpia para consumo humano, industrial y riego para la producción agrícola en la Región Noroeste, hidroelectricidad y otros beneficios ambientales.
- c) Tomando en cuenta la opinión de expertos del CATIE en la modelación de RIOS.

3.4 Preparación de datos para la corrida del ejecutable RIOS pre-processing

3.4.1 Uso y cobertura actual

Para la elaboración de la capa de uso y cobertura actual se realizó un recorrido por el área de estudio, se establecieron puntos de control con el propósito de identificar y caracterizar los diferentes tipos de usos y cobertura del suelo existente. El proceso se realizó con GPS donde se tomaron las coordenadas de cada punto y se anotaron las observaciones del sitio, se tomaron fotos en dirección a los cuatro puntos cardinales (Anexo 6). Luego, se procedió a descarga de las imágenes satelitales del sensor Sentinel 2, a través de la plataforma Copernicus⁴ de la Agencia Espacial Europea (ESA por sus siglas en inglés). Para la descarga de las imágenes se realizó una búsqueda por criterios considerando la ubicación del área de estudio, una cobertura de nubosidad menor al 20% y un nivel de pre-procesamiento level2. Se eligieron imágenes del mes de enero del año 2020 con una resolución espacial de 10m. Obtenida las imágenes se realizó el corte a la extensión del área de estudio. Inicialmente a cada imagen se realizó una clasificación no supervisada utilizando el algoritmo k-means, permitiendo crear los clúster o agrupamiento de las firmas espectrales según la distribución de la cobertura del suelo.

Posteriormente, se realizó la clasificación supervisada, se asignaron los valores de las bandas espectrales a los puntos de control establecidos. En seguida, se realizó un entrenamiento de los valores de las bandas espectrales con respecto a los puntos de control, para eso se seleccionó de manera aleatoria el 50% de los puntos de control para hacer una prueba de los puntos con los pixeles, seguido por una validación del 50% restante con los pixeles. Se aplicó el algoritmo clasificador Random Forest para generar el modelo de predicción, basado en el entrenamiento realizado; con los resultados de este proceso se generó una matriz de confusión con la que se evaluó la eficiencia del modelo. Se aplicó el índice de Kappa para determinar la precisión espacial de los puntos de control con respecto a la clasificación del modelo. Finalmente, se procedió a ejecutar el clasificador del modelo Random Forest, para generar el raster con las clases de uso y cobertura actual.

El proceso metodológico para generar el ráster de uso y cobertura actual se realizó por medio de scripts desarrollados en el interfaz de RStudio. Por último, el ráster generado con la clasificación supervisada se convirtió a polígonos, para identificar áreas y hacer ajustes en la clasificación, utilizando el software QGIS 3.4; luego se convirtió la capa de polígonos a formato ráster. Para usar la capa en el modelo RIOS es necesario asignar un valor igual código de las clases de uso y cobertura de la tabla de coeficiente biofísico de RIOS, para lo que se realizó una reclasificación, donde se generó un ráster con el código correspondiente a cada clase de uso y cobertura actual.

⁴ <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>

3.4.2 Tabla de coeficiente biofísico de RIOS

Es una tabla de coeficientes que representan los parámetros correspondientes a cada clase de cobertura y uso del suelo en la capa ráster. El modelo RIOS utiliza esos parámetros para clasificar el impacto de las inversiones en buenas prácticas y determinar el resultado de las transiciones en diferentes tipos de cobertura del suelo. (Vogl *et al.* 2016). La tabla es un archivo en formato .CSV que se obtuvo de la plataforma Natural Capital Project⁵.

3.4.3 Modelo de Elevación Digital (DEM)

Se realizó una búsqueda en la plataforma digital GOOGLE ENGINE⁶, se utilizó la opción de descarga DEM ALOS DSM para una resolución espacial de 30 m. Obtenido el ráster del DEM se procedió a cambiar la proyección del ráster, usando el sistema de coordenadas cartográficas UTM, se asignó el Datum WGS 84 en la zona 19N. Luego, se realizó la corrección del DEM para rellenar los pixeles vacíos o ruidosos, utilizando la herramienta FILL en el software ArcGIS 10.5. Finalmente, se realizó el corte del DEM, usando como máscara la capa vectorial del área de estudio.

3.4.4 Profundidad y textura del suelo

La información se obtuvo desde la plataforma Soil Grids⁷. Se descargaron las capas de profundidad efectiva del suelo en cm, y las capas texturales arena, arcilla y limo en %; en formato ráster, a una resolución espacial de 250 m. Posterior a la descarga, se proyectaron las capas, usando un sistema de coordenadas cartográficas UTM, asignando el Datum WGS 84 en la zona 19N. Luego se cortaron las capas utilizando como máscara la capa vectorial del área de estudio.

En relación con el ráster de textura del suelo se generó a partir de las capas de arena, arcilla y limo; aplicando el complemento Soil Texture, del software QGIS 2.18.

3.4.5 Precipitación promedio anual y del mes más lluvioso

Se obtuvo por medio de lenguaje de programación de R, ejecutando un script en la interfaz del programa RStudio, se descargaron imágenes globales de precipitación diaria, por un periodo de 21 años (enero, 1999 a diciembre, 2019) de la plataforma CHIRPS⁸ Hazards Group. Las imágenes descargadas contienen una resolución espacial de 5 Km, siendo necesario crear una capa de puntos a partir del centroide de los pixeles ubicados en la extensión del área de estudio, para extraer los valores de precipitación y generar un nuevo ráster a una resolución de 30 m. A través de un script desarrollado en la interfaz del programa RStudio se realizó la extracción de los valores de precipitación diaria para cada punto. Los datos se guardaron en

⁵ <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/>

⁶ <https://code.earthengine.google.com/>

⁷ <https://www.isric.org/index.php/explore/soilgrids>

⁸ ftp://ftp.chg.ucsb.edu/pub/org/chg/products/CHIRPS-2.0/global_daily/tifs/p05/

un archivo de formato CSV, donde se realizó el cálculo del promedio de precipitación mensual. Se creó una nueva capa de puntos que contiene los valores promedios de precipitación mensual; se realizó la interpolación de esos valores, utilizando el método de Distancia Inversa Ponderada (IDW, por sus siglas en inglés) en el software QUGIS 2.18, generando entonces 12 imágenes ráster correspondiente a la precipitación de los meses de enero a diciembre; de donde se obtuvo la capa del mes más lluvioso.

Para calcular la precipitación anual se efectuó la suma de precipitación de las 12 capas ráster generadas anteriormente, obteniendo como resultado un ráster que contiene la precipitación acumulada de 12 los meses del año. La suma se realizó en la calculadora ráster del software QUGIS 2.18.

3.4.6 Evapotranspiración actual

Se obtuvo de la plataforma CGIAR CSI⁹, en formato GeoTiff, estimada con base en el método Hargreaves. Para lo que se utiliza la base de dato de 30 años de temperatura y precipitación en la plataforma WorldClim¹⁰ (Trabucco *et al.* 2019). Descargada la capa se cambió la proyección, usando un sistema de coordenadas cartográficas UTM, aplicando el Datum WGS 84 en la zona 19N. Lugo se realizó el corte del raster de evapotranspiración usando como mascara el polígono del área de estudio.

$$PET = 0.0023 * RA * (Tmean + 17.8) * TD0.5$$

Donde:

Tmean: temperatura media °C

TD: rango de temperatura diaria °C

RA: radiación extraterrestre mm/mes

3.4.7 Erosividad

La capa de erosividad (factor R) fue elaborada a partir del Índice Modificado de Fournier, el cual es un índice de erosión pluvial que representa el efecto de la lluvia sobre el suelo, a partir de la combinación de la energía cinética de las gotas de agua y la intensidad máxima de la lluvia (ver ecuación) (Jordán y Bellinfante 2000; Costea 2012; Entrena 2017).

Este cálculo se realizó con las 12 capas ráster de precipitación mensual elaborados con datos descargados de la plataforma CHIRPS.

⁹ <https://cgiarcsi.community/2019/01/24/global-aridity-index-and-potential-evapotranspiration-climate-database-v2/>

¹⁰ <http://worldclim.org/version2>

$$IFM = \sum_{i=1}^{12} \frac{P_i^2}{P}$$

Donde:

IFM= índice de Fournier modificado en mm

P_i= precipitación del mes i en mm

P= precipitación total anual en mm

3.4.8 Erodabilidad (K)

El factor K expresa la vulnerabilidad de un suelo a la erosión hídrica (Röder *et al.* 2006). Los autores Wischmeier *et al.* (1978), definieron el factor K en función al porcentaje de limo y arena fina, arena gruesa, materia orgánica, la estructura del suelo y su permeabilidad. Para estimar el factor K se descargaron datos de la plataforma Soil Grids, en formato ráster del % de materia orgánica, arena, arcilla y limo, para una resolución espacial de 250 m. Se extrajeron los datos de cada capa por medio de un script desarrollado en la interfaz de RStudio. Los códigos de permeabilidad y estructura fueron asignados en base al cuadro 6.

Para el cálculo del factor K se aplicó la ecuación del Grupo Tragsa (1998) citado por Morales (2014); Benegas Negri *et al.* (2017).

$$K = [10^{-4} * 2.71 * M^{1.14} * (12-MO)^* + 4.20 (S-2) + 3.23 (P-3)] / 100$$

Donde:

K = Factor de erodabilidad del suelo [t*m2 *hr/ha*]*cm]

MO = Materia orgánica [%]

S= Código de la estructura del suelo

P = Código de permeabilidad

M = Producto de las fracciones del tamaño de las partículas primarias (%limo+%arena muy fina)*(100-%arcilla)

Cuadro 6. Códigos de permeabilidad y estructura del suelo en función a su textura

Clase de textura	Permeabilidad (código P)	Conductividad hidráulica saturada (mm/hr)	SCS grupo hidrológico del suelo
Arcilla, franco arcilloso	6	< 1	D
Arcillo arenoso, franco arcillo limoso	5	1 – 2	C – D
Franco arcillo arenoso, franco arcilloso	4	2 – 5	C
Franco limoso, franco	3	5 – 10	B
Areno franco, franco arenoso	2	10 – 60	A
Arena	1	> 60	A

Fuente: Mannaerts (1999) citado por Velásquez (2013)

3.4.9 Polígono de la cuenca

La capa fue proporcionada por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

3.4.10 Beneficiarios

Para generar la información de ubicación de los beneficiarios, se utilizó la capa de división política y administrativa del censo 2010, a nivel de comunidades, descargada desde la plataforma de la Oficina Nacional de Estadística (ONE¹¹). Al no contar con datos de población por comunidades, se procedió a extraer del mapa de uso y cobertura, los polígonos correspondientes a la clase de asentamientos humanos; con la finalidad de determinar la ubicación de los beneficiarios en las comunidades. Con esa información como referencia se asignó la siguiente categorización a la capa de comunidades:

- 1: Para las comunidades no pobladas
- 2: Para las comunidades con menor densidad poblacional
- 3: Para las comunidades más pobladas

Con los valores obtenidos se convirtió en ráster la capa de comunidades, el proceso fue realizado con el software ArcGIS 10.5.

3.4.11 Recarga hídrica

El área de recarga hídrica depende de la precipitación, la evapotranspiración, de la escorrentía superficial, así como de la permeabilidad de los suelos, estas variables permiten asociar la distribución y almacenamiento temporal de la precipitación en la cuenca en función a la vegetación (Matus *et al.* 2009; Lovera *et al.* 2019). Bajo estos criterios, se procedió a aplicar el modelo Water Yield (Producción de agua) del software InVEST. El modelo genera una capa que representa las contribuciones relativas de agua de diferentes partes de un paisaje a escala de pixel, basándose en la diferencia de la precipitación menos la fracción de evapotranspiración de cada tipo de uso y cobertura, a partir de una aproximación de la curva de Budyko y la precipitación promedio anual, basándose en las siguientes ecuaciones (Sharp *et al.* 2019):

$$Y_{(x)} = \left(1 - \frac{AET_{(x)}}{P_{(x)}}\right) \cdot P_{(x)}$$

Donde:

$AET(x)$ es la evapotranspiración real anual para el píxel x

$P(x)$ es la precipitación anual en el píxel x

¹¹ <https://www.one.gob.do/informaciones-cartograficas>

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left[1 + \left(\frac{PET(x)}{P(x)} \right)^\omega \right]^{1/\omega}$$

Donde:

$PET(x)$ es la evapotranspiración potencial por píxel para cada cobertura

$\omega(x)$ es un parámetro biofísico que caracteriza las propiedades naturales del suelo y el clima

$$PET(x) = K_c(\ell_x) \cdot ET_0(x)$$

Ecuación 3. Evapotranspiración potencial por píxel para cada cobertura (Sharp *et al.* 2019)

Donde:

$ET_0(x)$ es la evapotranspiración de referencia del píxel x

$K_c(\ell_x)$ es el coeficiente de evapotranspiración de la planta (vegetación) asociado con la CUS ℓ_x en el píxel x .

Según Sharp *et al.* (2019), $\omega(x)$ es un parámetro empírico que puede expresarse como la función lineal de $(AWC * N) / P$, donde N es el número de eventos de lluvia por año, y AWC es el contenido de agua disponible de la planta volumétrica. Sin embargo, en el caso de usar datos globales se recomienda la ecuación propuesta por Donohue *et al.* (2012).

$$\omega(x) = Z \frac{AWC(x)}{P(x)} + 1.25$$

Donde:

$AWC(x)$ = el contenido de agua disponible de la planta volumétrica (mm)

Z = una constante empírica, a veces denominada "factor de estacionalidad", que captura el patrón de precipitación local y las características hidrogeológicas adicionales

1.25 = el valor mínimo de $\omega(x)$

$$AET(x) = \text{Min}(K_c(\ell_x) \cdot ET_0(x), P(x))$$

Donde:

$ET_0(x)$: es la evapotranspiración de referencia

$K_c(\ell_x)$: es el factor de evaporación para cada LULC

Para determinar las zonas de producción de agua a través del modelo Water Yield se usaron los siguientes datos:

- Precipitación anual: ráster de precipitación anual creado a partir de datos de precipitación diaria de obtenidos de la plataforma CHIRPS.
- Evapotranspiración: capa en formato ráster obtenido de la plataforma CGIAR CSI.

- Profundidad de la capa que restringe la raíz en mm: obtenida de la plataforma Soil Grids¹², se descargó la capa de profundidad absoluta (hasta la roca madre) en cm, a una resolución espacial de 250 m. Posterior a la descarga, se procedió a extraer los datos correspondientes a la extensión del área de estudio, por medio de un script desarrollado en la interfaz de RStudio. Se realizó una interpolación con el método IDW del software QGIS 2.18, permitiendo crear una capa ráster de profundidad absoluta en mm a una resolución espacial de 30 m.
- Contenido de agua disponible de la planta (PAWC): se define como la diferencia entre la fracción de la capacidad del campo volumétrico y el punto de marchitamiento permanente (Sharp *et al.* 2019). Estos valores fueron calculados con el software SPAW, utilizando datos de textura descargados de la plataforma Soil Grids. Por medio de interpolación con el método IDW en el software QGIS 2.18 se generó la capa de PAWC en formato ráster, a una resolución espacial de 30 m.
- Uso/obertura del suelo: se utilizó la capa de uso y cobertura elaborada como insumo para el modelo RIOS.
- Polígonos de la cuenca y subcuencas: las capas fueron proporcionadas por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Tabla de coeficientes biofísicos: tabla en formato .CSV que contiene información del modelo correspondiente a cada una de las clases de uso del suelo en el ráster LULC. Esta tabla contiene los siguientes campos:
 - a) Lucode: número entero único para cada clase de LULC, es decir, que cada valor en el mapa de LULC contiene el mismo valor lucode correspondiente a la tabla biofísica.
 - b) LULC_desc nombre descriptivo la clase de uso o cobertura del suelo.
 - c) LULC_veg (requerido): especifica qué ecuación de AET se debe usar. Los valores deben ser 1 para el uso de la tierra con vegetación, y 0 para todos los demás usos de la tierra, incluidos humedales, centros urbanos, cuerpos de agua, etc.
 - d) root_depth: la profundidad máxima de la raíz para las clases de uso del suelo con vegetación, dada en milímetros enteros. Para obtener esta información se consultaron las bases de datos de profundidad de las raíces de las plantas, disponible en la plataforma del programa GDEs¹³ de The Nature Conservancy, además se consultaron los anexos de las publicaciones del programa Aqua Crop de FAO (RAES 2018).
 - e) Kc: es el coeficiente de evapotranspiración de la planta para cada clase LULC, utilizado para calcular la evapotranspiración potencial mediante el uso de características fisiológicas de la planta para modificar la evapotranspiración de referencia. El coeficiente de evapotranspiración es un decimal en el rango de 0 a 1.5. Para obtener los valores se revisó la tabla de coeficiente Kc de la FAO¹⁴.

Obtenidos los datos se aplicó el modelo Water Yield obteniendo como resultado una capa ráster que contiene una estimación de la producción de agua por píxel, y representando las zonas de recarga hídrica del área de estudio.

¹² <https://www.isric.org/index.php/explore/soilgrids>

¹³ groundwaterresourcehub.org/sgma-tools/gde-rooting-depths-database-for-gdes/

¹⁴ <http://www.fao.org/3/x0490e/x0490e0b.htm#crop%20coefficients>

3.5 Preparación de los datos

Para cumplir con los requisitos del software RIOS, se prepararán los datos según el tipo de archivo y su formato de la siguiente manera: Los datos espaciales tenían la misma proyección, extensión y resolución espacial, para esto se utilizó un script desarrollado en el interfaz de RStudio a través del cual, se realizó una homogeneización de las capas considerando los criterios antes mencionados. Realizando una proyección en el sistema de coordenadas UTM usando el Datum WGS 84, zona 19 N. Además, se garantizó que los datos estén en formato ráster (.tif) con excepción del polígono de la cuenca, el cual debe estar en formato shapefile (.shp). En cuanto a los datos numéricos, cualitativos y matrices fueron guardados como archivos de formato .CSV.

3.6 Corrida de RIOS Pre-Processing

Para el pre-procesamiento (Pre-processing) de los insumos del modelo RIOS se realizó una descarga del software de la plataforma de Natural Capital Project de la Universidad de Stanford¹⁵, de la versión 1.1.16 y el ejecutable RIOS Pre-processing, el cual fue habilitado en la caja de herramientas de ArcGis 10.5.

Realizado el proceso se seleccionaron los objetivos de RIOS. Se ingresaron los datos (capa de uso del suelo, el archivo Excel con la tabla de los coeficientes biofísicos, el DEM, la erosividad, erodabilidad, profundidad del suelo, la precipitación del mes con más lluvioso, textura del suelo, precipitación anual, evapotranspiración anual, la distancia de la zona riparia y el polígono de la cuenca) en el campo correspondiente.

Como resultados de la corrida del RIOS Preprocessing se obtuvieron dos carpetas llamadas "Intermediate" y "Output", las cuales contienen los datos intermedios de la salida del RIOS Preprocessing con relación a los objetivos definidos.

3.6.1 Corrida de RIOS Investment Portfolio Adviser

El Asesor de Portafolios de Inversión precisa datos biofísicos y sociales, información presupuestaria, duración del proyecto, así como los costos de implementación de buenas prácticas, para desarrollar portafolios de inversión por unidad de área (Figura 3) (Vogl *et al.* 2016). La información requerida se ingresó al modelo a través del siguiente proceso:

Para la corrida de este portafolio se seleccionaron los objetivos de la modelación y el espacio de trabajo. Además, se ingresaron en el espacio correspondiente: la capa de uso y cobertura, la tabla de coeficientes biofísicos de RIOS y los pesos de las buenas prácticas para reducir el riesgo de deterioro ambiental en las clases de uso y cobertura del suelo.

¹⁵ naturalcapitalproject.stanford.edu/software

Seguidamente se seleccionó la ventana editar pesos de factores (Edit Factor Weights), donde se colocaron las capas requeridas para cada objetivo, descritas a continuación:

- Control de la erosión para la calidad del agua potable, requirió de las capas: erosividad, erodabilidad, profundidad del suelo, beneficiarios y de los resultados del pre-procesamiento, se utilizaron las capas erosion downslope retention index Bao, erosion upslope source Bao y erosion riparian index Bao.
- Control de la erosión para el mantenimiento de reservorios, requirió de las capas: erosividad, erodabilidad, profundidad del suelo, beneficiarios y de los resultados del pre-procesamiento se utilizaron las capas erosion downslope retention index Bao, erosion upslope source Bao y erosion riparian index Bao.
- Retención de nutrientes (Nitrógeno) requirió de las capas: erosividad, erodabilidad, profundidad del suelo, beneficiarios y de los resultados del pre-procesamiento se usaron las capas phosphorus downslope retention index Bao, phosphorus upslope source Bao y phosphorus riparian index Bao.
- Retención de nutrientes (Fósforo) demandó las capas: profundidad del suelo y beneficiarios; de los resultados del pre-procesamiento se usaron las capas nitrogen downslope retention index Bao, nitrogen upslope source Bao y nitrogen riparian index Bao.

Considerando que cada objetivo tiene un peso distinto en relación con las transiciones que tiene por defecto el modelo RIOS (mantener la vegetación nativa, revegetación no asistida, revegetación asistida, manejo de la vegetación agrícola, drenaje, manejo de fertilizantes y manejo de pasto), se editaron los valores, asignándoles valores de 0 a 1 según el grado en que las transiciones pueden afectar a los objetivos. Esta información fue consultada con expertos en cambio de uso de suelos y representantes de instituciones locales.

De igual manera, se editaron los valores de las buenas prácticas en función a las transiciones del modelo RIOS, en base a su contribución para alcanzar los objetivos de la modelación. Se asignó un valor a las actividades de acuerdo con el nivel de transición (0, 0.5 y 1), basándose en una matriz de relación generada en consenso con los técnicos y especialistas de Plan Sierra, quienes tienen experiencia en la implementación de buenas prácticas en el área de estudio.

Por último, se procedió a ingresar el presupuesto disponible para implementar las buenas prácticas, en un plazo de siete años. Tomando en cuenta que el presente estudio no busca determinar el presupuesto óptimo para maximizar el retorno de las inversiones realizadas en la implementación de buenas prácticas en la subcuenca, sino identificar las áreas prioritarias para implementar las actividades; se asignó un presupuesto de US\$2,300,000.00, en consenso con las instituciones que realizan este tipo de intervención en el territorio. Usando como referencia el presupuesto global del proyecto PS3 de Plan Sierra, propuesto para ejecutarse en los próximos siete años.

De esta manera se corrieron dos escenarios del portafolio de inversiones considerando lo siguiente:

- a) El escenario 1: es una corrida del portafolio de inversiones que contiene las 10 prácticas identificadas; incluyendo educación ambiental, como una estrategia para identificar las zonas prioritarias, para implementar todas las actividades consideradas como exitosas en el territorio.
- b) El escenario 2: es una corrida del portafolio de inversiones con nueve prácticas, sin educación ambiental, por considerarse una actividad que no produce un cambio físico directo en el territorio.

3.6.2 Corrida de RIOS Portfolio Translator

El portafolio se corrió con los resultados del escenario 2 considerando que muestran una mejor identificación de las áreas prioritarias para implementar buenas prácticas, en comparación con el escenario 1. En el proceso metodológico para aplicar el Portfolio Translator, se asignó un horizonte de ocho años para visualizar el escenario futuro con las transiciones generadas por las buenas prácticas en las clases de uso y cobertura con base en los objetivos del modelo.

En consenso con los actores locales, se definió el pasto como el tipo de cobertura o uso del suelo que es posible que desplace la cobertura natural en caso de no intervenir con buenas prácticas. Se asignó un valor de 0.5 para indicar la proporción de cobertura vegetal en transición, en un rango de 0 a 1.

Se seleccionaron los nuevos uso y cobertura que darían como resultado de las transiciones hacia la restauración y la agricultura, generadas por las buenas prácticas en los usos y cobertura actual, basado en un horizonte de ocho años. Se asignó el peso de la proporción de transición, en un rango de 0 a 1; asignando 0 para las transiciones hacia la restauración y 1 para agricultura.

Resultados

RIOS Investment Portfolio Adviser

Como resultado de la corrida del portafolio de inversiones para el escenario 1, se generó un mapa ráster en el que se representan las zonas prioritarias para la implementación de las buenas prácticas. Esta priorización se puede visualizar en la figura 14, la cual indica que la educación ambiental es la actividad prioritaria para invertir con una influencia de intervención de 8,286.1 ha, equivalente al 64.1% del área total priorizada para un costo de US\$23,002.00 (Cuadro 7).

Cuadro 7. Reporte del presupuesto total del escenario 1 en base al área a intervenir con cada actividad

Tipo de actividad	Gasto Real (US\$)	Total presupuestado (US\$)	Área por convertir (Ha)	%
Presupuesto flotante	n/a	2,300,000.00	n/a	
Abonos orgánicos	634,301.99	23,002.00	3794.6	29.3
Buenas prácticas agrícolas	90,242.71	92,001.00	22.1	0.2
Conservación de suelo	91,745.70	92,001.00	100.2	0.8
Educación ambiental	1,738,510.84	23,002.00	8286.1	64.1
Protección del bosque	137,473.46	137,994.00	141.1	1.1
Reforestación	105,641.42	106,001.00	161.9	1.3
Regeneración natural	22,962.10	23,002.00	36.5	0.3
Sistema agroforestal	324,166.06	345,002.00	247.7	1.9
Sistema silvopastoril	458,337.47	459,998.00	132.3	1
Tratamiento de agua residual	44,575.63	45,997.00	8.2	0.1
Total	3,647,957.39	3,647,997.00	12930.7	100

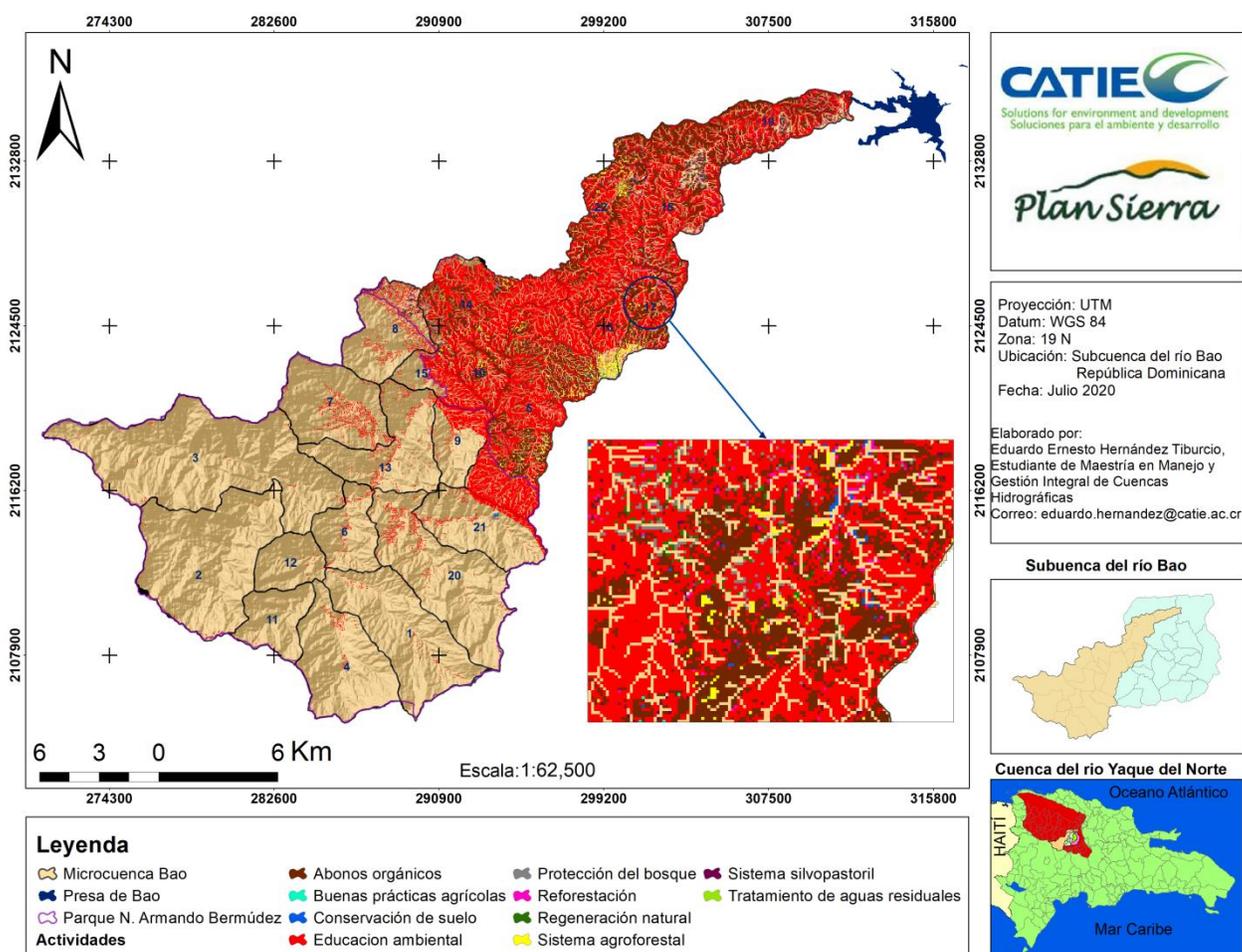


Figura 14. Escenario 1. Áreas prioritarias para implementar buenas prácticas, incluyendo educación ambiental

El resultado de la corrida de RIOS Investment Portfolio Adviser para el escenario 2 generó un mapa ráster en el que se representan las zonas de mayor prioridad para implementar las buenas prácticas, donde las actividades producirán mayor impacto para mejorar los servicios ecosistémicos hídricos (Figura 15). Además, se generó un reporte del presupuesto total a invertir en el establecimiento de las buenas prácticas (Cuadro 8).

Cuadro 8. Reporte del presupuesto total del escenario 2 en base al área a intervenir con cada actividad

Tipo de actividad	Gasto Real (US\$)	Total presupuestado (US\$)	Área por convertir (Ha)	%
Presupuesto flotante	n/a	2,300,000.00	n/a	
Abonos orgánicos	687,047.66	23,002.00	4,110.12	51.95
Regeneración natural	2,206,454.34	459,998.00	3,511.17	44.38
Reforestación	91,665.51	92,001.00	140.49	1.78
Protección del bosque	45,415.34	45,997.00	46.62	0.59
Sistema Agroforestal	59,014.24	137,994.00	45.09	0.57
Sistema silvopastoril	91,667.49	92,001.00	26.46	0.33
Tratamiento de aguas residuales	102,866.84	106,001.00	18.9	0.24
Conservación de suelo	9,891.72	23,002.00	10.8	0.14
Buenas prácticas agrícolas	8,840.10	23,002.00	2.16	0.03
Total	3,302,863.25	3,302,995.00	7,911.81	100

El reporte del presupuesto del escenario 2 (Cuadro 8) contiene nueve prácticas, cada una con la cantidad de dinero que el portafolio ha designado para su implementación. Para intervenir un total de 7,911.8 ha con un costo total de US\$3,302,995.00. El área para intervenir es equivalente al 18.3% del total del área de estudio.

Bajo el escenario antes expuesto, durante los siete años propuestos en el análisis, el 51.9% de las áreas a convertir con la implementación de buenas prácticas corresponde a producción de abonos orgánicos (4,110.1 ha); seguido de la regeneración natural con 44.4% (3,511.2 ha) y la reforestación con 1.8% (140.5 ha). Los resultados responden a que las actividades priorizadas son menos costosas, lo que permite intervenir un área mayor comparada con las demás prácticas. Es importante resaltar que las demás actividades han sido priorizadas en menor cantidad de áreas a intervenir, en lugares estratégicos del territorio (Figura 15).

El modelo ha priorizado las inversiones para la implementación de las buenas prácticas en 12 de las 22 microcuencas e intercuenas que abarca el área de estudio, concentrando la intervención en las zonas que tienen mayor riesgo de deterioro ambiental como consecuencia de las actividades humanas. Es importante resaltar que las áreas no priorizadas están ubicadas dentro del parque nacional Armando Bermúdez, donde el uso principal es conservación (Figura 15).

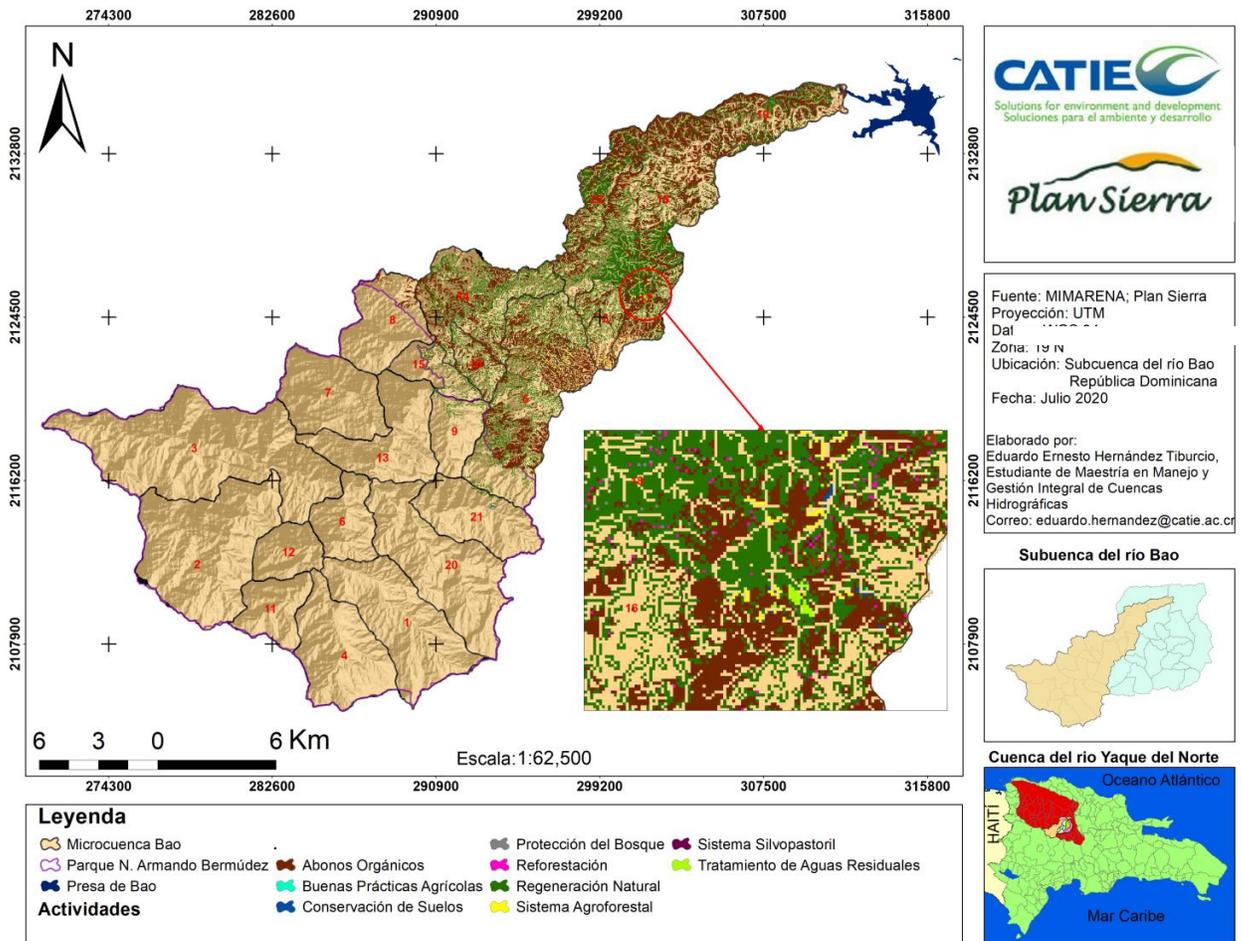


Figura 15. Escenario 2. Áreas priorizadas para implementar buenas prácticas en un período de siete años (sin educación ambiental)

A continuación, se presentan las microcuencas e intercuenas que requieren mayor inversión en buenas prácticas (Figura 16).

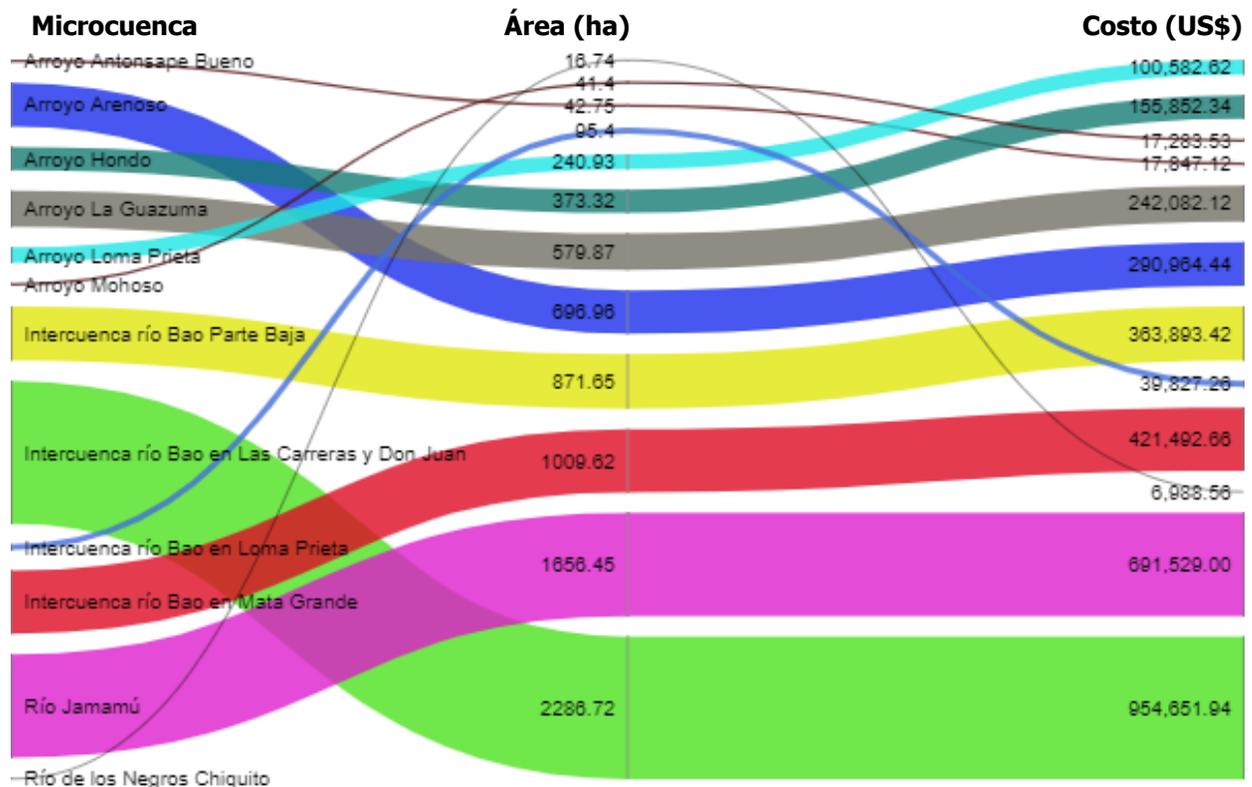


Figura 16. Microcuencas priorizadas por el portafolio de inversiones según el área a intervenir

De acuerdo con el área a intervenir con buenas prácticas, la intercuenca del río Bao localizada entre las comunidades Las Carreras y Don Juan es la zona de mayor prioridad con un área a intervenir de 2,286.7 ha, equivalente al 28.9% del área total con un costo de US\$954,651.94; seguido por la microcuenca del río Jamamú con un área a intervenir de 1,656.5 ha, igual al 20.9% con un costo de US\$691,529.00, y la intercuenca ubicada en la comunidad de Mata Grande con un área a intervenir de 1,009.6 ha, equivalente al 12.8% del área total, para un costo de US\$421,492.66 (Figura 16).

A continuación, de la figura 17 a la figura 28 se detallan los tipos de práctica que se necesita implementar de invertir por cada microcuenca.

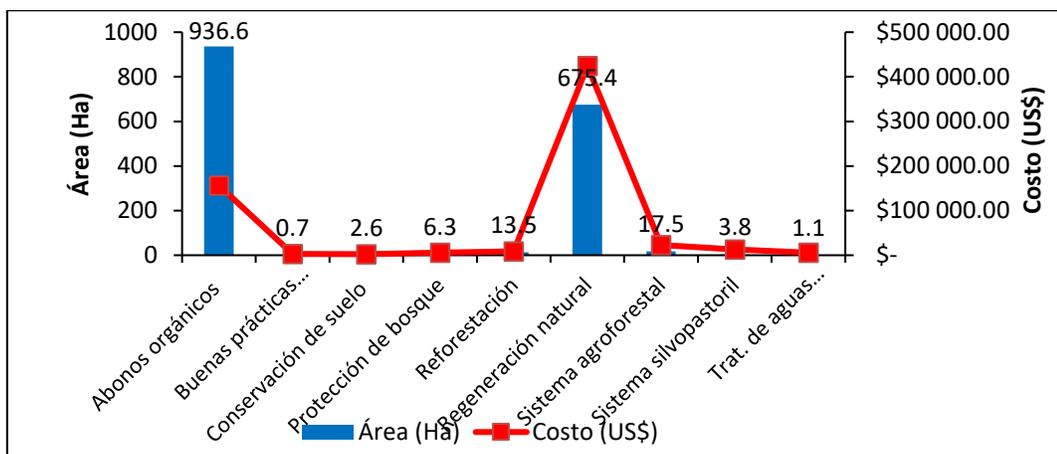


Figura 17. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Jamamú (5)

En la microcuenca del río Jamamú, la actividad principal para invertir es producción de abonos orgánicos con un área a intervenir de 936.6 ha, por un costo de US\$156,566.42; la regeneración natural con 675.4 ha por un costo de US\$ 424,401.32 y sistema agroforestal con 17.5 ha, por un costo de US\$ 22,851.77 (Figura 17). Es importante aclarar que el portafolio de inversiones ha seleccionado la microcuenca Jamamú para invertir el 39% del total del área priorizada para implementar sistema agroforestal y el 33.3% del total de área de buenas prácticas agrícolas, siendo estos porcentajes mayores que en las demás microcuencas.

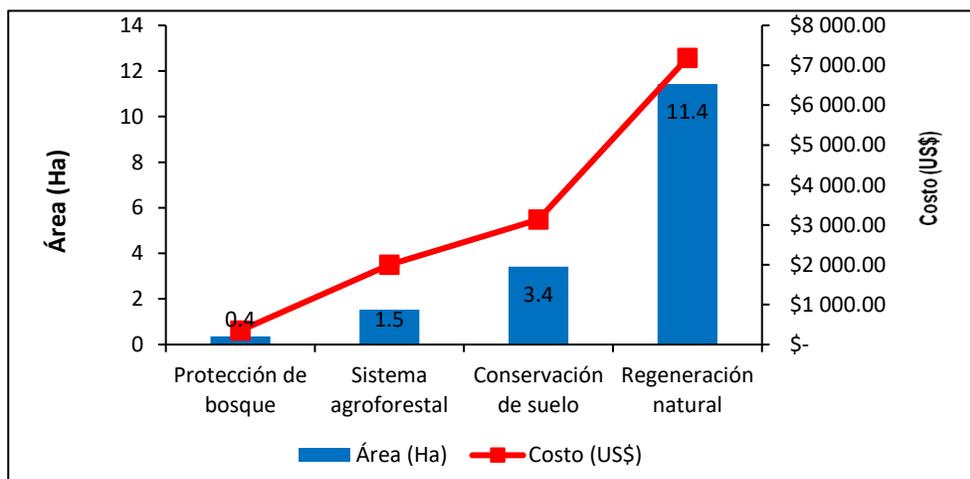


Figura 18. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Los Negros Chiquito (21)

En la microcuenca Los Negros Chiquito, el portafolio de inversiones identifica un área a intervenir de 16.7 ha, representando el 0.2% del área total priorizada, por un costo de US\$12,668.26; para implementar cuatro tipos de prácticas, siendo regeneración natural la actividad principal con un área a intervenir de 11.4 ha, por un costo de US\$7,182.70; seguido por conservación de suelo con 3.4 ha, por un costo total de US\$ 3,132.39 y sistema agroforestal con 1.5 ha, por un costo de US\$2,002.47 (Figura 18). Es importante destacar que en la microcuenca se ubica el 32.5% del área a intervenir con prácticas de conservación de suelo, siendo mayor el porcentaje que en las demás microcuencas.

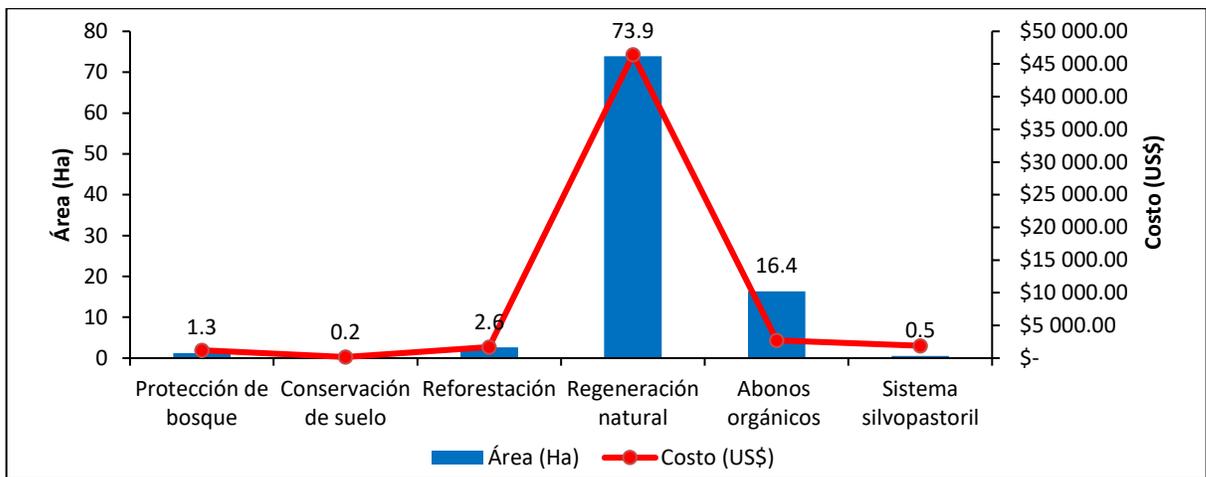


Figura 19. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca del río Bao en Loma Prieta (15)

En la intercuenca del río Bao localizada en la comunidad de Loma Prieta, (al límite del parque nacional Armando Bermúdez), se priorizó un área de 95.4 ha, equivalente al 1.2% del área total priorizada por el portafolio con un presupuesto de US\$54,137.12; para implementar seis prácticas, siendo la regeneración natural principal la actividad con un área a intervenir de 73.9 ha, por un costo de US\$46,433.03; seguido por abonos orgánicos con 16.4 ha, por un costo de US\$2,738.07 (Figura 19).

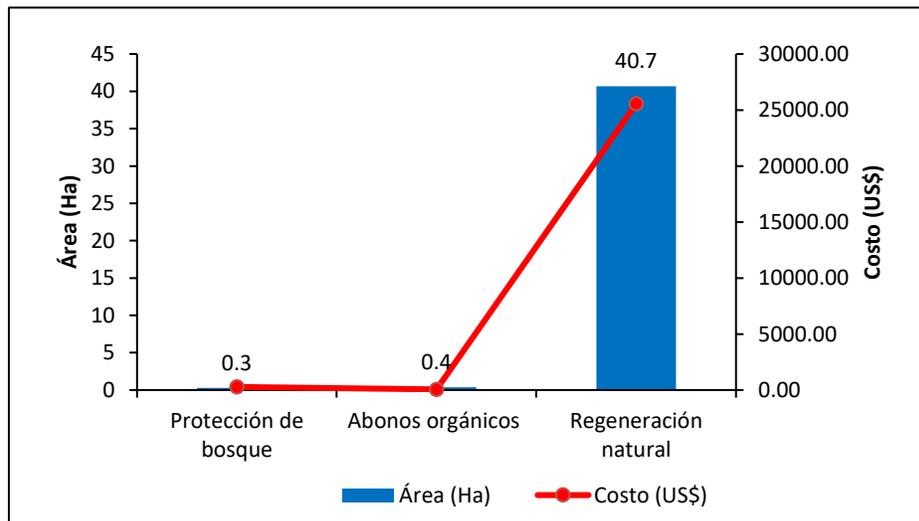


Figura 20. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Mohoso (9)

En la microcuenca Arroyo Mohoso se priorizó un total de 41.4 ha, equivalente al 0.5% del área total del portafolio; con un presupuesto de US\$ 25,886.82 para invertir en tres tipos de prácticas, siendo la regeneración natural la actividad principal para invertir con un área de 40.7 ha, por un costo de US\$25,563.62.

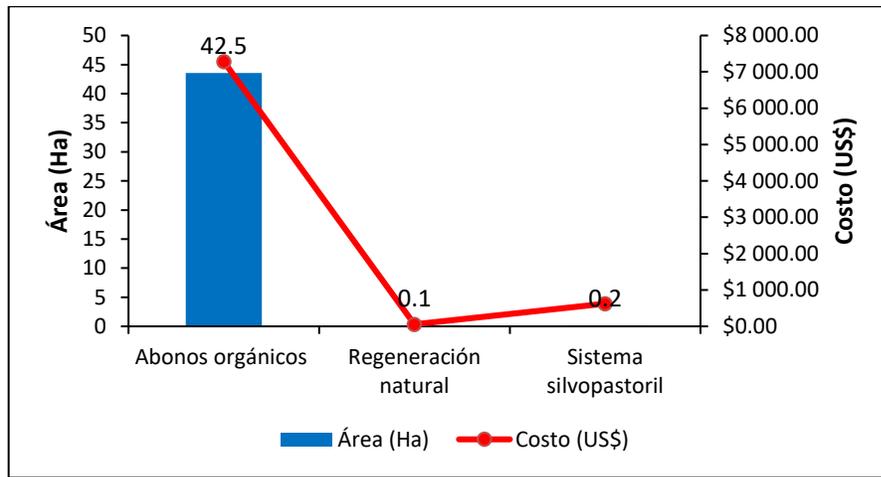


Figura 21. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Antonsape Bueno (8)

En la microcuenca Antonsape Bueno se priorizó un área de 42.8 ha, equivalente al 0.6% del área total priorizada por el modelo con un presupuesto de US\$7,781.07 para invertir en tres tipos de prácticas; siendo abonos orgánicos la actividad principal para invertir con un área de 42.5 ha, por un costo de US\$7,100.93.

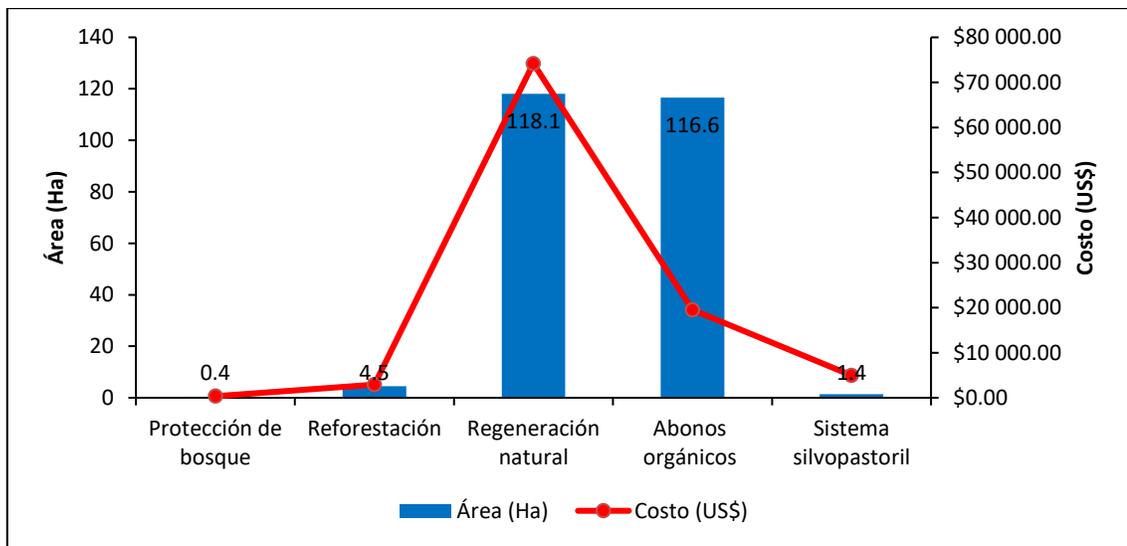


Figura 22. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Loma Prieta (10)

Para la microcuenca del arroyo Loma Prieta se ha priorizado un total de 240.9 ha, representando el 3% del área total del portafolio; para implementar cinco prácticas con un costo de US\$101,975.34; siendo la regeneración natural la de mayor prioridad con de 118.1 ha, por un costo de US\$74,202.36; seguido por abonos orgánicos con 116.6 ha, por un costo de US\$19,497.46.

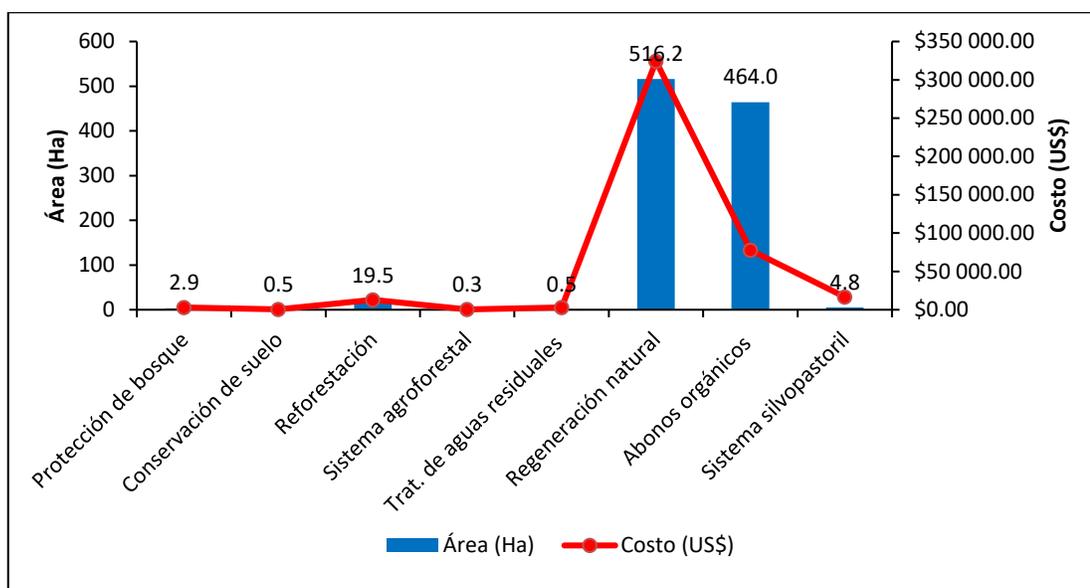


Figura 23. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca río Bao en Mata Grande (14)

En la intercuenca del río Bao localizada en la comunidad de Mata Grande, se priorizan 1,009.6 ha, equivalente al 12.8% del área total del portafolio con un presupuesto de US\$421,492.66 para implementar ocho tipos de práctica, siendo la regeneración natural la actividad principal con un área de 516.2 ha, por un costo de US\$324,409.11; seguido por abonos orgánicos con 464 ha, por un costo de US\$77,568.60 y reforestación con de 19.5 ha, por costo de US\$12,742.74.

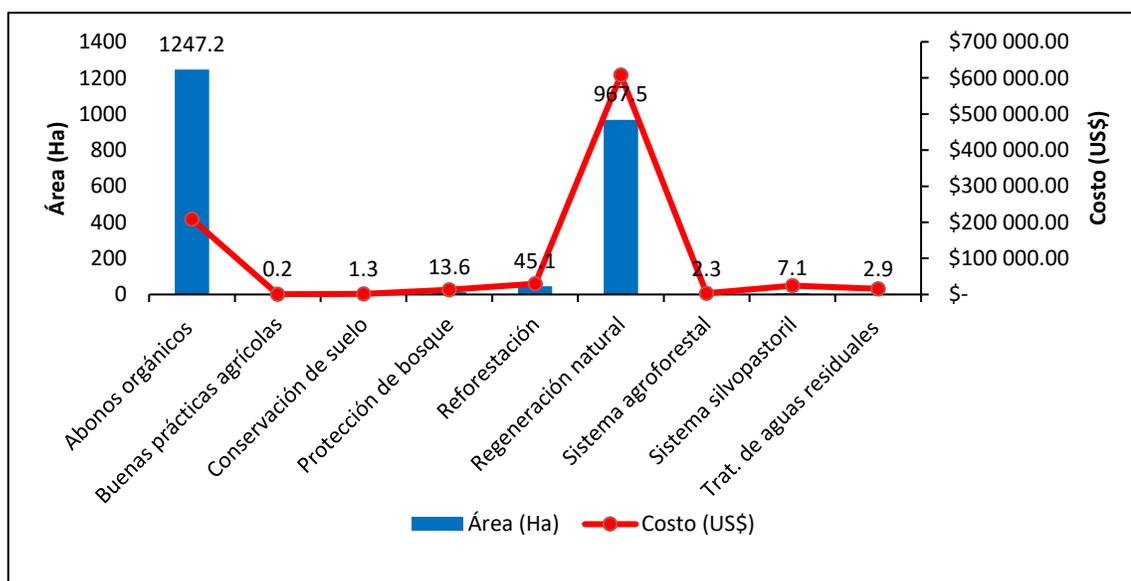


Figura 24. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca río Bao en Las Carreras y Don Juan (18)

En la intercuenca del río Bao localizada entre las comunidades Las Carreras y Don Juan se identificaron las nueve prácticas, siendo las de mayor prioridad abonos orgánicos con un área de 1,247.2 ha, por un costo de US\$208,484.42; seguido por regeneración natural con 967.5

ha, por un costo de US\$607,984.30 y la reforestación con un área de 45.1 ha con un costo de US\$29,419.88.

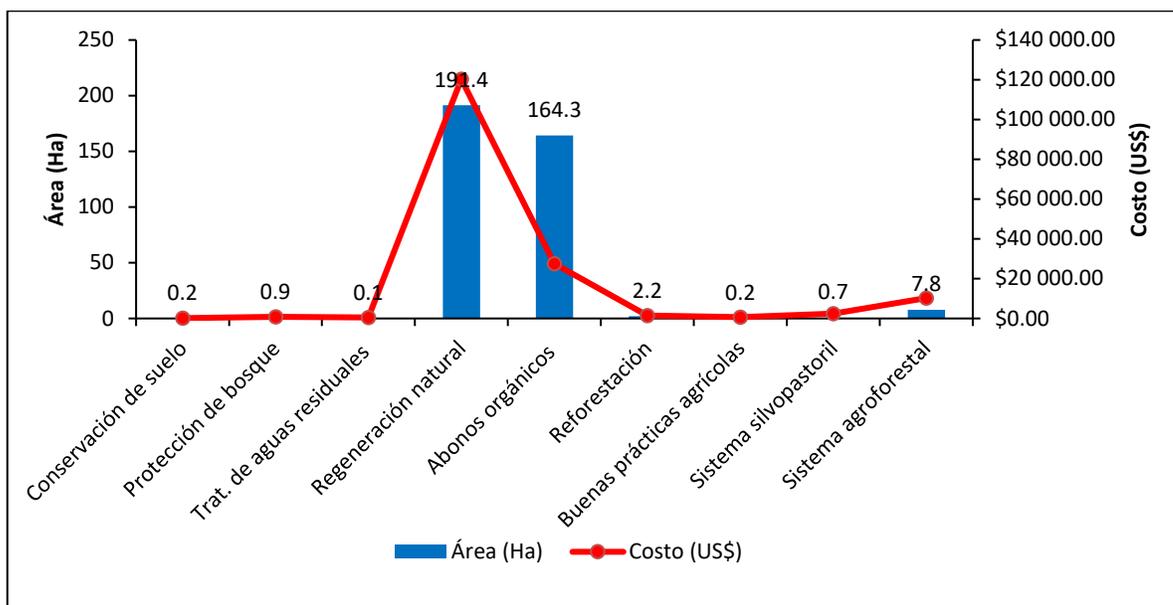


Figura 25. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Hondo (16)

En la microcuenca arroyo Hondo se han priorizado 373.3 ha, equivalente al 4.7% del área total priorizada en el portafolio, por un costo total de US\$155,852.34. La actividad principal es regeneración natural con un área de 191.4 ha, por un costo de US\$120,296.06; seguido por abonos orgánicos con 164.3 ha, por un costo de US\$27,470.96.

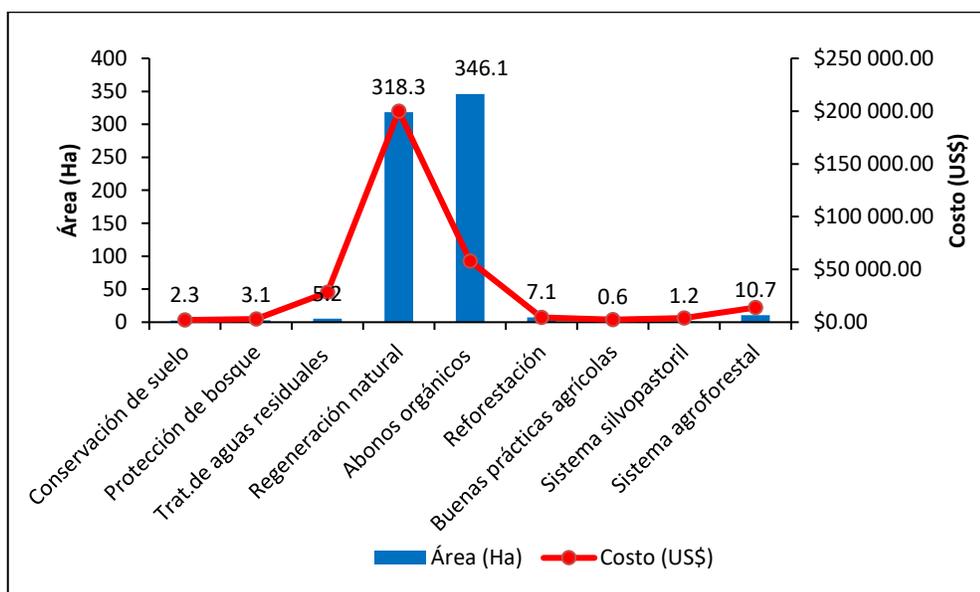


Figura 26. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo Arenoso (17)

Para la microcuenca Arroyo Arenoso se identificaron 697 ha, equivalente al 8.8% del área total priorizada en el portafolio de inversiones, por un costo de US\$290,964.44. Las principales actividades para implementar son abonos orgánicos con un área a intervenir de 346.1 ha, por

un costo de US\$57,860.52; seguido por regeneración natural con 18.3 ha, por un costo de US\$200,040.97.

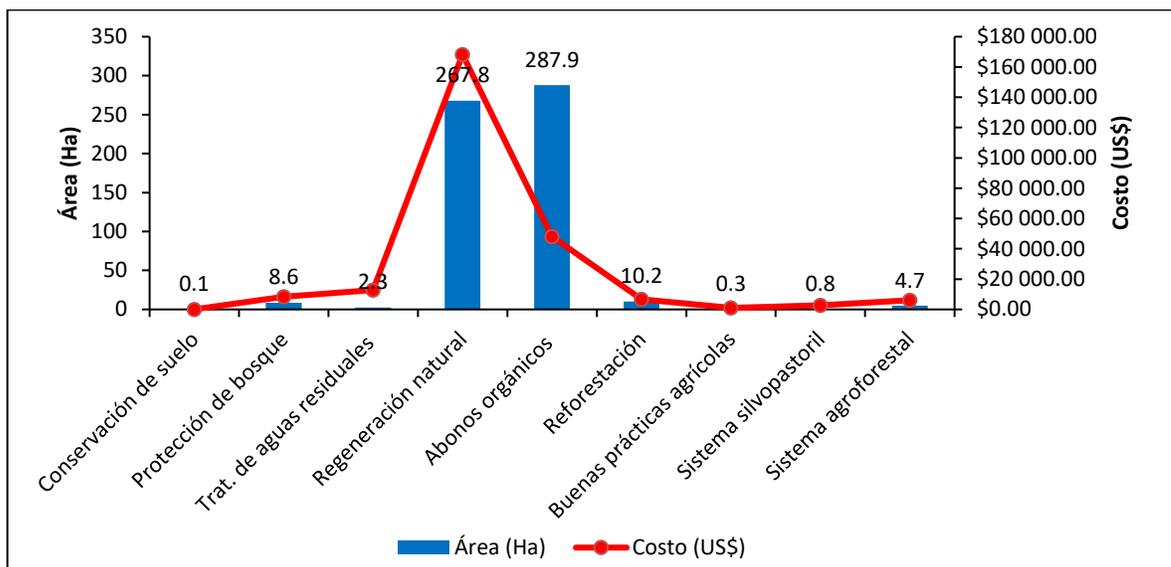


Figura 27. Actividades prioritarias para implementar en la microcuenca Arroyo La Guazuma (17)

En la microcuenca Arroyo La Guazuma se priorizaron 579.9 ha, lo que representa el 7.3% del área total del portafolio con un costo de US\$242,082.12. La actividad de mayor área a intervenir es abonos orgánicos con 287.9 ha, por un costo de US\$48,126.83; seguido por regeneración natural con 267.8 ha, por un costo de US\$168256.121 y reforestación en 10.2 ha con un costo de US\$6,635.62.

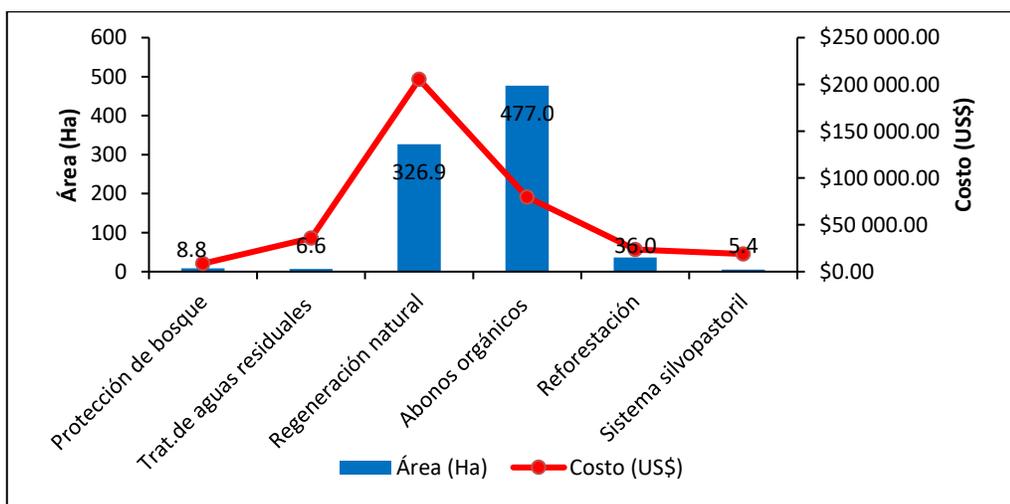


Figura 28. Actividades prioritarias para implementar en la intercuenca río Bao Parte Baja (19)

En la intercuenca del río Bao parte baja (localizada en su desembocadura a la presa de Bao), se identificaron 871.7 ha, lo que representa al 11% del área total del portafolio; con un costo de US\$363,893.42. La práctica de mayor prioridad es abonos orgánicos con 477 ha, por

un costo de US\$ 79,734.99; seguido por la regeneración natural con 326.9 ha, por un costo de US\$205,413.86 y reforestación con 36 ha y un costo de US\$23,488.93. El portafolio prioriza esta zona para implementar el 35.1% del área total de la práctica de tratamiento de aguas residuales, siendo mayor el porcentaje que en las demás zonas. La priorización para implementar tratamiento de aguas residuales está relacionada entre otros factores con la concentración de poblados existente.

RIOS Portfolio Translator

Los resultados de RIOS portafolio translator contienen dos capas ráster que representan distintos escenarios de cobertura y uso de la tierra. El primer escenario es el mapa base del uso y cobertura actual del suelo (Figura 29) y el segundo representa el mapa con las nuevas clases de uso y cobertura, que resulta de la combinación del uso y cobertura actual con las áreas seleccionadas por el portafolio para generar las transiciones hacia la restauración, protección y agricultura, en un horizonte de ocho años (Figura 30).

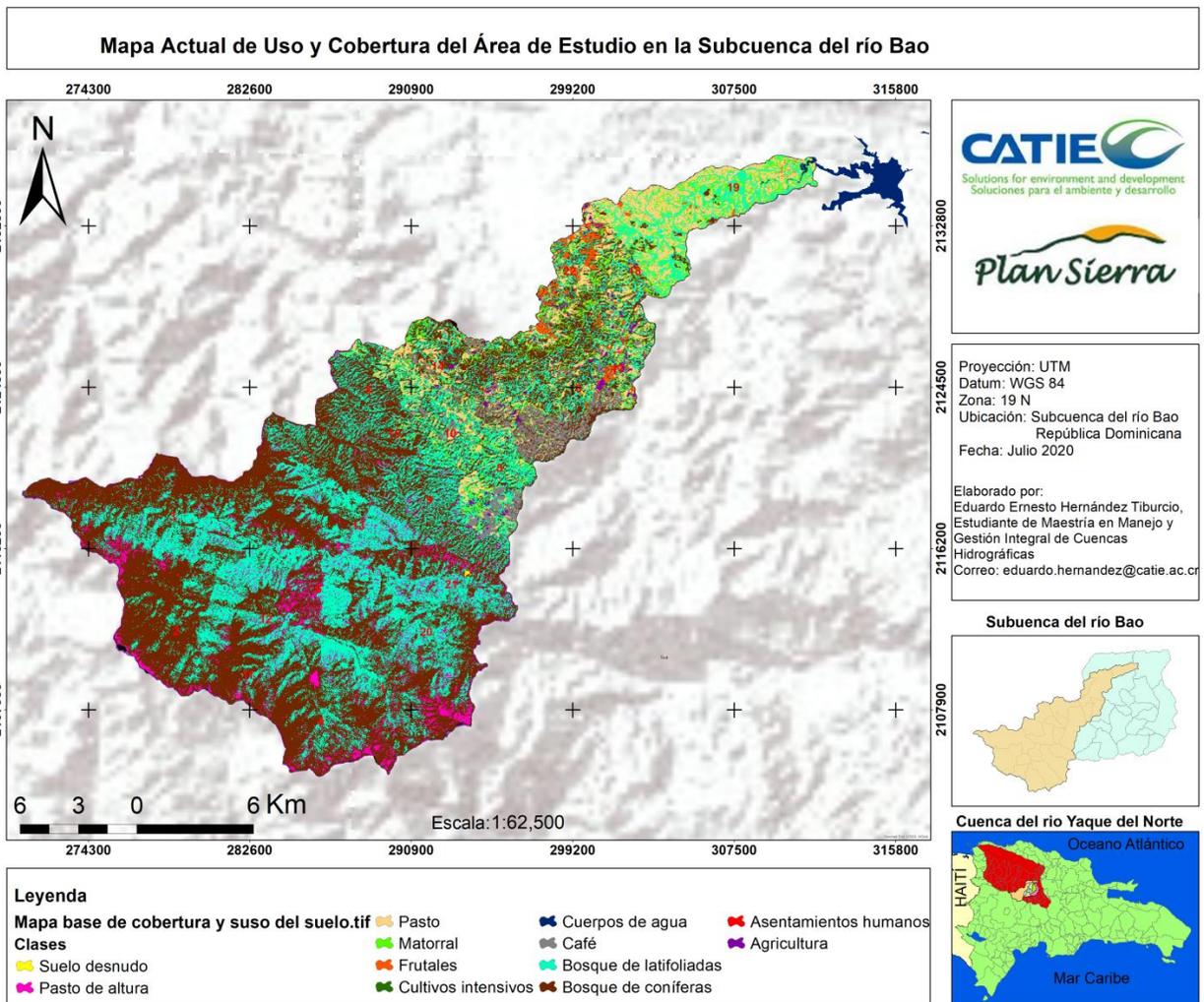


Figura 29. Mapa base de uso y cobertura actual

Cuadro 9. Área de las clases de uso y cobertura actual (Figura 29)

Actividad	Área (ha)	%
Bosque de coníferas	20,622.51	47.58
Bosque latifoliadas	13,639.59	31.47
Pasto	3,219.75	7.43
Matorrales	2,052.72	4.74
Pasto de altura	2,012.31	4.64
Café	1,079.01	2.49
Frutales	355.77	0.82
Agricultura	262.98	0.61
Asentamientos humanos	44.73	0.1
Cuerpos de agua	29.16	0.07
Suelo desnudo	19.71	0.05
Cultivos intensivos	8.01	0.02
Total	43,346.30	100

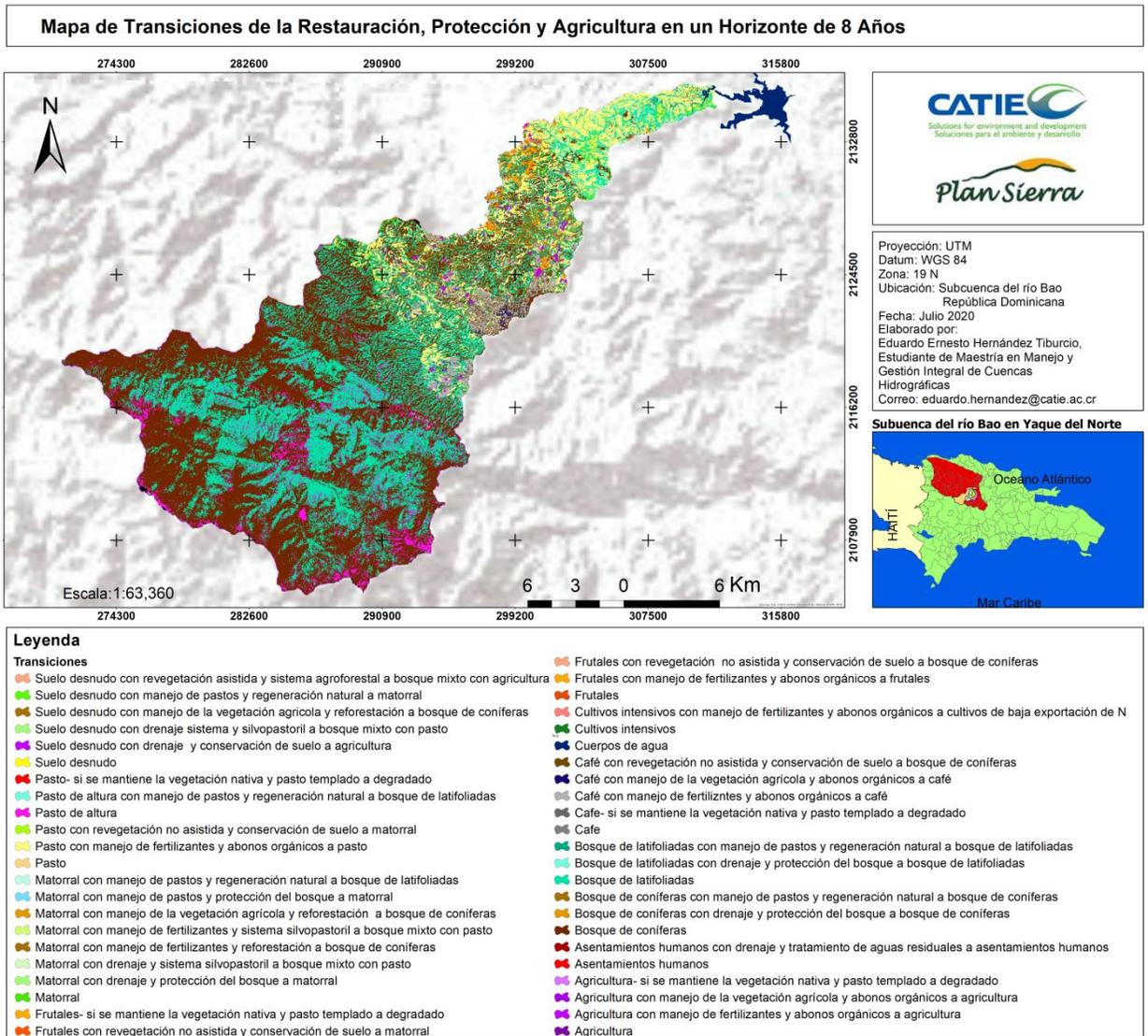


Figura 30. Mapa de transición de la restauración, agricultura y protección para un horizonte de ocho años

El resultado con las nuevas clases de uso y cobertura permite visualizar cambios en el paisaje, reflejando aumento en la cobertura del suelo, estos cambios pueden ser visualizados espacialmente en la figura 30. Los cambios más relevantes se producen en las áreas de matorrales con un área actual de 2,052.7 ha, de las cuales 139.8 pasarían a ser bosque de coníferas, 1,314.1 ha cambian a bosque latifoliadas y 25.8 ha cambian a bosque mixto con pasto; quedando 572.1 ha de matorral (Figura 31), lo que representa un cambio en el 72% del área, si se implementaran las prácticas y se dieran las transiciones expuestas en el cuadro 10. De igual manera se pueden identificar cambios en el área de suelo desnudo, la cual será convertida en bosque de coníferas, matorral, agricultura, bosque mixto con pasto y bosque mixto con agricultura; quedando solo como suelo desnudo 3.1 ha, lo que representa una disminución al 16% del área inicial (Figura 31).

Cuadro 10. Área de la clasificación de las actividades de transición de la restauración, agricultura y protección para un horizonte de ocho años (Figura 30)

Clases	Área (ha)	%
Suelo desnudo	3.96	0.009
Café	224.19	0.517
Bosque de coníferas	19,367.28	44.680
Cuerpos de agua	29.16	0.067
Cultivos intensivos	0.99	0.002
Frutales	49.23	0.114
Matorral	558.81	1.289
Pasto de altura	1,984.77	4.579
Agricultura	38.79	0.089
Pasto	452.70	1.044
Asentamientos humanos	25.83	0.060
Bosque latifoliadas	12,698.73	29.296
Café- si se mantiene la vegetación nativa y pasto templado a degradado	29.79	0.069
Frutales- si se mantiene la vegetación nativa y pasto templado a degradado	15.03	0.035
Agricultura- si se mantiene la vegetación nativa y pasto templado a degradado	0.18	0.000
Pasto- si se mantiene la vegetación nativa y pasto templado a degradado	0.72	0.002
Suelo desnudo con manejo de la vegetación agrícola y reforestación a bosque de coníferas	0.72	0.002
Suelo desnudo con drenaje y conservación de suelo a agricultura	7.02	0.016
Suelo desnudo con drenaje sistema y silvopastoril a bosque mixto con pasto	0.63	0.001
Suelo desnudo con manejo de pastos y regeneración natural a matorral	5.85	0.013
Suelo desnudo con revegetación asistida y sistema agroforestal a bosque mixto con agricultura	1.53	0.004
Café con manejo de la vegetación agrícola y abonos orgánicos a café	57.33	0.132
Café con manejo de fertilizantes y abonos orgánicos a café	767.43	1.770
Café con revegetación no asistida y conservación de suelo a bosque de coníferas	0.27	0.001
Bosque de coníferas con drenaje y protección del bosque a bosque de coníferas	28.89	0.067
Bosque de coníferas con manejo de pastos y regeneración natural a bosque de coníferas	1,226.34	2.829
Cultivos intensivos con manejo de fertilizantes y abonos orgánicos a cultivos intensivos	7.02	0.016
Frutales con manejo de fertilizantes y abonos orgánicos a frutales	291.24	0.672
Frutales con revegetación no asistida y conservación de suelo a bosque de coníferas	0.09	0.000
Frutales con revegetación no asistida y conservación de suelo a matorral	0.18	0.000
Matorral con manejo de la vegetación agrícola y reforestación a bosque de coníferas	123.03	0.284
Matorral con drenaje y protección del bosque a matorral	11.16	0.026
Matorral con drenaje y sistema silvopastoril a bosque mixto con pasto	23.85	0.055
Matorral con manejo de fertilizantes y reforestación a bosque de coníferas	16.74	0.039
Matorral con manejo de fertilizantes y sistema silvopastoril a bosque mixto con pasto	1.98	0.005
Matorral con manejo de pastos y protección del bosque a matorral	2.16	0.005
Matorral con manejo de pastos y regeneración natural a bosque latifoliadas	1,314.99	3.034
Pasto de altura con manejo de pastos y regeneración natural a bosque latifoliadas	27.54	0.064
Agricultura con manejo de la vegetación agrícola y abonos orgánicos a agricultura	3.51	0.008
Agricultura con manejo de fertilizantes y abonos orgánicos a agricultura	220.50	0.509
Pasto con manejo de fertilizantes y abonos orgánicos a pasto	2,763.09	6.374
Pasto con revegetación no asistida y conservación de suelo a matorral	3.24	0.007
Asentamientos humanos con drenaje y tratamiento de aguas residuales a asentamientos humanos	18.90	0.044
Bosque latifoliadas con drenaje y protección del bosque a bosque latifoliadas	4.41	0.010
Bosque latifoliadas con manejo de pastos y regeneración natural a bosque latifoliadas	936.45	2.160
Total	43,346.25	100

Las transiciones más relevantes son el manejo de fertilizante producido a los pastos tropicales a través de la práctica de abonos orgánicos con un área de 2,763.09 ha, ocupando el 6.4% del área total; seguido por matorrales con manejo de pasto y regeneración natural con 1,314.99 ha, ocupando el 3.03% y bosque de coníferas con manejo de pasto y regeneración natural con 1,226.34 ha, ocupando el 2.8% del área total (Cuadro 10).

A continuación, la figura 31 ilustra el proceso de los cambios que sufren las clases de uso y cobertura actual, al pasar por las transiciones y es intervenido con las buenas prácticas, generando un nuevo uso en el futuro o garantizando un manejo adecuado.

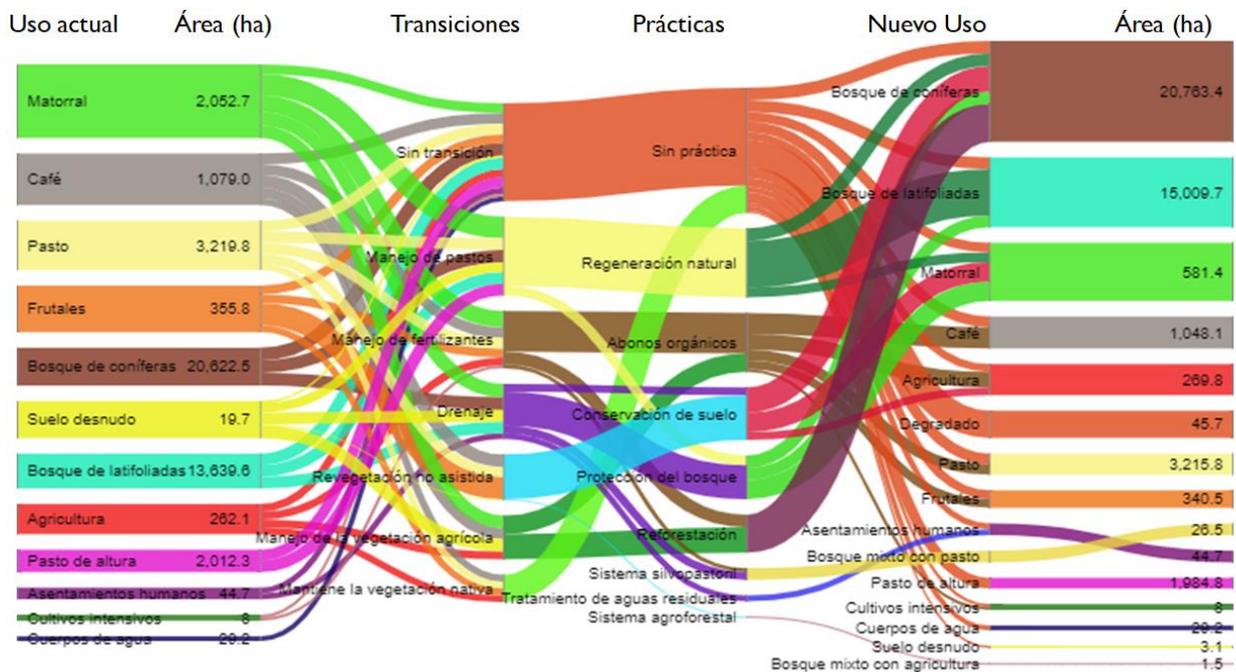


Figura 31. Proceso de cambio de uso y cobertura actual en un horizonte de ocho años

Un ejemplo claro se visualiza en la clase de uso actual de café, que presenta un área de 1,079 ha, de las que el 76.5% será afectado por combinaciones de manejo de la vegetación agrícola con abonos orgánicos, manejo de fertilizantes con abonos orgánicos y revegetación no asistida con conservación. El nuevo uso muestra un área similar a la registrada en el uso actual con la diferencia de que el 76.5% cuenta con un manejo adecuado.

A continuación, en la figura 32 se puede apreciar una diferencia entre las áreas correspondiente a las clases de uso y cobertura actual, que permanecen sin ningún tipo de intervención de buenas prácticas y transiciones. La diferencia más relevante se da en la clase de cultivos intensivos con 0.99 ha, representando solo el 12.4% de su área total sin intervención; seguido por frutales con 49.23 ha, equivalente al 13.8% de su área sin intervención y pastos tropicales con 452.70 ha, representando solo el 14.1% del área sin intervención o transición (ver Cuadro 9 y 10).

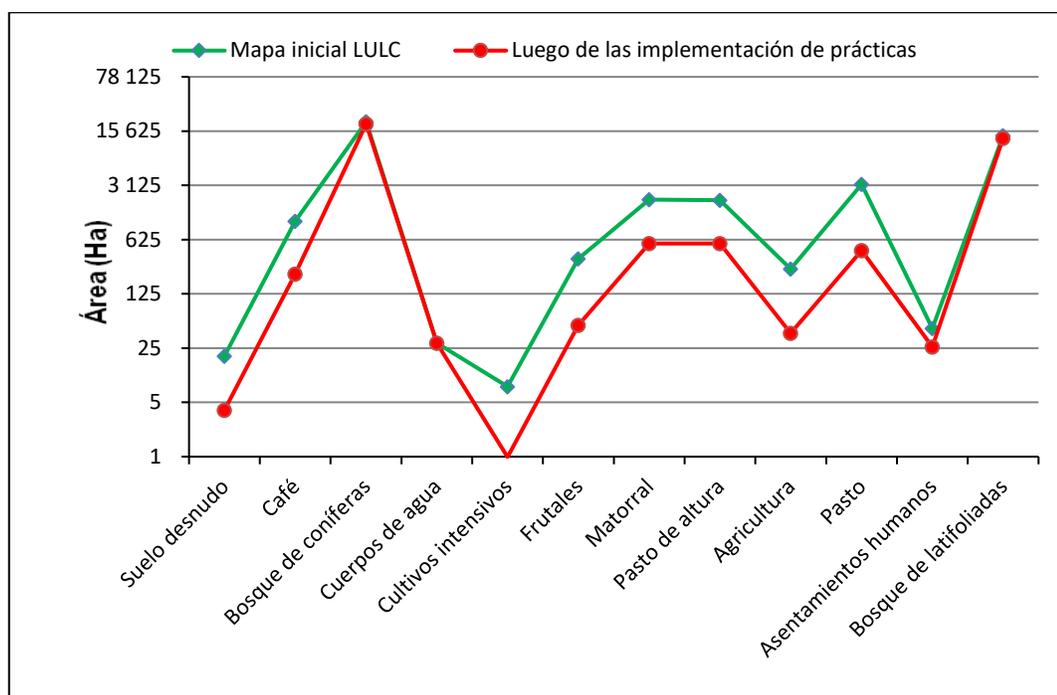


Figura 32. Comparación de las áreas de las clases de uso y cobertura del mapa base y el mapa de transición

Las razones para que no exista ningún tipo de transición por buenas prácticas para estas clases de uso y cobertura es su ubicación en zonas consideradas de menor prioridad para alcanzar los objetivos, son áreas con menor potencial de riesgo de deterioro ambiental y la disponibilidad de un presupuesto limitado.

Discusión

Basado en los resultados del proceso de aplicación del modelo RIOS para identificar las áreas y actividades de mayor prioridad constituyen una valiosa información que sirve para orientar a los tomadores de decisiones sobre la inversión de los recursos de manera eficaz; coincidiendo con Vogl *et al.* (2016) en que la identificación de zonas prioritarias, además de dar una idea clara de dónde producir mayor impacto con recursos limitados, propicia la integración de actores, lo que facilitaría la gestión de recursos para invertir.

Los resultados de la corrida del portafolio de inversiones para el escenario 1, sobre una priorización de educación ambiental comparado con el escenario 2, coincide con los resultados revelados por Bryant (2015), donde se evaluó la sensibilidad del modelo RIOS tanto al costo como a la ponderación de las actividades en función a los objetivos.

El portafolio de inversiones del modelo RIOS ha priorizado las zonas que están fuera del Parque Nacional Armando Bermúdez, similar a los resultados obtenidos por Benegas *et al.* (2017) en una cuencas costera en Haití, donde el modelo priorizó las zonas con mayor riesgo de deterioro ambiental. En ese contexto, los resultados presenten han identificado las zonas

de mayor prioridad en la parte media y baja de la subcuenca del río Bao, coincidiendo con los resultados presentados por Hernández *et al.* (2020). Donde para el 2030 se reportan descensos preocupantes en los valores de NDVI para las clases de uso y cobertura actual en la parte media y baja de la subcuenca, indicando una disminución en la densidad, calidad y desarrollo de la vegetación; situación que puede mejorar con la implementación de las buenas prácticas propuestas en la presente investigación.

Conclusiones

El portafolio de inversiones del modelo RIOS para el escenario 1 con educación ambiental ha priorizado la actividad de educación ambiental para implementarse en un 64.1% del área a intervenir; lo que indica que las intervenciones en el territorio con la implementación de buenas prácticas deben contar con un programa educación ambiental como un eje transversal.

En el escenario 2 sin educación ambiental, las principales actividades priorizadas por el portafolio de inversiones son abonos orgánicos en 52%, regeneración natural en 44.4%, reforestación en 1.8%, protección del bosque y sistema agroforestal en un 0.6%; para implementarse en las 12 zonas prioritarias identificadas en este escenario.

La aplicación del modelo RIOS ha determinado que la subcuenca requiere una inversión de US\$3,302,995.00; para aplicarse el 3% en la parte alta, 55.6% en la parte media y el 41.4% en la parte baja de la superficie que comprende la subcuenca del río Bao.

Recomendaciones

Hacer una validación de las áreas priorizadas en el territorio; con el objetivo de definir una zona piloto para la implementación de las prácticas recomendadas por el modelo RIOS, de tal manera que se determine que son aplicables en el lugar y en consenso con los beneficiarios para implementar estas prácticas.

En vista de que este estudio abarca una sección de la subcuenca del río Bao, se considera la aplicación del modelo RIOS en las áreas de influencia (otras subcuencas), para orientar las inversiones en estos territorios, de tal manera puedan generar el impacto deseado.

Para futuras aplicaciones del modelo RIOS es importante considerar el uso de datos de cambio climático procedentes de escenarios futuros; con el fin de que las actividades priorizadas cuenten con un criterio de adaptación al cambio climático y, éste no sea un factor que limite su eficacia.

LITERATURA CITADA

- Almorox, J; Elisei, V; Aguirre, ME; Commegna, M. 2012. Calibración del modelo de Hargreaves para la estimación de la evapotranspiración de referencia en Coronel Dorrego, Argentina Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo Mendoza, Argentina. 44(1):101-109. Consultado el 07 de sep. 2019. Disponible en <https://www.redalyc.org/pdf/3828/382837650009.pdf>
- Antonini, G; York, M. A. 1979. Integrated rural development and the role of the university in the Caribbean: The case of Plan Sierra, Dominican Republic. Revista Geográfica, 97-113. Consultado el 6 de may. 2020. Disponible en <https://www.jstor.org/stable/40992364>
- Benegas Negri, L; Watler, W; Rios, N. 2017. Priorización de áreas para implementar buenas prácticas de manejo en cuencas costeras: Un enfoque de optimización hidrológica y económica en función de los servicios ecosistémicos. Turrialba, Costa Rica, CATIE / FUNDECOR. 61p. (Serie técnica. Informe técnico, no. 139) Consultado el 22 de ago. 2019. Disponible en http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/8716/Priorizacion_de_areas_para_implementar_buenas.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Bryant, B; Wolny, S; Vogl A. 2015. Understanding sensitivities, strengths, and weaknesses of the Resource Investment Optimization System: A demonstration in the Coyote Creek watershed. The Natural Capital Project. 28p. Consultado el 5 de sep. 2020. Disponible en https://naturalcapitalproject.stanford.edu/sites/g/files/sbiybj9321/f/publications/rios-sa-guidance_v3_final_2015-08-14_clean.pdf
- Bremer, L; Auerbach, D; Goldstein, J; Vogl, A; Shemie, D; Kroeger, T; Herron, C; 2016. One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership. Ecosystem Services, 17, 217-236. Consultado el 5 de may. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.006>
- Bremer, L; Hamel, P; Ponette-González, A; Pompeu, P; Saad, S; Brauman, K. 2020. Who are we measuring and modeling for? Supporting multi-level decision-making in watershed management. Water Resources Research. 56, e2019WR026011. Consultado el 5 de may. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1029/2019WR026011>
- CATIE. 2019. Evaluación del Servicio Ecosistémico a la Producción de Agua (Water Yield) dentro y entre Biomas del Bosque Seco Chiquitano, Cerrado y Pantanal en Santa Cruz, Mato Grosso y Mato Grosso do Sul, Bolivia-Brasil. CATIE, FCBC, Costa Rica. 40p. Consultado el 25 de abr. 2020.
- CEDAF (Centro para el Desarrollo Agropecuario y Forestal). 2013. Estudio Socio-económico Fondo de Agua Yaque del Norte. Santiago. República Dominicana. Consultado el 4 de ago. De 2019. Disponible en http://fondoaguayaque.org/wp-content/uploads/2017/02/Informe-Final-CEDAF_Estudio-Socio-Econ%C3%B3mico-FA-Yaque-del-Norte.pdf

- Cervantes R; Faustino, J; Jiménez F; Benegas, L. 2009. Principios y criterios para la cogestión de cuencas hidrográficas en América Tropical. Recursos Naturales y Ambiente/no. 56-57: 59-65. Consultado el 5 de may. 2020. Disponible en http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/6700/Principios_y_criterios_para_la_cogestionl.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Costea, M. 2012. Using the Fournier indexes in estimating rainfall erosivity. Case study-the Secasul Mare Basin. Aerul si Apa. Componente ale Mediului, 313 p. Consultado el 3 de may. 2020. Disponible en <https://core.ac.uk/download/pdf/27245240.pdf>
- Davie, T; Quinn, N. 2008. Fundamentals of hydrology Routledge. Second edition. New York, USA. 221 p. Consultado el 21 de sep. 2019.
- De Jesús Noriega, O; Rojas, YG; Barrios, JR. 2011. Análisis de la vulnerabilidad y el riesgo a inundaciones en la cuenca baja del río Gaira, en el Distrito de Santa Marta Prospectiva 9(2):93-102. Consultado 27 de jul. 2019. Disponible en <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4208390>
- Dijkshoorn, K; Huting, J; Tempel, P. 2005. Update of the 1: 5 million Soil and Terrain Database for Latin America and the Caribbean (SOTERLAC) ISRIC Rep 1(1):25. Consultado el 06 de sep. 2019. Disponible en <https://core.ac.uk/download/pdf/29278121.pdf#targetText=The%20Soil%20and%20Terrain%20database,5%20million%2C%20replaces%20version%201.02.&targetText=Contrary%20to%20the%20preceding%2C%20compact,1%20million%20scale%20SOTER%20database>
- Donohue, R. J., M. L. Roderick y T. R. McVicar (2012), Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model, Journal of Hydrology, 436-437, 35-50. Consultado el 3 de may. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.02.033>
- Entrena, MR. 2007. Potencialidad de las técnicas SIG para la gestión medioambiental: aplicación al estudio de la erosión/gis techniques potential for environmental management: an application to erosion assessment M+ A: Revista Electrónica de Medioambiente(3):76. Consultado el 06 de sep. 2019. Disponible en <https://search.proquest.com/docview/218190810?pq-origsite=gscholar>
- FAO. AQUASTAT. 2015. Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua en la agricultura. Pagina web. Consultado el 6 de may. 2020. Disponible en <http://www.fao.org/aquastat/es/databases/dams/>
- Fondo Agua. 2018. Cuenca del río Yaque del Norte. Consultado 12 de ago. 2018. Disponible en <http://fondoaguayaque.org/cuenca-yaque-del-norte/>
- Faustino, J; Jiménez, F. 2000. Manejo de cuencas hidrográficas CATIE. Turrialba, Costa Rica. 35 p. Consultado el 5 de may. 2020. Disponible en

http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/8431/Manejo_de_cuencas_hidrograficas.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Guzmán, J. 2015. La contaminación del agua superficial del río Yaque del Norte. Revista DELOS Desarrollo Local Sostenible. ISSN Universidad Tecnológica de Santiago. Santiago, República Dominicana. 16 p. Consultado 10 ago. 2019. Disponible en: <http://www.eumed.net/rev/delos/28/agua-contaminacion.zip>
- Heathcote, I. 2009. Integrated watershed management: principles and practice. John Wiley & Sons. New Jersey, Estados Unidos. 464 p. Consultado el 5 de may. 2020. Disponible en <https://www.wiley.com/en-us/9780470376256>
- Hernández, E; Watler, W; Valera ,V; Imbach, A. 2020. Pronóstico de la tendencia NDVI para las clases de uso y cobertura actual de la subcuenca rio Bao basado en el período 1996-2020. Tesis de maestría. Turrialba, Costa Rica. 36 p. Consultado 10 de sep. 2020.
- INDRHI (Instituto Nacional de Recursos Hidraulicos). 2003. Cuenca río yaque del norte y su zona costera. Santo Domingo. República Dominicana. MIMARENA. Escala 1: 175,000. 1 p. Color. Consultado 2 de Jul. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/11/Yaque-del-Norte-Subcuencas-Hidrograficas-1.pdf>
- Jordán, A; Bellinfante, N. 2000. Cartografía de la erosividad de la lluvia estimada a partir de datos pluviométricos mensuales en el Campo de Gibraltar (Cádiz) Edafología 7(3):83-92. Consultado el 06 de sep. 2019 Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Antonio_Jordan/publication/230682979_Cartografia_de_la_erosividad_de_la_lluvia_estimada_a_partir_de_datos_pluviometricos_mensuales_en_el_Campo_de_Gibraltar_Cadiz/links/5787706708aed99bcf34c1fe/Cartografia-de-la-erosividad-de-la-lluvia-estimada-a-partir-de-datos-pluviometricos-mensuales-en-el-Campo-de-Gibraltar-Cadiz.pdf
- Ley Sectorial No. 202-04 sobre áreas protegidas de la República Dominicana, del año 2004. 63p. Santo Domingo, República Dominicana. Consultado el 24 de ago. de 2019. Disponible en <https://www.wipo.int/edocs/lexdocs/laws/es/do/do023es.pdf>
- López, N. 2008. Financing of the management and co-management of watersheds in Nicaragua. Consultado el 24 de ago. de 2019. Disponible en <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/5141>
- Lovera, V; Roldán Aragón, IE; Sánchez Robles, J; Torres Lima, P. 2019. Evaluación del servicio ecosistémico de rendimiento hídrico entre los años de 1994 y 2016 en el municipio de Valle de Bravo, estado de México: Consultado el 07 de sep. 2019. Disponible en <file:///C:/Users/Francisco%20J.%20Delgado/Downloads/322931-Texto%20del%20art%C3%ADculo-1136931-3-10-20190125.pdf>
- Martínez, H. 2019 Dinámica de servicios ecosistémicos y comportamiento hidrológico bajo escenarios de cambio climático en la región hidrográfica del estero de Jaltepeque, El Salvador. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 84p. Consultado el 12 ago. 2020. Disponible en

http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/9257/Dinamica_de_servicios_ecosistemicos.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Matus, O; Faustino, J; Jiménez, F. 2009. Guía para la identificación participativa de zonas con potencial de recarga hídrica: Aplicación práctica en la subcuenca del río Jucuapa, Nicaragua. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba (Costa Rica). Consultado el 07 de sep. 2019. Disponible en <https://www.catie.ac.cr/attachments/article/542/Guia%20Identificacion%20RHidrica.pdf>
- MIMARENA (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. Estudio de uso y cobertura de suelo. Santo Domingo, República Dominicana. 38 p. Consultado 18 de Jun. 2019. Disponible en <http://ambiente.gob.do/wp-content/uploads/2016/12/uso-cobertura-suelo-2012.pdf>
- Morales, M. 2014. Estimación de la erosión laminar y sedimentación con modelos hidrológicos para la selección de prácticas de conservación de suelos y cambios de cobertura en la Unidad Hidrográfica de Aquin/Saint-Louis Du Sud-Haití. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 94p. Consultado el 08 de sep. 2019. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/7082/Estimacion_de_la_erosion_laminar.pdf;jsessionid=DA01E3F40ED11F9CAF31272D28F0E6F5?sequence=1
- Plan Sierra. 2019. Diagnóstico biofísico y socioeconómico de la cuenca del río Yaque del Norte: Informe Final de las subcuencas de los ríos Amina y Bao. 408 p. Consultado el 6 de may. 2020.
- PMAA-INDRH (Proyecto Agricultura Resiliente y Gestión Integral de los Recursos Naturales en las Cuencas de río Yaque del Norte y Ozama-Isabela) (P1632609). 2017. Plan de Manejo y Adecuación Ambiental (PMAA) para las Obras de Rehabilitación de las Presas de Chacuey, Maguaca, Tavera y Mijo, y mejora de los Sistemas de Riego, a ser ejecutados por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INDRHI). Santo Domingo, República Dominicana. 118 p. Consultado el 28 jul. 2019. Disponible en <http://documents.worldbank.org/curated/en/796891519429714504/SFG4076-V2-EA-SPANISH-P163260-PUBLIC-Disclosed-2-23-2018.docx>
- Raes, D; Steduto, P; Hsiao, T; Fereres, E. 2018. Chapter 1: FAO crop-water productivity model to simulate yield response to water: AquaCrop: version 6.0-6.1: reference manual. Rome: FAO, 2018b. 19 p. Consultado el 3 de may. 2020. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-br244e.pdf>
- Röder, J; García, R; Villaseñor, P. 2006. Aplicación de la ecuación universal de pérdida de suelo "USLE" en SIG para estimar riesgo potencial de erosión en el área protegida "Sierra de Quila". XVII Semana de la Investigación Científica. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México. 156:162: 6. Consultado el 08 de sep. 2019. Disponible en

http://www.floradejalisco.cucba.udg.mx/sites/default/files/publicaciones1/avances/avances_2006/Agronomia/RoederJan/Roeder_Jan.pdf

- Rodríguez, Y; Watler, W; Valera, V Sepúlveda, C; Benegas, L. 2019. Análisis de la vulnerabilidad a la disponibilidad del recurso hídrico en paisajes ganaderos de la microcuenca del río El Tablón, en Chiapas, México: Consultado el 06 de sep. 2019 Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/9194/Analisis_de_la_vulnerabilidad_a_la_disponibilidad.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Salzman, J; Bennett, G; Carroll, N. 2018. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nat Sustain* 1, 136–144. Consultado el 6 de may. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>
- Santos B. 1981. El Plan Sierra: una experiencia de desarrollo rural en las montañas de la República Dominicana. Seminario Internacional sobre Producción Agropecuaria y Forestal en Zonas de Ladera de América Tropical: Turrialba, 1-5 diciembre, 1980: memoria, (11), 285. Consultado el 6 de may. 2020. Disponible en <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=afcOAQAIAAJ&oi=fnd&pg=PA285&dq=plan+sierra&ots=R2HSvn3GJc&sig=damqwTuWpSdjtSXQjPTvWq3Qlo0#v=onepage&q=plan%20sierra&f=false>
- Sharp, R; Tallis, H.T; Ricketts, T; Guerry, A.D; Wood, S.A; Chaplin-Kramer, R; Nelson, E; Ennaanay, D; Wolny, S; Olwero, N; Vigerstol, K; Pennington, D; Mendoza, G; Aukema, J; Foster, J; Forrest, J; Cameron, D; Arkema, K; Lonsdorf, E; Kennedy, C; Verutes, G; Kim, C.K; Guannel, G; Papenfus, M; Toft, J; Marsik, M; Bernhardt, J; Griffin, R; Glowinski, K; Chaumont, N; Perelman, A; Lacayo, M. Mandle, L; Hamel, P; Vogl, A.L; Rogers, L; Bierbower, W; Denu, D; and Douglass, J. 2018. InVEST 3.7.0.post19+ug.h3a6901fd0391 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. Consultado el 07 de sep. 2019. Disponible en http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/seasonal_water_yield.html
- Trabucco, A; Zomer, R. 2019. Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration (ET0) Climate Database v2. figshare. Dataset. Consultado el 4 de mar. 2019. Disponible en <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7504448.v3>
- Velásquez, S. 2013. Manual spatial analyst: erosión de suelos utilizando la (RUSLE). Turrialba, Costa Rica. 54 p. Consultado el 7 de may. 2020. Disponible en <https://www.yumpu.com/es/document/read/23103541/ejercicio-ii-erosion-de-suelos-utilizando-la-eupsr-catie>
- Vogl, A; Goldstein, J; Daily, G; Vira, B; Bremer, L; McDonald, I; Cassin, J. 2017. Mainstreaming investments in watershed services to enhance water security: Barriers and opportunities. *Environmental Science & Policy*, 75, 19-27. Consultado el 6 de may. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.05.007>

Vogl, A; Tallis, H; Douglass, J; Sharp, R; Veiga, F; Benítez, S; León, J; Game, E; Petry, P; Guimerães, J; Lozano, JS. 2016. Sistema de Optimización de Inversión de Recursos Introducción y Documentación Teórica:107. Disponible en <http://docplayer.es/29113182-Sistema-de-optimizacion-de-inversiones-en-recursos-ríos.html>

Wischmeier, W; Smith, D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning (No. 537). Department of Agriculture, Science and Education Administration. 58 p. Consultado el 7 de may. 2020. Disponible en <https://play.google.com/books/reader?id=rRAUAAAAYAAJ&hl=es&pg=GBS.PA1>

ANEXOS

Anexo 1. Lista de imágenes satelitales utilizadas para el cálculo de NDVI

Año NDVI	Nombre de archivo
2020	LC08_L1TP_008047_20200322_20200326_01_T1
2019	LC08_L1TP_008047_20191115_20191202_01_T1
2018	LC08_L1TP_008047_20180301_20180308_01_T1
2017	LC08_L1TP_008047_20170720_20170728_01_T1
2016	LC08_L1TP_008047_20160123_20170330_01_T1
2015	LC08_L1TP_008047_20150901_20170404_01_T1
2014	LC08_L1TP_008047_20140930_20170418_01_T1
2013	LC08_L1TP_008047_20130725_20170503_01_T1
2012	LE07_L1TP_008047_20120628_20161130_01_T1
2011	LE07_L1TP_008047_20110306_20161211_01_T1
2010	LE07_L1TP_008047_20101029_20161212_01_T1
2009	LE07_L1TP_008047_20090823_20161218_01_T1
2008	LE07_L1TP_008047_20081023_20161224_01_T1
2007	LE07_L1TP_008047_20070207_20170104_01_T1
2006	LE07_L1TP_008047_20060815_20170107_01_T1
2005	LE07_L1TP_008047_20051031_20170112_01_T1
2004	LE07_L1TP_008047_20041129_20170117_01_T1
2003	LE07_L1TP_008047_20030503_20170125_01_T1
2002	LE07_L1TP_008047_20021226_20170127_01_T1
2001	LE07_L1TP_008047_20010121_20170208_01_T1
2000	LE07_L1TP_008047_20000915_20170210_01_T1
1999	LT05_L1TP_008047_19990209_20161219_01_T1
1998	LT05_L1TP_008047_19980902_20161222_01_T1
1997	LT05_L1TP_008047_19970915_20161229_01_T1
1996	LT05_L1TP_008047_19961014_20170103_01_T1
Total	25 imágenes de satelitales

Anexo 2. Datos de NDVI para la clase actual suelo desnudo en la parte alta

Fecha	NDVI_Suelo.Desnudo
1996	0.766207337
1997	0.747774422
1998	0.765038788
1999	0.696592391
2000	0.572887659
2001	0.628204882
2002	0.655272961
2003	0.590482712
2004	0.66756916
2005	0.674442768
2006	0.609019101
2007	0.669441044
2008	0.566739798
2009	0.571535528
2010	0.636042356
2011	0.56865865
2012	0.256283313
2013	0.160516053
2014	0.126624048
2015	0.154904872
2016	0.122247346
2017	0.200918332
2018	0.160015836
2019	0.175442725
2020	0.145687103

Anexo 3. Scripts de RStudio para el análisis de series temporales de NDVI

```
##### ANALISIS DE NDVI - CUENCA BAO
#####
#-----
-----
# https://www.academia.edu/36554871/Notas_de_Clase_Series_de_Tiempo_con_R
# INSTALAR PACKAGES
# install.packages("xlsx")
# install.packages("xts") # series de tiempo
# install.packages(c("zoo","lattice"))
# install.packages(c("astsa","raster","rgdal","forescast","signal"))
# install.packages("ggplot2")
#-----
# ACTIVAR LIBRERIAS
suppressMessages(library(xts))
library(zoo)
library(lattice)
library(astsa)
library(sp)
```

```

library(raster)
library(readxl)
library(ggplot2)
require(tseries)
library(tidyverse)
library(foreign)
library(quantmod)
library(lubridate)
library(tsm)
#-----
# DIRECTORIO DE TRABAJO
file.choose()
setwd("G:/Datos_ICA/Puntos_CUS/Datos_NDVI_ICA/NDVI_ANUAL_DATOS/Resultados/plot_ndvi_parte-alta")
getwd()
#-----
# AGREGAR LOS DATOS
ndvi.pa<-read_excel("./NDVI_PARTE_ALTA_BAO.xlsx", col_names=TRUE)
class(ndvi.pa) # ver el tipo de archivo
str(ndvi.pa) # visualizar la estructura de las columnas de los datos
ndvi.pa$Fecha<-NULL # elimina la columna Fecha
attach(ndvi.pa) # permite referenciar los nombres de las columnas sin usar $

# guardar el archivo ndvi.pa en formato .csv
write.csv(ndvi.pa, "NDVI_PARTE_ALTA_BAO.csv", col.names=T)
# agregar el dato en el formato .csv
ndvi.pa1<-read.csv("./NDVI_PARTE_ALTA_BAO.csv", header=T)
ndvi.pa1$Fecha = as.Date(ndvi.pa1$Fecha, format="%Y")
#ndvi.pa1$X<-NULL # eliminar la columna X
#-----
# ESTADISTICA DE LOS DATOS
# https://bookdown.org/gboccardo/manual-ED-UCH/estadistica-descriptiva-con-rstudio.html
mean(st.ndvi.pa[,1])
mean(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera) # media de NDVI_B.Conifera
summary(ndvi.pa) # resumen de las estadísticas
#write.csv2(estad, file="summary(ndvi.pa).csv")

# CALCULO ESTADISTICO PARA NDVI B. CONIFERA
# valores más frecuentes
#install.packages("modeest")
library(modeest)
mfv1(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera) # moda
quantile(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, prob=c(0.25, 0.5, 0.75)) # cuantiles
range(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera) # rangos de distribución de los datos
table(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera) # tabla de frecuencia
#write.csv2(frec, file="Frecuencia NDVI B.Conifera.csv") # guardar la tabla de frecuencia

#Cálculo simple de estadísticos descriptivos
min(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, na.rm=TRUE) # valor mínimo
quantile(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, probs=0.25, na.rm=TRUE) # cuantil Q1
mean.default(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, na.rm=TRUE) # media
mean.default(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, trim=0.025, na.rm=TRUE) # media recortada
median.default(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, na.rm=TRUE) # mediana
mfv1(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera)
mfv(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera) # moda

```

```

var(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, na.rm=TRUE) # varianza
sd(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, na.rm=TRUE) # desviación estándar
quantile(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, probs=0.75, na.rm=TRUE) # cuantil Q3
max(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera, na.rm=TRUE) # máximo
library(psych)
skew(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera) # simetría
kurtosi(ndvi.pa$NDVI_B.Conifera) # kurtosis

####Resultados####
a. Estadística de los valores NDVI para los tipos de uso y cobertura de la parte alta
NDVI_B.Conifera NDVI_B.Latifolia NDVI_Caférral NDVI_Pastotura NDVI_Pasoto NDVI_Suelo.Desnudo
Min. :0.6295 Min. :0.6467 Min. :0.5693 Min. :0.5988 Min. :0.5248 Min. :0.5682 Min. :0.1222
1st Qu.:0.6809 1st Qu.:0.6865 Qu.:0.694 1st Qu.:0.6876 1st Qu.:0.6248 Qu.:0.677 1st Qu.:0.1754
Median :0.7155 Median :0.7097 Median :0.7232 Median :0.7201 Median :0.6610 Median :0.6996 Median :0.5729
Mean :0.7276 Mean :0.7216 Mean :0.7289 Mean :0.7170 Mean :0.6562 Mean :0.7097 Mean :0.4755
3rd Qu.:0.7423 3rd Qu.:0.7423 Qu.:0.749 3rd Qu.:0.7530 3rd Qu.:0.6837 Qu.:0.748 3rd Qu.:0.6676
Max. :0.8817 Max. :0.8177 Max. :0.9131 Max. :0.7972 Max. :0.7795 Max. :0.8245 Max. :0.7662

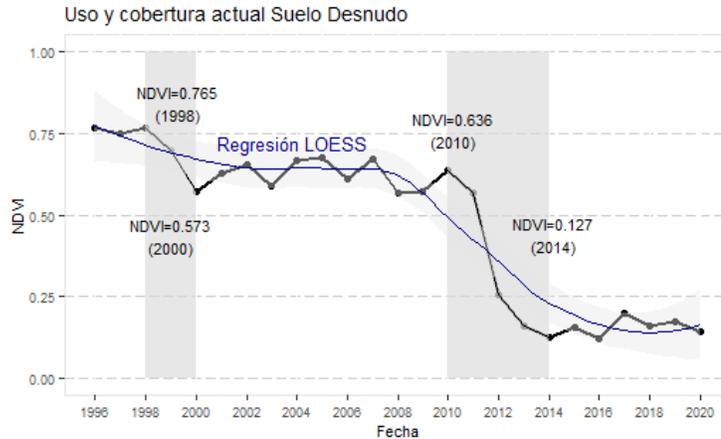
# PLOT
st.Suelo.Desnudo<-ts(NDVI_Suelo.Desnudo, start=c(1996), end=c(2020), frequency=1)g <-
ggplot(ndvi.pa, aes(x=Fecha, y=NDVI_Suelo.Desnudo))

g + geom_line(size=1) +
geom_point(size=1.5) +
geom_rect(data=ndvi.pa, mapping=aes(xmin=as.Date.numeric(1998),
xmax=as.Date.numeric(2000),
ymin=0.1,
ymax=1), fill="gray87", alpha=0.05) +
geom_rect(data=ndvi.pa, mapping=aes(xmin=as.Date.numeric(2010),
xmax=as.Date.numeric(2014),
ymin=0.1,
ymax=1), fill="gray87", alpha=0.05) +
geom_line(data=ndvi.pa, mapping=aes(x=Fecha, y=NDVI_Suelo.Desnudo), color="black",
size=0.5) +
geom_smooth(method="loess", colour="dark blue", fill="gray90", lty=1, lwd=0.5) +
labs(title="Uso y cobertura actual Suelo Desnudo", x="", y="NDVI") +
scale_x_continuous(name="Fecha", breaks=seq(from=1996, to=2020, by=2)) +
coord_cartesian(expand=T, ylim=c(0.1, 1)) +
theme(panel.background=element_rect(fill=NA, colour="gray90"),
panel.grid.major.y=element_line(colour="gray80", linetype=5),
panel.grid.minor.y=element_blank(),
text=element_text(family="Times New Roman", color="black", size=10)) +
annotate("text", x=1999.3, y=0.840, label="NDVI=0.765\n(1998)", size=3) +
annotate("text", x=1999, y=0.435, label="NDVI=0.573\n(2000)", size=3) +
annotate("text", x=2010.2, y=0.760, label="NDVI=0.636\n(2010)", size=3) +
annotate("text", x=2014.2, y=0.441, label="NDVI=0.127\n(2014)", size=3) +

```

```
theme(text = element_text(size=8.5)) +
  annotate("text", x=2003.8, y=0.722, label="Regresión LOESS", col="dark blue",
    size=3.5)
```

Resultados



NDVI_Suelo_Desnudo - estacionariedad

```
# prueba de estacionariedad con logaritmo
plot(st.Suelo.Desnudo)
stlog.ndvi.pa.SD<-log(st.Suelo.Desnudo)
stlog.ndvi.pa.SD
# prueba de Dickey Fuller por logaritmo
adf.test(stlog.ndvi.pa.SD, alternative="stationary")
```

Resultados

Augmented Dickey-Fuller Test

```
data: stlog.ndvi.pa.SD
Dickey-Fuller = -2.363, Lag order = 2, p-value = 0.4341
alternative hypothesis: stationary
## nota: el valor p-value es mayor a 0.05, la serie no es estacionaria al aplicar logaritmo
#####
```

```
# prueba de estacionalidad con 1 diferencia
stdiff.ndvi.pa.SD1<-diff(st.Suelo.Desnudo) # primera diferencia
# prueba de Dickey Fuller por 1 diferencia
adf.test(stdiff.ndvi.pa.SD1)
```

Resultados

Augmented Dickey-Fuller Test

```
data: stdiff.ndvi.pa.SD1
Dickey-Fuller = -2.4831, Lag order = 2, p-value = 0.3884
alternative hypothesis: stationary
nota: el valor p-value es mayor a 0.05, la serie no es estacionaria al aplicar una diferencia
#####
```

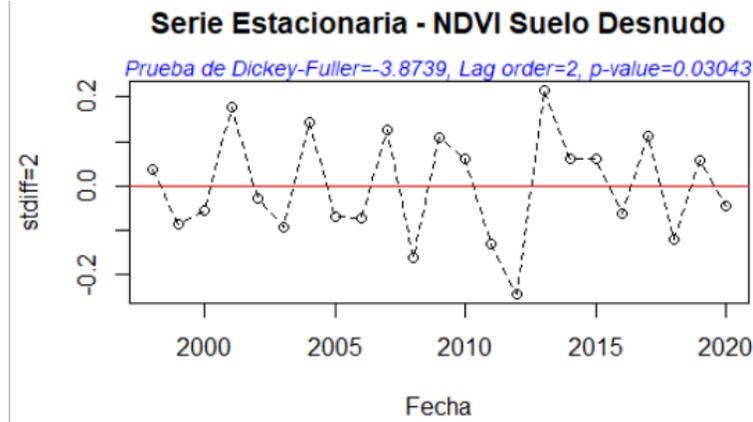
```
stdiff.ndvi.pa.SD2<-diff(st.Suelo.Desnudo, differences=2)
# prueba de Dickey Fuller por 2 diferencias
adf.test(stdiff.ndvi.pa.SD2)
```

Resultados

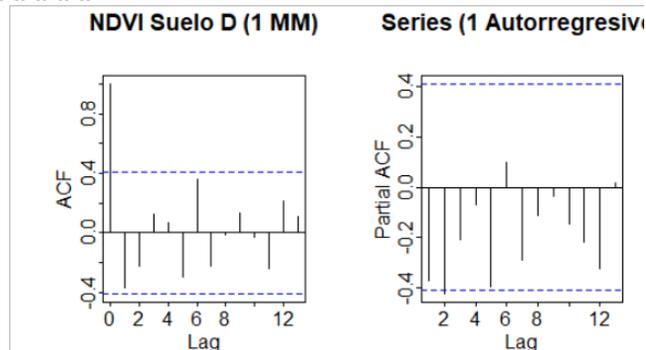
Augmented Dickey-Fuller Test

```
data: stdiff.ndvi.pa.SD2
Dickey-Fuller = -3.8739, Lag order = 2, p-value = 0.03043
alternative hypothesis: stationary
```

```
# plot
plot(stddiff.ndvi.pa.SD2, type="o", lty="dashed", col="black", ylab="stdiff=2",
     xlab="Fecha", main="Serie Estacionaria - NDVI Suelo Desnudo")
abline(h=0, col="red")
mtext("Prueba de Dickey-Fuller=-3.8739, Lag order=2, p-value=0.03043",
      cex=0.9, font=3, col="blue")
#####Resultados#####
```



```
##### MEDIAS MOVILES Y AUTORREGRESIVOS AL MODELO #####
# función de auto-correlación (ACF) y auto-correlación parcial (PACF)
# Para conocer cuantas medias móviles y autorregresivos vamos a utilizar
# en el modelo de predicciones ARIMA
##### NDVI_Suelo desnudo - media movil y autorregresivo #####
#####
par(mfrow=c(1,2), oma=c(0,0,0,0), mar = c(4,4,3,1))
acf(ts(stddiff.ndvi.pa.SD2, frequency=1), main="NDVI Suelo D (1 MM)")
pacf(ts(stddiff.ndvi.pa.SD2, frequency=1), main="Series (1 Autorregresivo)")
#####Resultados#####
```



```
## aplicación del modelo ARIMA - PRONOSTICO 10 AÑOS
##### NDVI_Suelo.Desnudo - ARIMA #####
# order=c(1,2,1) = 1 autorregresivos, 2 diferencias, y 1 media movil
mod.arima.P<-arima(st.Suelo.Desnudo, order=c(1,2,1)) # NDVI_Pasto
mod.arima.P
```

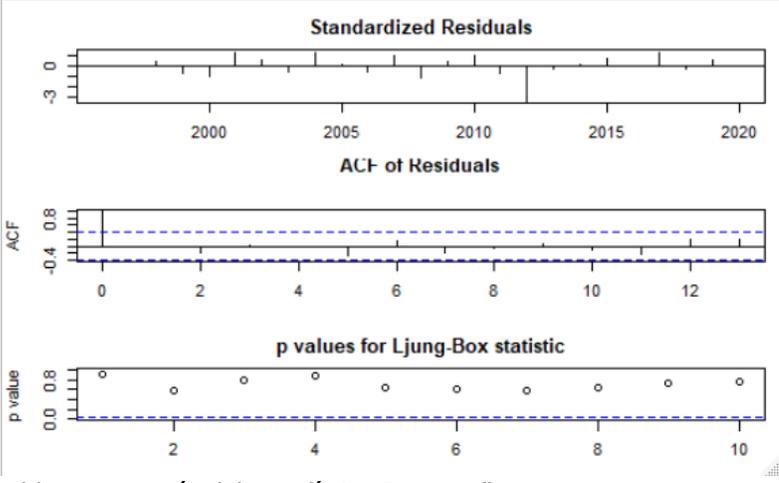
```
#####Resultados#####
Call:
arima(x = st.Suelo.Desnudo, order = c(1, 2, 1))
```

```
Coefficients:
  ar1 ma1
0.1040 -1.0000
```

```

s.e. 0.2091 0.1291
sigma^2 estimated as 0.007137: log likelihood = 22.71, aic = -39.42
#####
#####
# diagnosticar el mod.arima.BC
par(mar=c(3,4,2.67,1))
tsdiag(mod.arima.P)
####Resultados####

```



```

# prueba de ruido blanco a través del estadístico Box.test()
Box.test(residuals(mod.arima.P), type="Ljung-Box")
####Resultados####

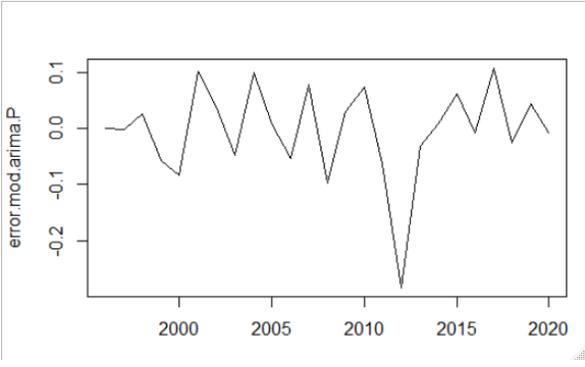
```

Box-Ljung test

```

data: residuals(mod.arima.P)
X-squared = 0.0080753, df = 1, p-value = 0.9284
#####3
# calcular el error del modelo, para ver si tiene media=0
error.mod.arima.P<-residuals(mod.arima.P)
mean(error.mod.arima.P)
####Resultados####
-0.003220829
#####
plot(error.mod.arima.P)
####Resultados####

```

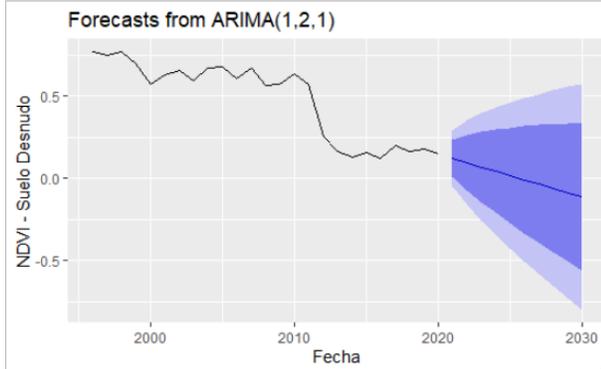


```

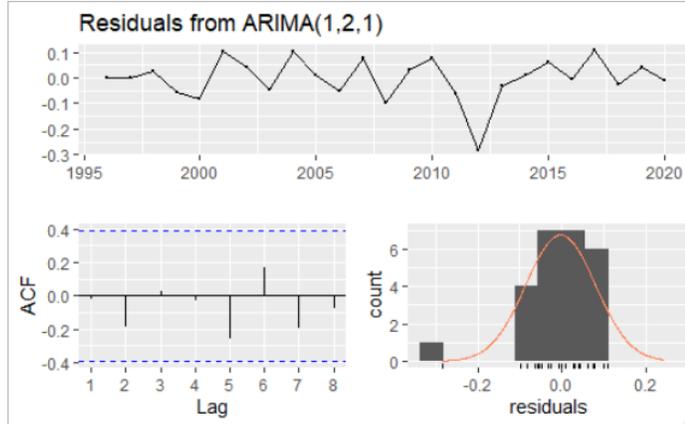
# PRONOSTICO DEL MODELO NDVI_Pasto
pronost.P<-forecast::forecast(mod.arima.P, h=10)
par(mar=c(2.5,2.5,1.5,0.3), mgp=c(1.2,0.2,0), tck=-0.02)

```

```
plot(pronost.P,xlab="Fecha", ylab="NDVI - Suelo Desnudo")
grid()
autoplot(pronost.P, xlab="Fecha", ylab="NDVI - Suelo Desnudo")
####Resultados####
```



```
checkresiduals(mod.arima.P)
####Resultados####
```



```
pronost.P
```

```
####Resultados####
```

```
###Datos del pronostico:
```

	Point Forecast	Lo 80	Hi 80	Lo 95	Hi 95
2021	0.119441734	0.008960227	0.2299232	-0.04952515	0.2884086
2022	0.093561350	-0.074220401	0.2613431	-0.16303870	0.3501614
2023	0.067718916	-0.145797453	0.2812353	-0.25882619	0.3942640
2024	0.041880427	-0.211623514	0.2953844	-0.34582039	0.4295812
2025	0.016042349	-0.274039938	0.3061246	-0.42760023	0.4596849
2026	-0.009795686	-0.334197704	0.3146063	-0.50592576	0.4863344
2027	-0.035633717	-0.392748165	0.3214807	-0.58179313	0.5105257
2028	-0.061471748	-0.450097374	0.3271539	-0.65582335	0.5328799
2029	-0.087309778	-0.506516303	0.3318967	-0.72843083	0.5538113
2030	-0.113147809	-0.562195053	0.3358994	-0.79990631	0.5736107

Anexo 4. Identificación de buenas prácticas aplicadas en la subcuenca del río Bao

Fecha: _____

Nombre productor: _____ finca: _____

Comunidad: _____ Distrito municipal: _____
 _____ Municipio: _____

Coordenadas Geográficas (UTM): Longitud (X) _____ Latitud (Y) _____
 _____ Altitud (msnm): _____

Parte de la cuenca _____ Microcuenca: _____ Fuente de agua más cercana: _____ Distancia(m): _____

Actividad de inversión estratégica: _____ Actividad secundaria: _____ Cantidad (unidad) _____ Frecuencia (si aplica) _____

_____ Objetivo de la subactividad: _____ Actividad productiva de la finca (Uso principal): _____

Subactividad y proceso	Unidad	Cantidad	Costo Unitario (\$RD)	Costo Total (\$RD)	Área Intervenida (ha)
Insumos					
Herramientas					
Transporte					
Instalación/construcción/establecimiento					
Mantenimiento					
Mano de obra					
Otros					
Total general					
Observaciones:					

Ventajas de la práctica:

Desventajas de la práctica:

Anexo 5. Formulario de campo para establecer puntos de control de verificación de cobertura y uso de suelo

Fecha: _____

Nombre productor: _____ Nombre finca: _____

Comunidad: _____

Distrito municipal: _____

Municipio: _____ Coordenadas Geográficas

(UTM): Longitud (X) _____ Latitud (Y) _____ Altitud

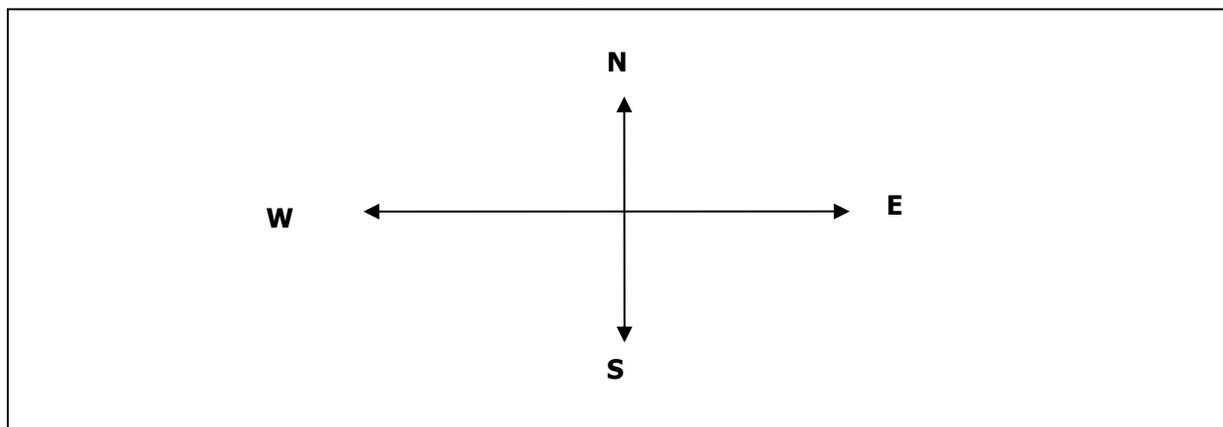
(msnm): _____ Punto ID: _____ Área ____ (ha) Distancia estimada a ríos ____ km

Distancia estimada a asentamientos humanos: ____ km

Descripción de USO DEL SUELO Y COBERTURA (Ver apéndice 1 para los códigos)

Vegetación/ tipo	
Uso/ cobertura antrópica	
Topografía	
% Cobertura de copa	
Altura de copa	
Cobertura dominante	
Tipo de sotobosque	

Croquis del sitio



Fotos

Dirección	ID
N	
S	
E	
O	

Evidencia/amenazas:

Anexo 6. Costos de buenas prácticas por hectárea

Actividad de inversión estratégica	Subactividad o tipo	Costo/Ha (US\$)	Observaciones
Reforestación	Producción de plantas (vivero)	-	El costo de las plantas y preparación de terreno están incluidos en la actividad de plantación
	Preparación del terreno	-	
	Transporte de plantas	20.12	
	Plantación	261.98	
	Replantación	237.47	
	Mantenimiento	132.89	
	Subtotal/ha	652.47	
Producción de abonos orgánicos	Composteras	167.16	
	Subtotal/ha	167.16	
Prácticas de conservación de suelo y agua	Barreras vivas	152.46	Estas subactividades son posibles de combinar en el mismo espacio
	Barreras muertas	344.14	
	Arrope del suelo	45.60	
	Cajuelas	170.12	
	Canal de desviación	203.58	
	Subtotal/ha	915.90	
Buenas prácticas agrícolas	Control de malezas manual o mecanizado	129.46	
	Sistemas de riego y uso eficiente del agua	3,963.19	
	Subtotal/ha	4,092.64	
Sistema silvopastoril	Pastos mejorados	315.77	Es una sumatoria de todas las subactividades considerando un nivel de resiliencia al cambio climático
	Forraje de corte con sistema de riego	1,546.93	
	Arboles	635.97	
	División y manejo de potreros	258.88	
	Cercas vivas	119.80	
	Bancos de proteínas	72.12	
	Abrevaderos	64.69	
	Lagunas o reservorios	765.98	
	Subtotal/ha	3,780.15	
Sistema agroforestal	Reforestación de árboles frutales, nueces y maderables con cultivos perennes y semiperennes	1,308.81	Incluye producción de plantas labores de plantación y mantenimiento
	Subtotal/ha	1,308.81	
Tratamiento de aguas residuales	Biodigestor	204.28	Esta actividad es un promedio del costo de las dos subactividades
	Tanque séptico+ Humedal	10,681.10	
	Subtotal/ha	5,442.69	

Educación Ambiental	Giras	89.38	Es una sumatoria de todos los tipos de actividades
	Cursos	86.27	
	Campamentos	34.16	
	Subtotal/ha	209.81	
Regeneración natural	Costos de oportunidad	628.41	Se hizo en base al promedio del costo de oportunidad de tres usos. Café, ganado y macadamia
	Subtotal/ha	628.41	
Protección de bosque	Monitoreo de plagas y enfermedades	211.15	Es una sumatoria de todos los tipos de actividades
	Control de plagas y enfermedades	49.27	
	Aprovechamiento regulado	105.90	
	Prevención y control de incendios forestales	67.01	
	Preservación de bosques de protección	540.83	
	Subtotal/ha	974.16	