

# **Aportes de los SIG para la gestión de cuencas hidrográficas**

**Estudio de caso de la cuenca del embalse Maggiolo, Minas (Lavalleja)**

**Tesis de grado  
Profundización en Ordenamiento Territorial  
Licenciatura en Gestión Ambiental**

**Autor: William Pérez Brum**

**Orientadores: Hugo Inda y Mariana Meerhoff**

**Centro Universitario Regional del Este - Universidad de la República**

**13/10/2023**

## Contenido

Resumen .....	1
Abstract.....	3
Introducción.....	5
La cuenca hidrográfica como unidad de gestión.....	7
SIG y teledetección para el análisis ambiental .....	8
Fuentes de agua en el Uruguay: estado de situación y gestión .....	10
Objetivos.....	12
Objetivo general.....	12
Objetivos específicos .....	12
Materiales y métodos.....	13
Área de estudio .....	13
Metodología objetivo específico 1 .....	14
Clasificación de usos del suelo.....	14
Validación de cobertura .....	16
Comparativa de clasificaciones .....	17
Metodología objetivo específico 2.....	19
Metodología objetivo específico 3.....	24
Resultados.....	25
Resultado objetivo específico 1 .....	25
Validación de la cobertura.....	27
Comparativa de clasificaciones .....	28

Resultado objetivo específico 2 .....	30
Resultado objetivo específico 3 .....	34
Discusión y conclusiones.....	37
Recomendaciones para la gestión de la cuenca del Embalse Maggiolo .....	41
Perspectivas a futuro .....	45
Bibliografía.....	47
Anexo.....	56
Fundamentos básicos de teledetección .....	56
Radiación electromagnética .....	58
Regiones del espectro electromagnético .....	59
Firmas espectrales .....	61
Resolución de los sensores .....	62
Características de Sentinel 2 .....	63
Niveles de procesamiento de productos Sentinel 2A .....	65
Bibliografía de anexo.....	67

## Resumen

A nivel internacional y en nuestro país, los recursos hídricos enfrentan un acelerado deterioro como resultado de la intensificación de los usos antrópicos en las cuencas de drenaje. Para contribuir a entender estos procesos, el conocimiento del espacio geográfico resulta de gran importancia ya que permite comprender el entorno estudiado y contar con información de calidad para lograr un correcto ordenamiento territorial que permita la conservación y prevea la gestión de los recursos naturales.

En este contexto, por medio de un análisis de teledetección en la plataforma de análisis geoespacial Google Earth Engine, se realizaron estudios de cobertura y usos del suelo, y de la erosión hídrica en la cuenca del Embalse Maggiolo (Minas, Lavalleja, Uruguay) para el periodo 2021 - 2022, además de otros análisis como el control de la erosión ejercido por la cobertura y usos del suelo. Estos resultados se vincularon por medio de un análisis multicriterio que incorpora la distancia euclidiana a los cursos de agua como factor, para identificar las zonas que por su ubicación o distancia hacia la red hídrica, puedan ser más relevantes o puedan impactar más rápidamente en la calidad del agua en la cuenca.

Los resultados principales fueron la detección de nueve categorías de usos del suelo, de las cuales el uso predominante fue el campo natural con 70%, seguido por la plantación forestal con 12.5% y el bosque nativo con 11.7% de la superficie de la cuenca. En cuanto a la erosión hídrica, los valores de la media (4,29 *ton/ha/año*) fueron considerados bajos en comparación con la bibliografía consultada, al igual que los valores de control de la erosión (238,61 *ton/ha/año*).

Dichos análisis permitieron mostrar un conjunto de herramientas de gran utilidad para identificar de forma eficiente diferentes usos del suelo y relacionarlos con procesos vinculados a la erosión y a la proximidad a los cursos de agua. Además, los resultados también permitieron dar un paso más en el conocimiento sobre la cuenca e hizo posible generar un conjunto de

recomendaciones sobre el monitoreo de los usos del suelo en la cuenca, y en particular en las zonas más afectadas por la erosión o por la presencia de usos con impactos negativos como, por ejemplo, áreas forestales que rodean el embalse o zonas de campo natural cercanas a los cursos de agua que presentan algún grado de erosión.

Palabras clave: SIG, Teledetección, Gestión de Cuencas, Ordenamiento Territorial.

## Abstract

At the international level and in our country, water resources face an accelerated deterioration as a result of the intensification of anthropic uses in drainage basins. To contribute to understanding these processes, knowledge of the geographical space is of great importance since it allows understanding the environment studied and having quality information to achieve a correct territorial ordering that allows the conservation and foresees the management of natural resources.

In this context, through a remote sensing analysis in the geospatial analysis platform Google Earth Engine, studies of land cover and land use, and water erosion in the Maggiolo Reservoir basin (Minas, Lavalleja, Uruguay) were carried out for the period 2021 - 2022, in addition to other analyzes such as erosion control exercised by land cover and land uses. These results were linked through a multicriteria analysis that incorporates the Euclidean distance to the watercourses as a factor, to identify the areas that, due to their location or distance to the water network, may be more relevant or can impact more quickly on the quality of water in the basin. The main results were the detection of nine categories of land uses, of which the predominant use was the natural field with 70%, followed by forest plantation with 12.5% and native forest with 11.7% of the basin area. Regarding water erosion, the mean values ( $4.29 \text{ ton/ha/year}$ ) were considered low compared to the literature consulted, as were the erosion control values ( $238.61 \text{ ton/ha/year}$ ).

These analyses allowed to show a set of very useful tools to efficiently identify different land uses and relate them to processes linked to erosion and proximity to water courses. In addition, the results also allowed to take a further step in the knowledge about the basin and made it possible to generate a set of recommendations on the monitoring of land uses in the basin, and in particular in the areas most affected by erosion or by the presence of uses with negative

impacts such as, for example, forest areas surrounding the reservoir or areas of natural countryside near watercourses that present some degree of erosion.

Keywords: GIS, Remote Sensing, Watershed Management, Territorial Planning.

## Introducción

En todo el mundo, los ecosistemas de agua dulce están experimentando un acelerado deterioro como consecuencia de la combinación de procesos naturales y de diversas actividades antrópicas como la intensificación de usos del suelo por la agricultura, ganadería, forestación, urbanización, la construcción de embalses y de otras infraestructuras en zonas cercanas a cuerpos de agua dulce (Carpenter et al., 1998; Allan, 2004; Dudgeon et al., 2006; Grill et al., 2019). En este contexto, entre los principales problemas que afectan la calidad del agua dulce se encuentra la eutrofización, un proceso que ocurre de forma natural pero que suele acelerarse por el impacto de las actividades antrópicas generando que se acumule un exceso de nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, en el agua (Carpenter et al., 1998; Smith et al., 1999). Esto favorece a la proliferación de algas y otras especies vegetales, y genera una reducción en la disponibilidad de oxígeno en el agua y por consiguiente una disminución en la calidad del hábitat para los organismos acuáticos (Carpenter et al., 1998; Smith et al., 1999; Dodds y Whiles, 2019).

Los ecosistemas de agua dulce también se ven afectados por procesos de colmatación, que se producen cuando los sedimentos y otros materiales presentes en la cuenca de drenaje, son arrastrados principalmente por escorrentía y se acumulan en el fondo de los cuerpos de agua, reduciendo su capacidad de almacenamiento y generando problemáticas como la pérdida de biodiversidad, alteración de los ciclos biogeoquímicos y la alteración de la dinámica fluvial (Ongley, 1997; Kondolf et al., 2014).

Los cuerpos de agua también están expuestos a la contaminación por efluentes agrícolas e industriales, como pesticidas, herbicidas, metales pesados y desechos tóxicos, entre otros (Breida et al., 2019; Rad et al., 2022).



Además de estos factores, según la *Environmental Protection Agency* (2023) el cambio climático también está teniendo un efecto significativo en la calidad de los ecosistemas de agua dulce. La alteración en los patrones de precipitaciones puede generar mayor escorrentía de sedimentos, nutrientes, patógenos y otras sustancias hacia los cuerpos de agua (Xia et al., 2014; EPA, 2023). A su vez los aumentos en la disponibilidad de nutrientes presentes en los cuerpos de agua, asociados a un aumento de la temperatura del agua, también hacen posible la proliferación de algas nocivas que perjudican todo el ecosistema y dificultan la extracción de agua para potabilizar (Whitehead et al., 2009; EPA, 2023). Por otro lado, el cambio climático también amenaza estos ecosistemas al aumentar la salinidad de los cuerpos de agua superficiales y subterráneas a través de la intrusión de agua salada como resultado del aumento del nivel del mar y de las sequías que pueden permitir el avance del agua salada río arriba y también pueden afectar estuarios, humedales y acuíferos (Urama y Ozor, 2010; EPA, 2023). El aumento en la concentración de salinidad también puede deberse a un incremento en la evapotranspiración y a la reducción del caudal de los cursos de agua, como resultado de la sequía, ya sea producto de factores climáticos o actividades humanas como la extracción excesiva de agua para consumo (Crowther y Hynes, 1977; Cañedo-Argüelles et al., 2013; Mosley, 2015). Esto implica una menor capacidad de los sistemas acuáticos para la disolución de sales en el agua, lo que podría traducirse en una mayor concentración de salinidad, lo cual a su vez puede afectar los suministros de agua dulce (en cantidad y calidad) y dañar especies vegetales y animales de agua dulce (Crowther y Hynes, 1977; EPA, 2023).

Para entender estas problemáticas y contribuir a la mejor gestión de los bienes naturales, es vital la selección de un marco de acción espacial. En este sentido, es considerable la importancia que ha adquirido a nivel internacional la elección de la cuenca hidrográfica superficial como unidad básica para la realización de estudios ambientales y de calidad de agua, debido a las ventajas que presenta para entender los procesos ecosistémicos, por medio del

estudio de los ciclos biogeoquímicos (Bormann y Likens, 1967; González, 1995; Pérez y Le Blas, 2004), el ciclo hidrológico, y otros procesos. Además, la cuenca presenta una base para planificar el ordenamiento y sostenibilidad de los recursos naturales, ya que por sus límites bien definidos permite identificar las potencialidades y limitaciones de sus recursos en beneficio de la población (Suárez et al., 2008).

## La cuenca hidrográfica como unidad de gestión

La cuenca hidrográfica se reconoce en el artículo 47 de la Constitución de la República como la unidad básica para la gestión sustentable de los recursos hídricos (IMPO, 2022). Es definida desde el punto de vista hidrológico como un área geográfica natural o unidad de territorio delimitada por la topografía a partir de las divisorias de aguas, la cual capta las precipitaciones y drena el agua de escorrentía hacia un curso de agua o reservorio principal (Achkar et al., 2004; Wang et al., 2016). Desde una perspectiva sistémica, también es considerada como un sistema complejo y abierto, en el cual ocurre el ciclo hidrológico y donde interactúan diferentes componentes socio-ambientales permeados por ciclos y procesos de diferentes escala temporal y espacial (Vásquez et al., 2016). La cuenca hidrográfica, como unidad geográfica natural, posee varias características: su carácter de independencia relativa por sus límites naturales bien definidos por la topografía y su dinámica funcional integrada, dada principalmente por los intercambios de materia y energía vinculados al clima y al ciclo hidrológico (González, 1995). En una cuenca interactúan una serie de sistemas socio-ambientales cuyo grado de complejidad aumenta frecuentemente con su tamaño (Ordoñez Gálvez, 2011).

Para comprender la cuenca como sistema complejo es esencial comprender la interrelación entre las dimensiones mencionadas anteriormente. Debido a este nivel de complejidad surge la necesidad de una gestión integral de las cuencas, que implica tener en cuenta los vínculos que existen entre el entorno biofísico y las dinámicas sociales, política, economía y valores

culturales que la integran (Tennyson, 2003; Achkar et al., 2004). También conlleva considerar los niveles de coordinación que priman en las relaciones entre instituciones del Estado, el sector privado, la sociedad civil organizada, los gobiernos locales y la ciudadanía en general que habita o influye en ese territorio (Achkar et al., 2004; Ulibarri & Escobedo Garcia, 2020).

En el diagnóstico del estado de una cuenca se hace énfasis principalmente en cuatro componentes que luego pueden ser traducidos en información geográfica, estos son: el componente biofísico, el socio-económico, los aspectos tecnológicos y productivos, y el componente institucional y legal (Ordoñez Gálvez, 2011; Wang et al., 2016).

En este contexto, es de suma importancia tomar en cuenta el rol preponderante de las nuevas tecnologías y en concreto los Sistemas de Información Geográfica (en adelante SIG) para el análisis espacial en las etapas de elaboración e implementación de los instrumentos de ordenamiento territorial.

## SIG y teledetección para el análisis ambiental

La información sobre la cobertura y los usos del suelo son de gran importancia para los tomadores de decisiones en materia de gestión y ordenamiento territorial (Jamali, 2021).

El desarrollo y/o los avances de las tecnologías de aplicación geográfica, tales como la cartografía analítica, los SIG, la teledetección o la fotogrametría digital, han supuesto un gran avance en los métodos para el análisis y la gestión del territorio, así como en la producción de cartografía (Hernández Morcillo et al., 2006). A modo de ejemplo, en el caso de las áreas destinadas a la conservación de los recursos naturales, como las reservas biológicas, áreas naturales protegidas u otras figuras similares, los análisis con sistemas de información geográfica permiten relevar y analizar el espacio con distintos niveles de aproximación y detalle (García Gil, 1995).

Estos estudios requieren cada vez más herramientas informáticas sofisticadas, y en este sentido los avances tecnológicos de las últimas décadas han generado cambios en las metodologías

para el estudio de las Ciencias de la Tierra y de disciplinas afines (Domínguez Chávez, 2013; Montero Palacios y Sardi Barzallo, 2017). Entre estos, se destacan los SIG, los cuales han ido evolucionando como bases de datos geográficos que se encuentran directamente vinculados al desarrollo de las tecnologías de la información. Por lo tanto, con estos avances tecnológicos ha sido posible un aumento de la oferta y las prestaciones ofrecidas en los *softwares* para el análisis y gestión de datos espaciales (Del Río y Fernández, 2011).

Estas nuevas tecnologías de información geográfica permiten el desarrollo e implementación de técnicas de análisis y diagnóstico para la realización de estudios y planes de ordenamiento a distintas escalas territoriales y administrativas, como por ejemplo la clasificación de imágenes para elaboración de coberturas de usos del suelo, construcción de índices de vegetación, etc. (Conesa García et al., 2004). Las mismas están destinadas al estudio espacio-temporal de un lugar geográfico determinado y ofrecen diversas opciones en cuanto al tratamiento de datos e información geográfica para un análisis del medio ambiente (Conesa García et al., 2004).

La teledetección representa a menudo una opción menos costosa y más eficaz para la producción de datos en términos del tiempo implicado para cubrir grandes áreas geográficas, en comparación con los métodos convencionales de mapeo y relevamiento sobre el terreno (Ozesmi y Bauer, 2002). Los sensores montados en satélites capturan datos pasando sobre una situación geográfica dada a intervalos regulares, lo cual permite el monitoreo de los cambios en las coberturas del suelo durante distintos períodos de tiempo, por ejemplo, estacionales o anuales. Estos satélites con fines de observación terrestre han sido probados y utilizados para la identificación y mapeo de coberturas vegetales y para la investigación relacionada con la misma (Jensen y Cowen, 1999; Topaloğlu et al., 2016; Nguyen et al., 2020). Los datos proporcionados de diferentes resoluciones han hecho posible un aumento considerable en la precisión de las observaciones del territorio con respecto a los métodos tradicionales de inventario en campo (Nguyen et al., 2020; Ozesmi y Bauer, 2002).

Cada sensor tiene ventajas y limitaciones vinculadas con sus resoluciones: espacial, temporal, radiométrica, espectral (ver Anexo para ampliar información sobre los fundamentos básicos de teledetección). Estas limitaciones se han ido subsanando con la evolución de otras tecnologías de monitoreo, como el desarrollo de las aeronaves autónomas de tamaño variable (drones). Los drones pueden incorporar diferentes sensores y permiten el análisis y monitoreo de un área determinada de forma rápida, en el momento en que sea necesario tomar los datos y con una mejor resolución con respecto a imágenes provenientes de sensores montados en satélites (Méndez et al., 2014; Smith, 2015).

Las mejoras de estas tecnologías han hecho posible, entre otros, el monitoreo de las fuentes de agua dulce superficiales que se encuentran sometidas a procesos de cambio natural como, por ejemplo: ingreso desde la cuenca de material particulado y disuelto de origen natural (como materia orgánica, detritus, organismos, etc.) y de origen antrópico como, por ejemplo: descargas de aguas residuales domésticas, escorrentía agrícola-ganadera, efluentes de procesos industriales, entre otros (Cruz et al., 2009).

Por consiguiente, considerando la importancia de los recursos de agua dulce, estas herramientas permiten un monitoreo de las cuencas hidrográficas, minimizando costos operativos y abarcando espacios geográficos acordes a la escala de los potenciales problemas.

## Fuentes de agua en el Uruguay: estado de situación y gestión

En la actualidad, los recursos hídricos del país enfrentan un deterioro de su calidad, causado principalmente por la intensificación de actividades antrópicas que generan procesos de eutrofización acelerados o contribuyen significativamente a trascender los umbrales tolerados naturalmente por el sistema para mantener su funcionamiento (Bonilla et al., 2015; Goyenola et al., 2015; Kruk et al., 2023). Dentro de esas actividades destacan la agricultura, la ganadería intensiva, efluentes industriales, vertidos urbanos, entre otras, que pueden propiciar un rápido enriquecimiento de nutrientes, sobre todo de nitrógeno y fósforo (Bonilla et al., 2015; Goyenola et al., 2015), además de otros compuestos de distinto origen y con variados efectos negativos sobre la biota y el funcionamiento de los ecosistemas (Ernst et al., 2018; Griffiero et al., 2018).

En este contexto, la problemática ha tomado gran relevancia para algunas instituciones (OSE, Ministerio de Ambiente, intendencias departamentales, entre otras) que llevan adelante iniciativas de monitoreo sobre la calidad de los cuerpos de agua, ya sea con fines recreativos o para el abastecimiento de agua bruta para potabilización (Bonilla et al., 2015). En particular se destaca un especial interés por la preservación de los cuerpos de aguas quietas (embalses artificiales y lagos naturales) para su uso como fuente de abastecimiento para su posterior potabilización, y los distintos impactos que puedan tener las actividades antrópicas desarrolladas en sus cuencas (Meerhoff et al., 2019). Entre estos cuerpos de agua, la cuenca del Río Santa Lucía es de importancia estratégica, ya que es la principal fuente de abastecimiento de agua para potabilizar de todo Uruguay, proporciona agua potable a más de un 60% de la población del país (Achkar et al., 2012). El presente trabajo se centrará en una subcuenca del Río Santa Lucía cuya área de estudio es la cuenca del embalse del arroyo San Francisco formado por la represa “Ing. Carlos Maggiolo” que también es de especial importancia estratégica para OSE ya que se utiliza como fuente para abastecer de agua potable a la ciudad de Minas.

## Objetivos

### Objetivo general

Actualizar la información geográfica en la cuenca del Embalse Maggiolo (Minas, Lavalleja), por medio de metodologías SIG, y evaluar la relevancia de estos métodos para el ordenamiento territorial y la toma de decisiones en la gestión de la cuenca.

### Objetivos específicos

1. Elaborar la cobertura de usos del suelo del año 2021-2022 en dicha cuenca con el fin de sentar las bases para futuros monitoreos.
2. Identificar zonas susceptibles a la erosión hídrica para el año 2021-2022 y analizar su proximidad a los cursos de agua.
3. Identificar el efecto potencial de la cobertura de usos del suelo en el control de la erosión.

# Materiales y métodos

## Área de estudio

La cuenca del Embalse Maggiolo en Arroyo San Francisco (Fig. 1) se encuentra ubicada en la región este del país (entre el departamento de Lavalleja y Maldonado) y es una subcuenca del Río Santa Lucía. Presenta una superficie de 14041 *has* (hectáreas) y la longitud de su curso principal es de 27.88 *km*. En la misma se desempeñan actividades como la forestación, la ganadería extensiva y la minería, debido a las características geológicas favorables para dicha actividad. Además, hay algunos emprendimientos agrícolas como cultivos de olivos (Buscarons et al., 2013), así como algunos emprendimientos turísticos (como el Parque de Vacaciones UTE-ANTEL, entre otros).

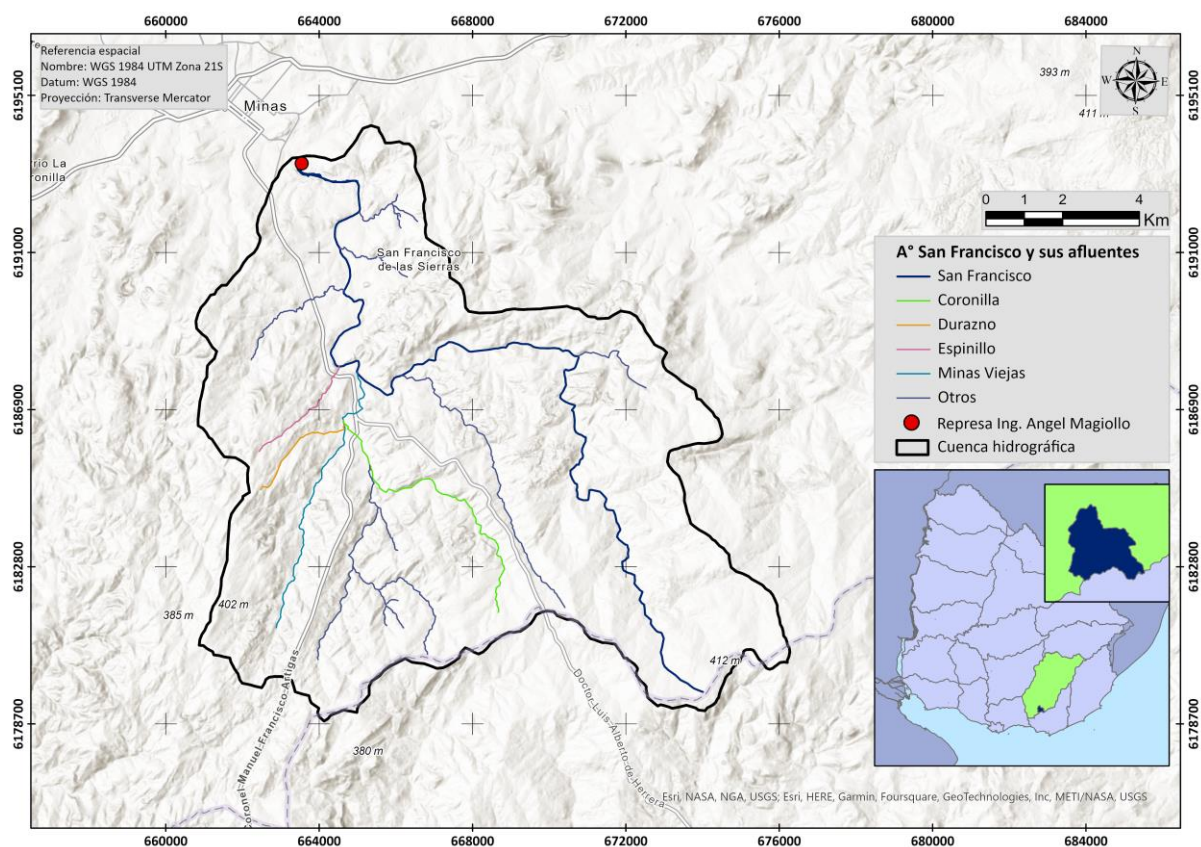


Fig. 1: Ubicación de la cuenca del embalse Maggiolo con sus principales cursos de agua (Minas, Uruguay). Elaboración Propia.



## Metodología objetivo específico 1

### Clasificación de usos del suelo

Para la elaboración de la cobertura de usos del suelo se siguieron los siguientes pasos:

1. Se tomaron 847 puntos de muestreo definidos de forma aleatoria, 678 de ellos fueron obtenidos en dos salidas de campo (en Julio del año 2021 y Enero del 2022), en las cuales se marcaron puntos con GPS y se registraron las nueve categorías de usos del suelo presentes. Los puntos restantes (169) se tomaron por medio de fotointerpretación utilizando imágenes de alta resolución de Google Earth.
2. Se dividieron las muestras en dos conjuntos de datos de forma aleatoria, uno de capacitación (70 %) que tienen por finalidad entrenar al modelo para que distinga que es cada uso en las imágenes, y el otro de validación (30 %) (e.g. Jamali, 2021).
3. Se seleccionaron imágenes Sentinel 2A (Nivel 2A) por medio de la plataforma Google Earth Engine (ver Anexo para ampliar más sobre las características de Sentinel 2A).

Los criterios que se tuvieron en cuenta fueron los siguientes:

- a) Las imágenes debían cubrir la superficie de la cuenca tomada como área de estudio.
  - b) Debían ser imágenes del 2021 al 2022, y que cubrieran las cuatro estaciones del año para tener en cuenta cambios temporales en la cobertura y/o las variaciones fenológicas de la vegetación con el cambio de estación (e.g. Zhou et al., 2022).
  - c) La cobertura de nubes en esas imágenes se estableció que fuera inferior al 10%, de forma de evitar la pérdida de información y poder mapear correctamente la cobertura/usos del suelo (Jensen, 2014).
4. Para lograr la posterior clasificación, por medio de la plataforma de análisis geoespacial Google Earth Engine, se calculó una mediana de los valores de reflectancia de estas

imágenes y también se incorporó el índice NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) y un mapa de pendientes, como insumos para que, en base a los puntos de muestreo, el algoritmo tuviera más información para clasificar cada cobertura/uso del suelo (e.g. Zeferino et al., 2020).

5. Se definieron nueve clases de cobertura y/o usos del suelo en base a los puntos de muestreo tomados anteriormente (Tabla 1).

Tabla 1: Categorías de coberturas/usos del suelo usadas para la clasificación. Basadas en el Atlas de coberturas de usos del suelo del año 2015 elaborado por Álvarez et al (2015).

ID	Categorías de usos del suelo	Descripción
1	Plantación forestal	Plantación de eucaliptus y pinos con fines de explotación para madera u otros productos, para abrigo o sombra para el ganado.
2	Bosque nativo	Vegetación dominada por árboles y otras formas vegetales nativas.
3	Campo natural	Vegetación herbácea conformada principalmente por gramíneas con presencia de plantas leñosas (menor al 15%).
4	Equipamiento urbano	Zonas pobladas con construcciones artificiales de superficie total o parcialmente impermeables, como ser edificaciones, caminería, áreas industriales, deportivas, etc.
5	Agricultura	Cultivos herbáceos con riego o seco. Por motivos prácticos también se incorporaron cultivos frutícolas como las plantaciones de olivos.
6	Minería	Sitios de extracción de recursos minerales donde la cobertura de la tierra, roca o materiales áridos son removidos, como por ejemplo canteras y areneras.
7	Suelo desnudo	Superficies expuestas que pueden estar asociadas a prácticas de origen antrópico o procesos naturales. Ejemplos: Afloramientos rocosos, arena, zanjas o zonas descubiertas por la erosión y/o prácticas inadecuadas.
8	Humedales	Áreas que permanecen inundadas de forma permanente o intermitentes, con pendiente baja o nula.
9	Cuerpos de agua	Reúne a todos los cuerpos de agua naturales y artificiales.

6. A continuación, se elaboró la cobertura de usos del suelo por medio de Google Earth Engine y el lenguaje de programación JavaScript, utilizando el algoritmo de clasificación supervisada *Random Forest* (Breiman, 2001).

## Validación de cobertura

Para validar la clasificación de la cobertura y usos del suelo se construyó una matriz de confusión o de error, la cual es una herramienta que permite evaluar la precisión de los mapas de cobertura y usos del suelo producidos por medio de imágenes satelitales o aéreas (Congalton y Green, 2008). La matriz compara los datos de validación (es decir, en este caso, el 30% de los puntos de muestreo seleccionados de forma aleatoria) con las categorías de cobertura y usos del suelo predichas (es decir, el mapa de clasificación).

A partir de este método se obtuvo la precisión general de la clasificación, la cual se calcula como la proporción de píxeles correctamente clasificados con respecto al total, como se ilustra en la siguiente fórmula (Congalton y Green, 2008):

$$\text{Precisión general} = \frac{\sum_{i=1}^k nii}{n}$$

nii: son los valores verdaderos positivos o píxeles clasificados correctamente

n: es el total de puntos de muestreo o de referencia utilizados para la validación

Con el fin de complementar esta medida de precisión basada en la matriz de confusión, también se calculó el índice Kappa o el error cuadrático, que tienen en cuenta la frecuencia de las categorías en los datos de referencia (Congalton y Green, 2008). El índice Kappa toma valores entre -1 y 1, donde valores cercanos a 1 indican un alto grado de concordancia entre las dos clasificaciones, mientras que valores cercanos a -1 indican un bajo grado de concordancia. Valores cercanos a 0 indican una concordancia aleatoria (Congalton y Green, 2008).

La fórmula para calcular el índice según Congalton y Green (2008) es:

$$Kappa = \frac{n \sum_{i=1}^k nii - \sum_{i=1}^k (ni +) * (n + i)}{n^2 - \sum_{i=1}^k (ni +) * (n + i)}$$

Donde:

$n$ : es el total de puntos de muestreo o de referencia utilizados para la validación

$n_{ii}$ : son los valores verdaderos positivos o píxeles clasificados correctamente

$n_{i+}$ : es el total de predicciones obtenida para cada clase

$n_{+i}$ : es el total de puntos o datos de referencia de cada clase.

## Comparativa de clasificaciones

Luego de validar la clasificación se procedió a compararla con otros productos similares realizados para todo el país y disponibles en sitios gubernamentales de los Geoservicios del Ministerio de Ambiente (MA, 2023) y el Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP, 2021). El criterio para seleccionar estas capas fue que fueran lo más actuales posibles, como en el caso de la cobertura del MGAP (elaborada a partir de imágenes satelitales del 2020-2021) y el caso de la cobertura del MA (elaborada con imágenes 2021-2022), o que la cobertura fuera utilizada para algún antecedente de este trabajo, como lo es la capa del MVOTMA (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, actualmente dividido en el Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial, y el Ministerio de Ambiente) elaborada para el año 2015 y utilizada en Meerhoff et al (2019).

Para lograr dicha comparación se recortó cada capa con la cuenca por medio del software QGIS y se reclasificaron las clases originales de cada cobertura de usos del suelo, de forma de compatibilizarlas con este trabajo (Tabla 2).

Tabla 2: La tabla muestra la equivalencia tomada entre las clases de cada cobertura de usos del suelo para poder compararlas. La primera columna "Clases objetivo" hace referencia a las clases mapeadas en este trabajo, mientras que las siguientes columnas indican que clases de las coberturas se reclasificaron para poder llegar a una equivalencia entre clases. Los valores N/D (No Data) indican que no se pudo encontrar una clase equivalente en la cobertura ya fuera porque no fue mapeado nada similar o porque se agrupa con otras categorías e imposibilitan la comparación y/o equivalencia.

Clases objetivo	Clases originales		
	MGAP (2021)	MVOTMA (2015)	MA (2022)
Forestación	Bosque Plantado año 2021	Plantación Forestal	Plantación forestal
Bosque nativo	Bosque Nativo	Monte Nativo	Monte nativo
Campo natural	Arbustos; Campo Natural; Campo Natural regenerado	Herbáceo Natural; Arbustos	Campo natural
Equipamiento urbano	Zonas Urbanas	Equipamiento Urbano; Áreas Urbanas Dispersas	N/D
Agricultura	Agricultura de secano, verano; Olivares; Rastrojos de cultivos cereal de invierno	Cultivos > 4-5 ha; Cultivos Regados y de Secano < 4-5 ha	Agricultura
Minería	Canteras, minas a cielo abierto	Canteras, Areneras, Minas a Cielo Abierto	N/D
Suelo desnudo	N/D	Áreas Desnudas	N/D
Humedales	N/D	Área Natural inundable	Humedales
Cuerpos de agua	Aguas naturales; Aguas artificiales	Aguas naturales; Aguas artificiales	Agua

## Metodología objetivo específico 2

Con el fin de analizar las zonas de la cuenca con mayor riesgo de erosión hídrica se utilizó la ecuación universal de pérdida del suelo USLE/RUSLE, que permite predecir una tasa de erosión promedio del suelo a partir de distintas variables, como los patrones de lluvia, la composición del suelo, la topografía y la cobertura y usos del suelo (Wischmeier y Smith, 1978). La función que describe este proceso se expresa con la siguiente ecuación:

$$A = R * K * LS * C * P$$

Donde:

A: es el promedio anual de pérdida de suelo (medido en *ton/ha/año*).

R: Factor de erosividad de la lluvia (medido en *MJ\*mm/ha\*h\*año*).

K: Factor de erodabilidad del suelo (medido en *ton/ha/h\*MJ/mm*).

LS: Factor topográfico (sin unidades).

C: Factor de cobertura/usos del suelo (sin unidades).

P: Factor de prácticas de manejo (sin unidades).

Los componentes de esta ecuación fueron calculados por medio de Google Earth Engine con el lenguaje de programación JavaScript, según los parámetros y fórmulas que se describen a continuación:

### 1. Factor de erosividad de la lluvia (R)

Este factor muestra el efecto que tiene la lluvia sobre la erosión del suelo y para su cálculo se requiere datos de precipitación detallados y continuos en el tiempo (Wischmeier y Smith, 1978). En este caso se extrajeron los datos para la cuenca de una fuente de datos globales con una resolución de 1 km, elaborada por Brocca y otros (2019), donde se puede ver la distribución de las precipitaciones en cada uno de los

píxeles presentes en la cuenca. Con estos datos se aplicó la ecuación según Wischmeier y Smith (1978):

$$R = 1.735 * 10^{(1.5 * \log(\frac{Pm^2}{Pa}) - 0.08188)}$$

Donde:

R: factor de erosividad de lluvias en  $MJ*mm/ha*h*año$

Pm: precipitación mensual en mm

Pa: precipitación anual en mm

## 2. Factor de erodabilidad (K)

Este factor muestra la susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica según sus propiedades físico-químicas y su composición (Yali, 2018). El resultado de este factor puede variar entre 0 y 1, donde 0 hace referencia a suelos con baja susceptibilidad a la erosión hídrica y el 1 indica por el contrario suelos muy susceptibles a la erosión (Yali, 2018). Los datos también fueron obtenidos de fuentes de datos globales, generados a partir de predicciones basadas en *machine learning* a partir de la compilación de muestras y perfiles de suelo de todo el mundo. En este caso la resolución de los datos es de 250 m (Hengl et al., 2017; Hengl, 2018; Hengl y Wheeler, 2018).

La ecuación aplicada para este caso fue la de Williams (como se citó en Yali, 2018):

$$K = [0.2 + 0.3 * \exp(-0.0256 * SAN * (1 - \frac{SIL}{100}))] * [1 - \frac{(0.25 * CLA)}{(CLA + \exp(3.72 - 2.95 * CLA))}]$$

Donde:

SAN: porcentaje de arena

SIL: porcentaje de limo

CLA: porcentaje de arcilla

### 3. Factor topográfico (LS)

Este factor está compuesto por dos factores estrechamente ligados: el factor de la longitud de pendiente (L) y el factor de pendiente (S). El aumento de la longitud de la pendiente genera un aumento en la erosión a causa de la acumulación de agua de escorrentía, mientras que el aumento del factor de inclinación de la pendiente genera un aumento de la erosión a causa del aumento de la velocidad de la escorrentía (Khassaf y Rammahi, 2018).

La fuente de datos para este factor fue el modelo digital de terreno (MDT) generado por IDEuy (2019) a partir de un vuelo fotogramétrico realizado en el año 2017-2018. Este MDT cuenta con una resolución de 2.5 metros para el área de estudio. Con estos datos se procedió a calcular la pendiente con Google Earth Engine y la acumulación de flujo con herramientas de análisis hidrológico de ArcGis pro (Esri, 2022).

Con esos insumos se aplicó la ecuación según Wischmeier y Smith (1978):

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^m * (0.065 + 0.045S + 0.0065S^2)$$

Donde:

LS: Factor topográfico

S: Pendiente en grados

$\lambda$ : Se calculó según la fórmula de Bolton et al. (como se citó en Barral, 2017)

$$\lambda = \left(\frac{\text{Acumulación de flujo} * \text{tamaño del píxel}}{3.1416}\right)^{0.5}$$

m: toma diferentes valores dependiendo de la pendiente (Tabla 3)

Tabla 3: Valores de "m" según la pendiente según Wischmeier y Smith (1978).

Pendiente	Valores de m
mayor a 5%	0.5
entre 3.5% y 4.5%	0.4
entre 1% y 3%	0.3
menores a 1%	0.2



#### 4. Factor de la cobertura vegetal (C)

Este factor representa la capacidad de la cobertura y usos del suelo para frenar la erosión frente a períodos lluviosos, evitando los procesos de desprendimiento y arrastre del suelo que se darían normalmente en superficies sin cobertura vegetal (Castro Mendoza, 2013).

Para determinar los valores de “C”, se realizó una reclasificación de la cobertura de usos del suelo elaborada anteriormente en base a valores típicos relevados en la bibliografía (Tabla 4).

Tabla 4: Valores para el factor C. Basados en Carrasco-Letelier y Beretta-Blanco (2017).

ID	Categorías de usos del suelo	Factor C
1	Plantación forestal	0.006
2	Bosque nativo	0.006
3	Campo natural	0.02
4	Equipamiento urbano	0
5	Agricultura	0.0954
6	Minería	0
7	Suelo desnudo	0.155
8	Humedales	0.007
9	Cuerpos de agua	0

#### 5. Factor de prácticas de control de erosión (P)

Este factor representa el efecto que tienen las prácticas de manejo sobre la proporción de pérdida de suelo en relación con la pendiente: a mayores valores de (P), más efectiva será la práctica de conservación (Wischmeier y Smith, 1978). Dada la falta de datos sobre las prácticas de conservación en la cuenca, en este caso se tomó un valor 1 para este factor.

A continuación, luego de calcular todos los factores se procedió al cálculo final de la ecuación de pérdida del suelo.

Por último, se tomó el resultado y se reclasificó según los rangos indicados en la siguiente tabla (Tabla 5).

Tabla 5: Valores según los cuales se realizó la clasificación del mapa de erosión. En base a Castro Mendoza (2013).

<b>Erosión</b>	<b>Rango (ton/ha/año)</b>
Baja o nula	Menor a 10
Ligera	10 a 50
Fuerte	50 a 200
Severa	Mayor a 200

Para analizar las zonas erosionadas en relación con los usos del suelo y la distancia a los cursos de agua, se realizó un análisis multicriterio tomando como datos de entrada los siguientes insumos y parámetros:

1. Capa de erosión hídrica del suelo obtenida anteriormente.
2. Capa de distancia euclidiana a los principales cursos de agua de la cuenca: Arroyo San Francisco, Durazno, Espinillo, Minas Viejas y otros cuyo nombre no fue identificado (Fig. 6), elaborada a partir del MDT generado por IDEuy (2019) y los polígonos de cursos de agua digitalizados por el IDEuy (2019) y complementados con fotointerpretación de imágenes satelitales.

Esta capa fue dividida tomando tres franjas de interés: 25 metros desde los márgenes de cada curso de agua, de 25 a 100 metros, y la franja de más de 100 metros de distancia que incluye el resto de la cuenca. Estas medidas se basaron en las propuestas hechas por el Gabinete Nacional Ambiental y el Sistema Nacional Ambiental (2018) con el fin de preservar la calidad de los cursos de agua del país:

- a. Buffer de 100 metros en torno al área del embalse Maggiolo.
- b. Buffer de 40 metros a ambos márgenes medidos desde el eje del cauce, para el Arroyo San Francisco aguas arriba del embalse.

- c. Buffer de 25 metros medidos desde el eje del cauce, para los cursos de agua afluentes al Arroyo San Francisco.
3. Capa de cobertura y usos del suelo elaborada anteriormente, para la cual se tuvieron en cuenta todas las coberturas y usos, a excepción de los cursos de agua.

### Metodología objetivo específico 3

Para analizar el control de la erosión ejercido por la cobertura de usos del suelo mapeada en este trabajo, se utilizó el método propuesto por Barral (2017), que consiste en calcular la diferencia entre el promedio anual de pérdida de suelo en condiciones ideales ( $A_{máx}$ , medido en ton/ha/año), sin considerar los efectos de la cobertura del suelo y las prácticas de manejo sobre la erosión del suelo, y el promedio anual de pérdida de suelo ( $A_i$ , medido en ton/ha/año) de la siguiente forma:

$$\text{Control de la erosión} = A_{máx} - A_i.$$

Donde:  $A_i = R * K * LS * C * P$

$$A_{máx} = R * K * LS$$

Al emplear este modelo el resultado es una estimación de la capacidad de la cobertura/usos del suelo en un pixel determinado para evitar la pérdida de suelo (Barral, 2017).

Este resultado se clasificó en cuatro grupos, de forma de facilitar su interpretación: la categoría “Muy bajo o nulo” equivale a zonas con valores por debajo de 210 ton/ha/año, “Bajo” equivale a valores entre 210 y 551 ton/ha/año, “Medio” equivale a valores entre 551 y 1205 ton/ha/año y control “Fuerte” equivale a valores superiores a 1205 ton/ha/año. Esta clasificación fue realizada por el método *natural breaks* o rupturas naturales en ArcGIS (Esri, 2022).

# Resultados

## Resultado objetivo específico 1

En el análisis de usos del suelo se identificaron las nueve clases de coberturas/ usos del suelo para la cuenca del Embalse Maggiolo (Tabla 6, Fig. 2): el uso predominante fue el campo natural con 70% de la superficie de la cuenca, seguido por la plantación forestal con 12.5%, bosque nativo con 11.7%, 2.2% de agricultura, 1.5% de suelo desnudo, 1.1% de equipamiento urbano, 0.1 de cuerpos de agua, humedales con 0.06% y minería con 0.03%.

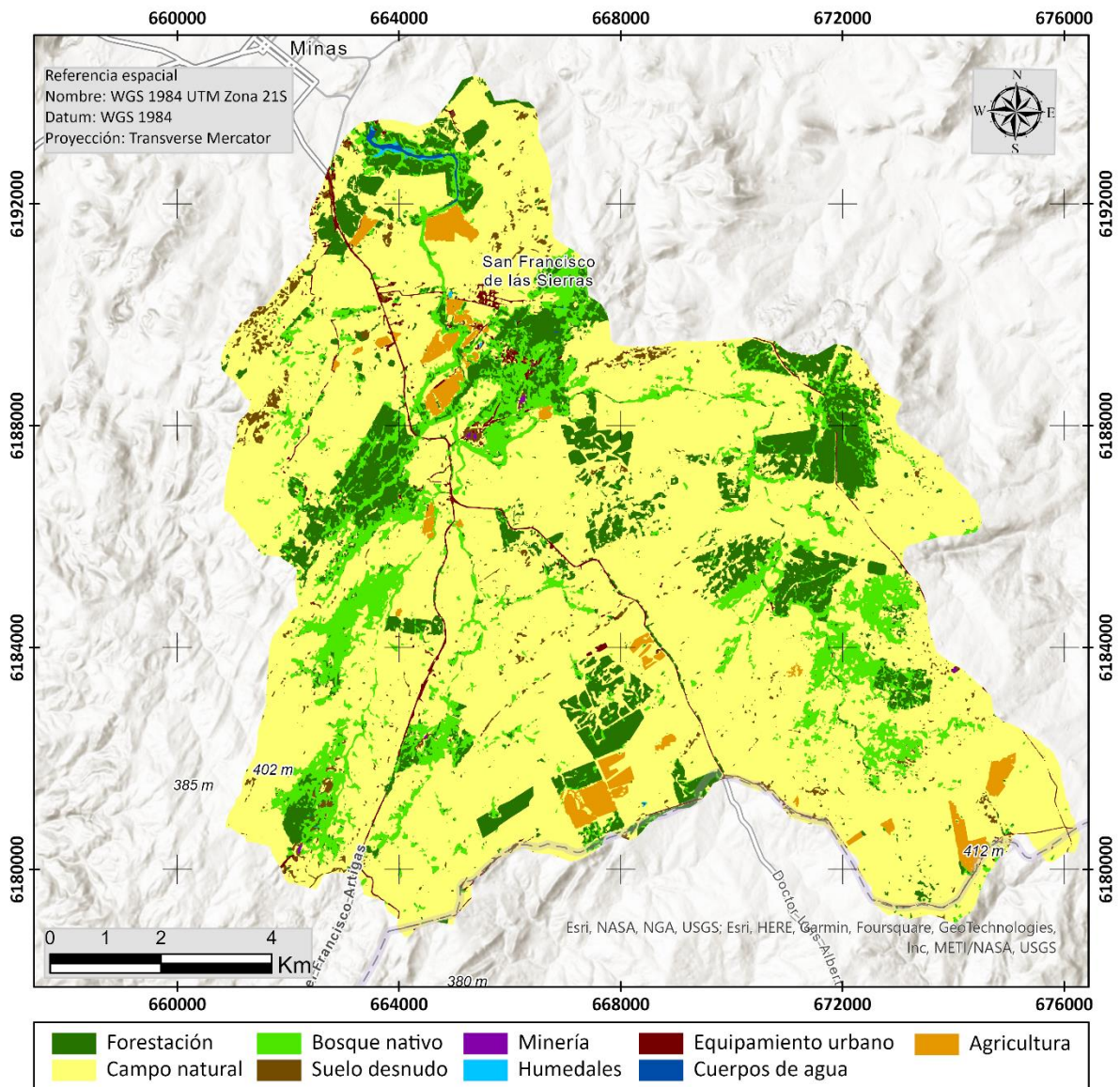


Fig. 2: Mapa de usos del suelo durante el año 2022, en la cuenca del Embalse Maggiolo.

Tabla 6: Área absoluta y relativa de cada cobertura y usos del suelo durante 2022 en la cuenca del Embalse Maggiolo, sobre el Arroyo San Francisco. Los usos se encuentran ordenados de forma descendente en función del área que cubren.

Usos del suelo	Área en hectáreas	Porcentaje
Campo natural	9916.91	70.63
Forestación	1762.89	12.56
Bosque nativo	1648.11	11.74
Agricultura	311.92	2.22
Suelo desnudo	212.61	1.51
Equipamiento urbano	160.53	1.14
Cuerpos de agua	15.70	0.11
Humedales	8.01	0.06
Minería	4.56	0.03
<b>Total:</b>	14041.24	100.00

## Validación de la cobertura

Con los puntos de muestreo seleccionados para la validación de la cobertura, se obtuvo una precisión global del 89.8% y un índice Kappa de 0.9 (Tabla 7). Estos resultados indican una muy buena correlación entre los datos de referencia y el resultado obtenido, según algunos autores (e.g. Olaya, 2020), un índice Kappa por encima de 0.8 se considera una excelente correlación. Además, una precisión global del 89.8% significa que el sistema de clasificación está identificando correctamente el 89.8% de las clases de cobertura/uso del suelo en la cuenca (según la muestra de validación).

Tabla 7: Matriz de confusión elaborada para validación de cobertura de usos del suelo. La primera fila y la primera columna contienen las abreviaturas de cada categoría de cobertura/uso del suelo (FO: Forestación, BN: Bosque nativo, CN: Campo natural, EU: Equipamiento urbano, AG: Agricultura, MI: Minería, SD: Suelo desnudo, HU: Humedales, CA: Cuerpos de agua). También se puede observar en esta tabla cuántos de los puntos de validación (datos de referencia) fueron clasificados correctamente (predicción en negrita) y cuántos fueron clasificados como otras clases.

		Datos de referencia									Total:
		FO	BN	CN	EU	AG	MI	SD	HU	CA	
Predicción	FO	<b>28</b>	1	3	0	0	0	0	0	0	<b>32</b>
	BN	0	<b>30</b>	2	0	0	0	0	0	0	<b>32</b>
	CN	0	0	<b>60</b>	0	1	0	0	0	0	<b>61</b>
	EU	0	0	0	<b>27</b>	1	0	5	0	0	<b>33</b>
	AG	0	0	4	2	<b>25</b>	0	0	0	0	<b>31</b>
	MI	0	0	0	0	0	<b>5</b>	0	0	0	<b>5</b>
	SD	0	0	2	3	0	1	<b>21</b>	0	0	<b>27</b>
	HU	0	1	0	0	0	0	0	<b>4</b>	0	<b>5</b>
	CA	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>28</b>	<b>28</b>
Totales:	<b>28</b>	<b>32</b>	<b>71</b>	<b>32</b>	<b>27</b>	<b>6</b>	<b>26</b>	<b>4</b>	<b>28</b>	<b>254</b>	
<b>Precisión Global:</b>										<b>89.76</b>	
<b>Índice Kappa:</b>										<b>0.88</b>	

## Comparativa de clasificaciones

En la comparación de la cobertura elaborada para este trabajo con las coberturas del Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente elaborada para el año 2015, el Ministerio de Ambiente para el año 2022, y la cobertura elaborada por el Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca para el año 2021, se puede observar algunas similitudes en cuanto a los usos mayoritarios en la cuenca (el campo natural, forestación, monte nativo y agricultura) pero también algunas diferencias notorias. En términos de superficie las diferencias más importantes se encuentran dadas en la categoría de campo natural, donde la cobertura del MVOTMA (2015) identificó 867.3 *has* menos, y las coberturas del MGAP (2021) y la del MA (2022) mapearon una superficie mayor de este uso si lo comparamos con la cobertura de este trabajo (922,20 *has* y 1049,30 *has* respectivamente). En la categoría de forestación la cobertura del MVOTMA (2015) mostró 523 *has* más que la de este proyecto, y la cobertura del MA (2022) identificó 561.7 *has* menos. En cuanto al bosque nativo, las mayores diferencias mostradas fueron con respecto a la cobertura MVOTMA (2015) que mostró 420 *has* más, y la cobertura del MGAP (2021) que mostró 404.4 *has* menos (Tabla 8).

También se pudieron observar otras diferencias y conflictos al momento de comparar clases como equipamiento urbano, minería, suelo desnudo y humedales, en las cuales no se pudo establecer una equivalencia con algunas capas por no poseer la información (Tabla 8).

Tabla 8: Comparativa entre coberturas de usos del suelo para los años 2015 y 2022, provenientes de los Geoservicios del Ministerio de Ambiente (MA, 2023), para el año 2021 proveniente del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, y la cobertura elaborada para este trabajo referida como Pérez (2022). En la tabla se muestra la superficie en hectáreas mapeada en cada capa según las clases elaboradas para este trabajo, además se indica un promedio y la media calculada entre todas las coberturas. En la última fila también se puede observar el “sensor”, que refiere al satélite que proporcionó las imágenes para la clasificación. Los valores N/D (No Data) indican que no se encontró información al respecto.

Clases	Coberturas de usos del suelo medidas en hectáreas				Promedio	Mediana
	MVOTMA (2015)	MGAP (2021)	MA (2022)	Pérez (2022)		
Forestación	2286.1	1714.5	1201.2	1762.9	1741.2	1738.7
Monte nativo	2068.1	1243.7	1488.7	1648.1	1612.2	1568.4
Campo natural	9049.6	10839.1	10966.2	9916.9	10192.9	10378
Equipamiento urbano	69.1	63.2	N/D	160.5	73.2	66.2
Agricultura	483.6	147.4	335.7	311.9	319.6	323.8
Minería	56.7	16.8	N/D	4.6	19.5	10.7
Suelo desnudo	0.5	N/D	N/D	212.6	53.3	0.3
Humedales	4.1	N/D	23.4	8	8.9	6.1
Cuerpos de agua	23.5	16.6	4.2	15.7	15	16.1
<b>Sensor</b>	Landsat 8	Sentinel 2A	Sentinel 2A	Sentinel 2A		



## Resultado objetivo específico 2

Según los resultados obtenidos para el análisis de erosión hídrica, el valor máximo que se podría perder en la cuenca durante el período analizado (2021-2022) fue de 428.73 *ton/año*. La media de la erosión estimada fue de 4.29 *ton/ha/año*, mientras que la desviación estándar fue 7.16 *ton/ha/año*.

En cuanto a la distribución de la erosión en la cuenca, 93.92 % de la superficie de la cuenca fue clasificada como de erosión baja, seguido por un 5.93% de superficie con erosión ligera y un 0.14% de erosión fuerte (Fig. 3 y Tabla 9).

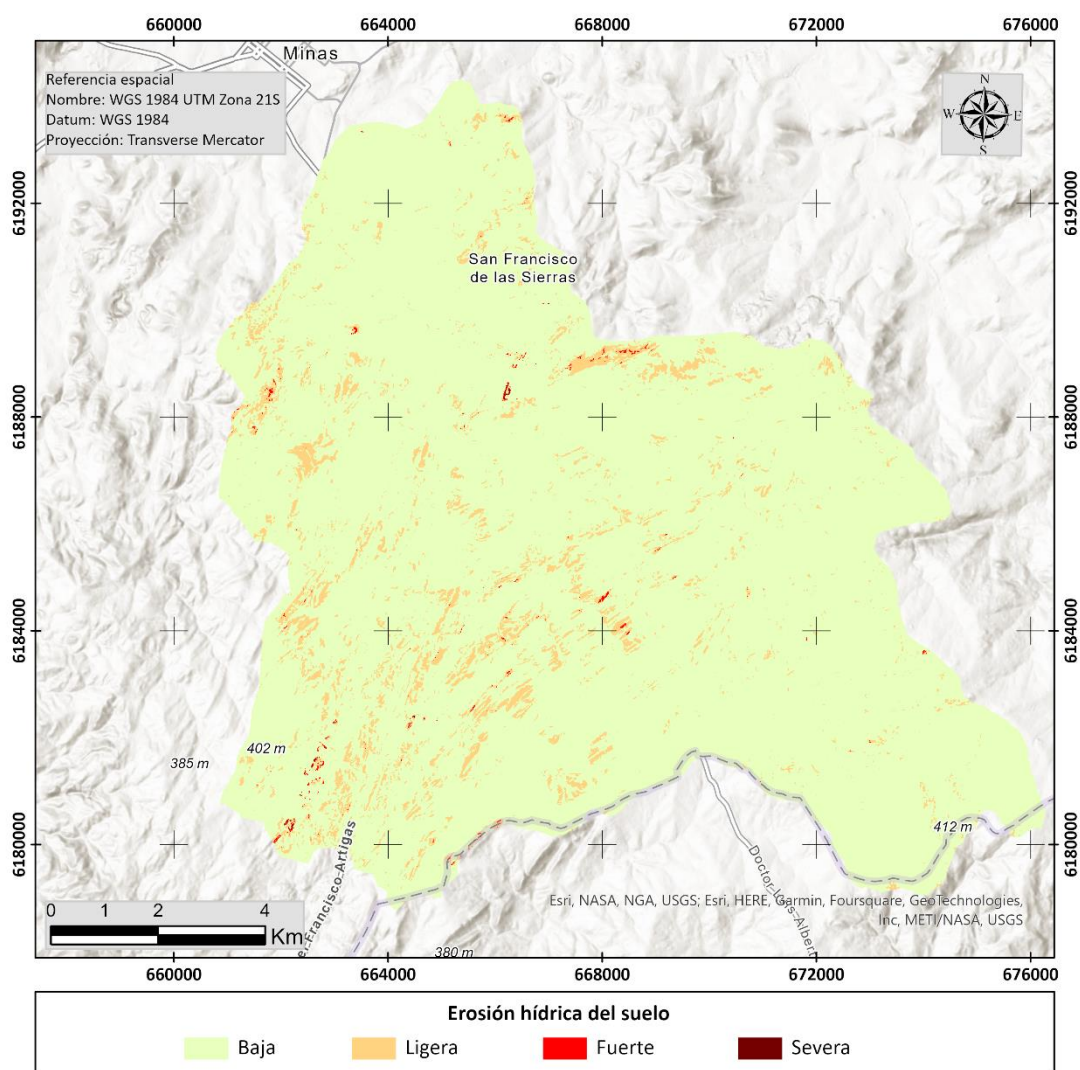


Fig. 3: Mapa categorizado de erosión hídrica en la cuenca del Embalse Maggiolo, Arroyo San Francisco, Minas, Lavalleja. La categoría baja representa valores de erosión menores a 10 toneladas/año, ligera de 10 a 50 toneladas/año, fuerte de 50 a 200 toneladas/año y severa mayores a 200 toneladas/año.

Tabla 9: Superficie total y relativa de la cuenca con distinto nivel de erosión potencial.

Erosión Hídrica	Área total en hectáreas	Porcentaje
Baja	13187.96	93.92
Ligera	832.60	5.93
Fuerte	19.19	0.14
Severa	1.50	0.01
<b>Total:</b>	14041.25	100.00

En relación al vínculo de las zonas erosionadas con la proximidad a los cursos de agua, hubo diferencias importantes según la distancia a los cursos.

En un margen de **25 m desde los cursos de agua principales** en la cuenca, el área erosionada estimada fue de 39.7 *has* (un 0.28% de la superficie de la cuenca). De esas 39.7 *has*, 38.89 *has* corresponden a erosión ligera, 0.76 *has* a erosión fuerte y 0.095 *has* de erosión severa (Fig. 4). Del área con erosión ligera, los usos más notorios fueron el campo natural y algunas zonas mapeadas como bosque nativo (Tabla 10), en ambos casos estas zonas están distribuidas en forma de pequeños parches por toda el área de 25 metros de buffer.

En cuanto a las zonas con erosión fuerte y severa, para esta franja solo se identificaron superficies insignificantes con cobertura clasificada como campo natural y suelo desnudo (Tabla 10).

En el margen de **entre 25 y 100 metros de los cursos de agua**, el área erosionada fue de 77 *has* (un 0.55 % de la superficie de la cuenca). De esa área erosionada, 74.4 *has* correspondieron a un grado de erosión ligera, 2.5 *has* erosión fuerte y 0.07 *has* de erosión severa (Fig. 4). Los usos que correspondieron a áreas con erosión ligera son predominantemente el campo natural, seguido en muy menor medida por la agricultura y el suelo desnudo (Tabla 10).

En las zonas con erosión fuerte y severa en esta franja se identificaron campo natural y suelo desnudo con superficies muy pequeñas o insignificantes (Tabla 10).

En el **resto de la cuenca** el área erosionada estimada fue de 1017.96 *has* (un 7.25 % de la superficie de la cuenca). De esa área 945.1 *has* correspondieron a zonas con erosión ligera, 69.18 *has* a zonas con erosión fuerte y 3.71 *has* a zonas con erosión severa (Fig. 4).

Las coberturas/ usos de los suelos implicados en las zonas con erosión ligera fueron: predominantemente el campo natural, seguido en menor medida por las superficies con suelo desnudo y agricultura (Tabla 10).

Las zonas con erosión fuerte presentaron mayoritariamente suelo desnudo y muy pequeñas áreas con agricultura y campo natural. Por último, las zonas clasificadas con erosión severa solo tuvieron asociado el suelo desnudo en una mínima proporción (Tabla 10).

Tabla 10: En la tabla se muestra la superficie erosionada en hectáreas según cada uso o cobertura del suelo (FO: Forestación, BN: Bosque nativo, CN: Campo natural, EU: Equipamiento urbano, AG: Agricultura, MI: Minería, SD: Suelo desnudo, HU: Humedales, CA: Cuerpos de agua) en relación al grado de erosión (ligera, fuerte y severa) y a la distancia a los cursos de agua considerados.

Grado de erosión	Distancia	Área erosionada por uso del suelo en hectáreas								
		FO	BN	CN	EU	AG	MI	SD	HU	CA
Ligera	0 - 25 m	2.1	8.2	27.2	0	0.5	0	0.8	0	0
	25 - 100 m	0.6	2.9	57.6	0	7.7	0	5.5	0	0
	> 100 m	6.3	11.9	711.4	0	102.9	0	112.4	0.1	0
Fuerte	0 - 25 m	0	0	0.4	0	0	0	0.3	0	0
	25 - 100 m	0	0	0.3	0	0.1	0	2.2	0	0
	> 100 m	0	0	0.6	0	1.4	0	67.1	0	0
Severa	0 - 25 m	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
	25 - 100 m	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
	> 100 m	0	0	0	0	0	0	3.7	0	0

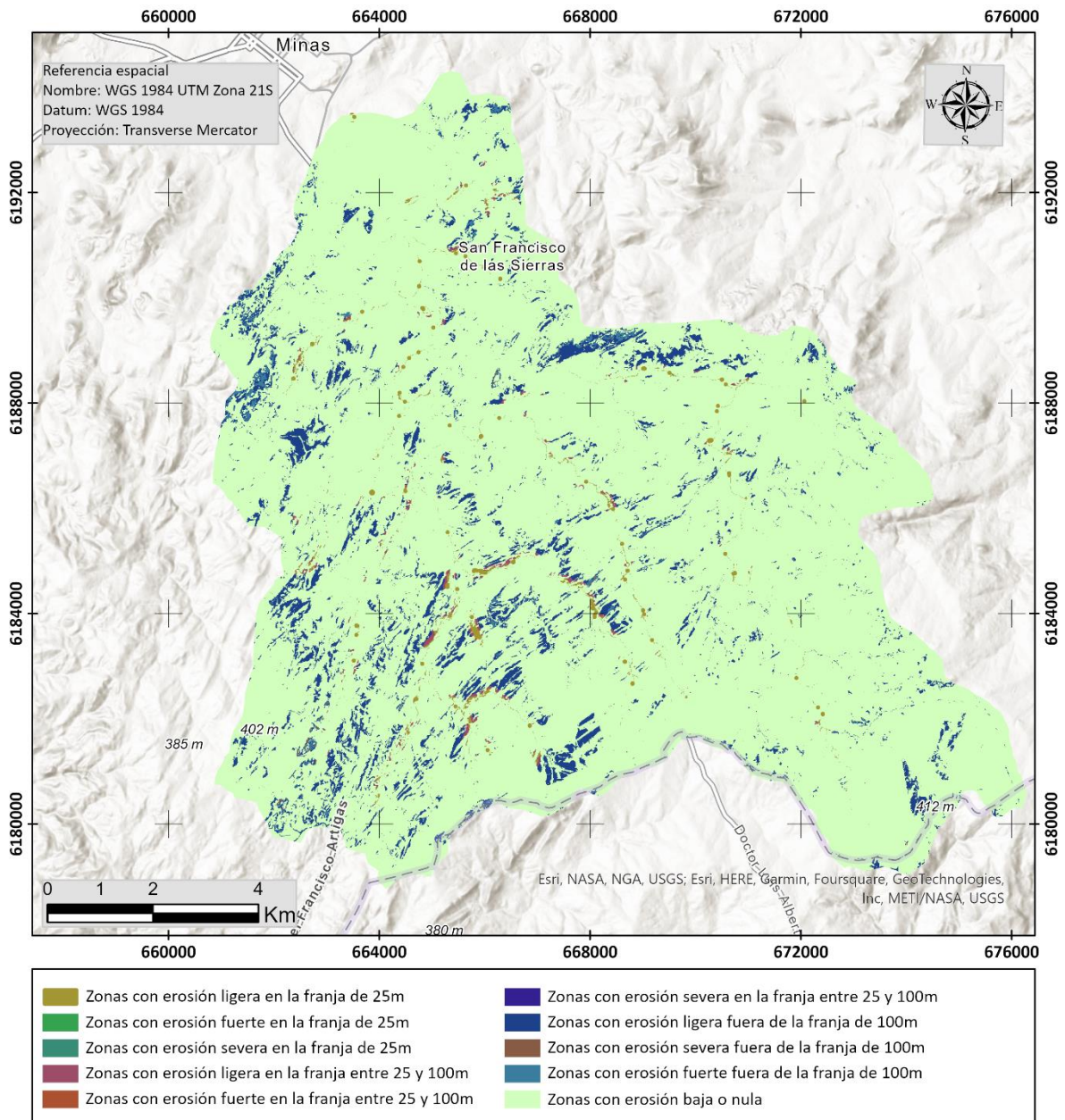


Fig. 4: Mapa de erosión del suelo que muestra en distintos colores los diferentes niveles de erosión en relación con la distancia a los cursos de agua en la cuenca.

### Resultado objetivo específico 3

En base a los resultados obtenidos para el análisis de control de la erosión hídrica, el control máximo de la cobertura del suelo en la cuenca sería de 7762.35 *ton/año*. La media de control de la erosión estimada fue de 238.61 *ton/ha/año*, y la desviación estándar 222.57 *ton/ha/año*. De acuerdo a la clasificación realizada (Fig. 5), el 58.6% (8241.98 *has*) de la cuenca presentaría un control muy bajo de la erosión, el 32.5% (4560.82 *has*) un control bajo, el 7.9% (1095.14 *has*) un control medio, y solo el 1% (143.29 *has*) presentaría un control alto de la erosión.

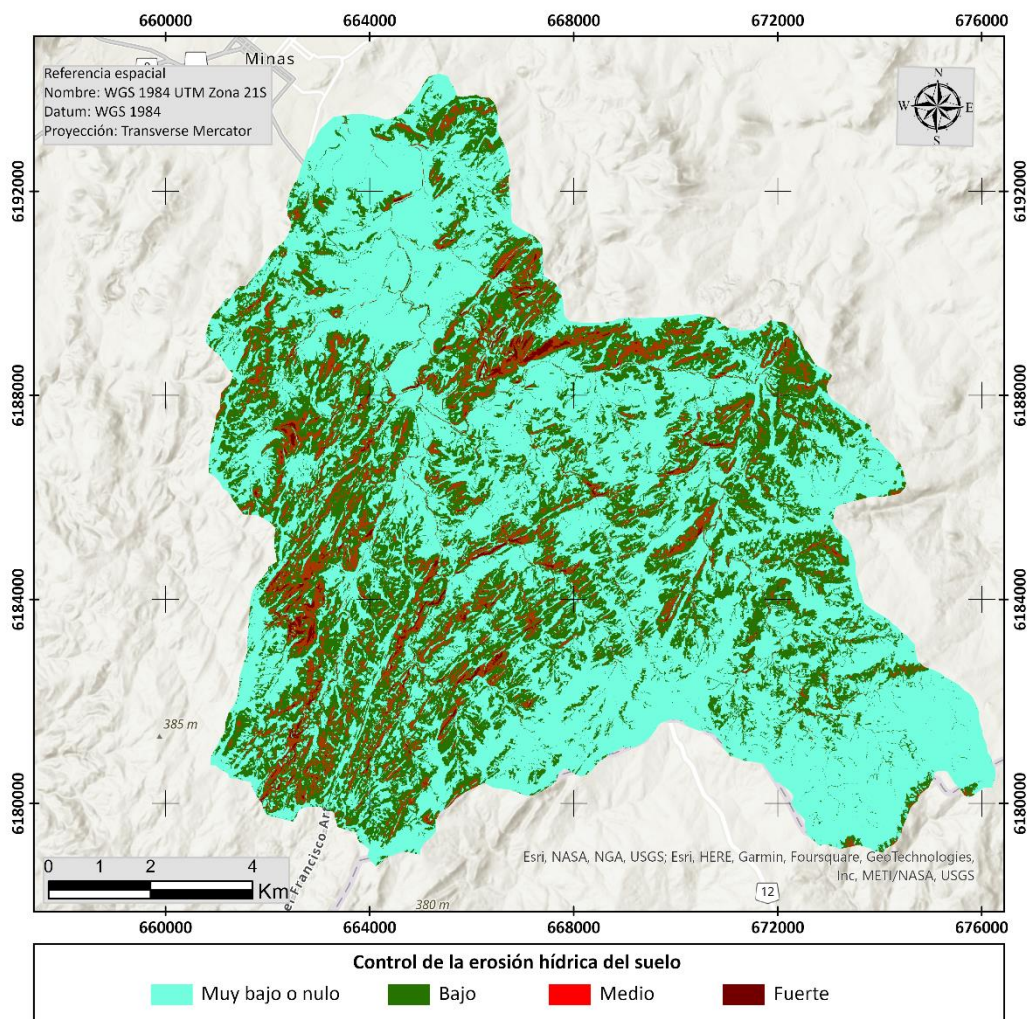


Fig. 5: Control potencial de la erosión ejercido por cobertura y usos del suelo 2021-2022. Donde la categoría “Muy bajo o nulo” equivale a zonas con valores por debajo de 210 *ton/ha/año*, “Bajo” equivale a valores entre 210 y 551 *ton/ha/año*, “Medio” equivale a valores entre 551 y 1205 *ton/ha/año* y control “Fuerte” equivale a valores superiores a 1205 *ton/ha/año*.

En el margen de **25 metros hacia los cursos de agua**, 223.6 *has* corresponden a zonas donde la cobertura/usos del suelo ejercen algún grado de control de la erosión, lo que corresponde a un 1.6% de la superficie total de la cuenca.

De esa superficie, 137.9 *has* corresponden a zonas con bajo control de la erosión, 60.8 *has* a zonas con un control de la erosión medio y 24.9 *has* de zonas con un fuerte control.

Las coberturas/usos identificados en lugares con un bajo control de la erosión, son mayoritariamente el campo natural, el monte nativo y en menor medida la forestación (Tabla 11), que si bien estos dos últimos (según los coeficientes del Factor C utilizados para la formula Usle) son de los usos y/o coberturas relativamente más eficientes controlando la erosión, en este caso, su control es bajo porque están presentes en zonas donde la erosión potencial máxima es baja y por ende, si bien su presencia allí es positiva, en cifras absolutas eso se traduce en un control bajo.

Las zonas con un control medio y fuerte de la erosión dentro de esta franja tienen como principales usos asociados los mismos que en el caso anterior (campo natural, monte nativo y forestación) cambiando el orden y las dimensiones de la cobertura (Tabla 11). Por ejemplo, en el caso del área con control medio el bosque nativo es quien predomina con 34 *has*, mientras que en las zonas con control fuerte también predomina el bosque nativo, pero con 16,3 *has*.

A una distancia de entre **25 y 100 metros de los cursos de agua**, la superficie con algún grado de control de la erosión desde bajo a fuerte es de 447.04 *has*.

En esa franja 345.4 *has* corresponden a zonas con control de la erosión bajo, 85 *has* a zonas con control medio y 16.6 *has* corresponden a zonas con un fuerte control de la erosión.

Los usos en este caso siguen los mismos patrones de ocupación que en la franja anterior, por su gran cobertura en la cuenca, los usos que predominan en los tres niveles (control bajo, medio y fuerte) son nuevamente el campo natural, el monte nativo y la forestación (Tabla 11).

**En el resto de la cuenca** (franja >100), son 5128.12 *has* las que presentan algún grado de control, desde bajo a alto (un 36.5 % de la superficie de la cuenca). Las zonas con bajo control de la erosión representan 4077.2 *has*, con control medio 949.2 *has* y las zonas con control de la erosión fuerte son 101.75 *has*.

La distribución de las coberturas/ usos predeterminantes para las zonas con bajo control de la erosión, en este caso, también fueron el campo natural, la forestación y el monte nativo, con la aparición en una mayor proporción de otras coberturas como el suelo desnudo, equipamiento urbano y agricultura, entre otros usos con áreas más insignificantes (Tabla 11). Este patrón también se repite en las zonas con control de la erosión medio y fuerte lo cual es de esperar ya que en esta área que representa el resto de la cuenca, la superficie es mayor y aparece mayor diversidad de usos del suelo, como, por ejemplo, las áreas urbanas o con equipamiento urbano.

*Tabla 11: En la tabla se muestra la superficie en la que se ejerce control sobre la erosión (medida en hectáreas) según cada uso o cobertura del suelo (FO: Forestación, BN: Bosque nativo, CN: Campo natural, EU: Equipamiento urbano, AG: Agricultura, MI: Minería, SD: Suelo desnudo, HU: Humedales, CA: Cuerpos de agua) en relación al grado de control de la erosión (bajo, medio y fuerte) y a la distancia a los cursos de agua considerados.*

		<b>Área con control de la erosión ejercida por usos del suelo, en hectáreas</b>								
<b>Control de la erosión</b>	<b>Distancia</b>	<b>FO</b>	<b>BN</b>	<b>CN</b>	<b>EU</b>	<b>AG</b>	<b>MI</b>	<b>SD</b>	<b>HU</b>	<b>CA</b>
Bajo	0 - 25 m	15.2	58	63.4	0.6	0.1	0	0.3	0.1	0
	25 - 100 m	45.8	73.1	221.2	1.1	1.4	0	2.9	0	0
	> 100 m	618.4	577	2772.4	26.2	11.7	0.5	70.8	0.3	0
Medio	0 - 25 m	7.5	34	18.9	0.3	0	0	0.1	0.1	0
	25 - 100 m	13.3	31.8	39.0	0.3	0.1	0	0.5	0	0
	> 100 m	161	260.9	500	6.0	0.8	0.5	19.7	0.3	0
Fuerte	0 -25 m	4.2	16.3	4.1	0.2	0	0	0.1	0.1	0
	25 -100 m	2.5	8.1	5.9	0	0	0	0	0	0
	> 100 m	18.4	42.6	35.6	1.6	0.1	0.4	3	0.1	0

## Discusión y conclusiones

A nivel internacional, el uso de las tecnologías SIG y de teledetección como apoyo a la gestión de cuencas y para el ordenamiento territorial son consideradas de gran utilidad para los tomadores de decisiones al facilitarles información que les permite planificar y tomar medidas sobre el territorio (e.g. Del Rio y Fernández, 2011; Rahman y Szabó, 2022). Sin embargo, la gran mejora en la resolución de los sensores y en las tecnologías que permiten el análisis de los datos que generan, no sustituye por completo los tradicionales controles o estudios en campo. De hecho, ambas prácticas se complementan muy bien, tanto para calibrar, como para validar los modelos y hacen posible generar datos robustos sobre los cuales poder realizar análisis más precisos que arrojen información valiosa para la gestión (e.g. Zeferino et al., 2020).

Este trabajo en particular presenta varias limitaciones en cuanto a los datos de campo obtenidos, principalmente con respecto a los insumos necesarios para la construcción del mapa de erosión de la cuenca hidrográfica. En condiciones ideales, esto implicaría estudios de suelo in situ y un relevamiento más minucioso de las actividades en la cuenca, además de un relevamiento de las distintas prácticas de manejo utilizadas. No obstante, los avances realizados, a pesar de que algunos datos pertenecen a fuentes globales y no son tan precisos, de igual forma implican una buena base sobre la cual seguir construyendo conocimiento sobre el sitio. Este conocimiento puede ser un importante insumo que aporte a la toma de decisiones y permita tener más información para comprender las problemáticas asociadas a la calidad del agua del Arroyo San Francisco y del Embalse Maggiolo en particular.

En relación a los resultados obtenidos en este proyecto, existen otras investigaciones anteriores realizadas en la cuenca que han analizado los usos del suelo y el impacto de la erosión hídrica en el terreno, utilizando las fórmulas de USLE/RUSLE (e.g. Álvarez et al., 2015; Meerhoff et al., 2019). En el caso de Meerhoff y otros (2019), si comparamos sus resultados sobre la erosión



obtenidos con el software Erosión 6.0 USLE-RUSLE (MGAP, 2022), con los resultados de este trabajo, en general no presentan grandes diferencias, particularmente teniendo en cuenta las variaciones entre los algoritmos utilizados, las fuentes de datos y el año de ejecución. En Meerhoff y otros (2019), se obtuvo una media de 4,42 y una desviación estándar de 4,57 *ton/ha/año* mientras que en este trabajo se obtuvo una media de 4,29 *ton/ha/año* y una desviación estándar de 7,16 *ton/ha/año*. Como se puede observar la media fue muy similar, pero la desviación estándar de este trabajo fue mayor, lo cual indica una mayor dispersión de los valores de erosión con respecto a la media. En cuanto a la erosión máxima total, en el trabajo de Meerhoff y otros (2019) se estimó un valor de 676.738 *t/año*, mientras que en este proyecto se estimó un valor de 428,73 *t/año*. Si bien la diferencia es grande, responde a valores atípicos considerando en ambos casos considerados como erosiones severas (mayores a 200 *t/año*).

En cuanto a los usos del suelo, de la comparación surgieron varios aspectos a destacar. Entre ellos, el principal es que entre todas las coberturas hubo alguna similitud razonable entre las superficies mapeadas, pero entre los cuatro usos/coberturas principales en la cuenca (i.e., forestación, bosque nativo, campo natural y agricultura) también se mostraron algunas diferencias notorias en términos de superficie. En cuanto al resto de categorías (i.e., cuerpos de agua, equipamiento urbano, minería, suelo desnudo y humedales) se notaron diferencias, pero en superficies menores. En general, estas diferencias, entre todas las categorías, se pueden deber a múltiples factores tales como las diferencias en criterios de clasificación de los técnicos, los algoritmos de clasificación utilizados, y la resolución de las imágenes usadas (por ejemplo, la cobertura del MVOTMA 2015 fue elaborada con imágenes Landsat 8 de 30 metros el píxel, mientras que el resto de coberturas fueron elaboradas con Sentinel 2A que tiene una resolución de 10 metros). Asimismo, algo que no es menor, es la fecha de las imágenes usadas. Esto se da tanto en cuestión de años, al comparar una cobertura del 2015 con una del 2022 donde puede haber habido un cambio de usos, como también en cuestión de los meses o la estación en la

que se capturó la imagen, ya que si la ventana temporal en la que se toman las imágenes es muy corta la cobertura podría quedar sesgada. Por ejemplo, si se elabora una cobertura tomando imágenes solo de invierno podrían quedar afuera zonas arbóreas de hojas caduca, y cultivos de verano, entre otros usos que pudieran ser de estaciones distintas.

Otros dos aspectos a destacar de esta comparación son las diferencias entre las categorías originales de cada cobertura y los metadatos. El primer aspecto refiere a que, como es de esperarse, al ser coberturas hechas con distintos objetivos y por distintos métodos, las categorías de las mismas no siempre son equiparables o no existe una equivalencia. Para poner dos ejemplos: para comparar la categoría campo natural de este trabajo con la cobertura del MVOTMA del 2015 fue necesario y se pudo agrupar las categorías arbustos y herbáceo natural en esa capa. Sin embargo, cuando se quiso comparar las categorías de minería, equipamiento urbano y suelo desnudo del 2015 con la cobertura del MA 2022, no se pudieron comparar directamente, ya que para esta cobertura esas categorías se agrupan dentro de la categoría “suelo desnudo e infraestructura”, por lo cual no se pueden separar para ser comparadas.

El segundo aspecto, referente a los metadatos, se encuentra directamente vinculado a todo lo antes mencionado. Hay que destacar que para ninguna de las coberturas con las que se realizó la comparación se encontraron metadatos asociados, lo cual, no solo es obligatorio por el decreto nacional N° 390/014, en el artículo 6, que establece que “toda la información geográfica de acuerdo con lo estipulado en el artículo 4° literal a), deberá contar con los correspondientes metadatos”, sino que también puede representar una limitación seria para quienes la intenten utilizar con el objetivo de realizar cualquier análisis. Esta ausencia implica que se desconoce todo lo concerniente a su elaboración, criterios de clasificación, algoritmos utilizados, forma de validación de la cobertura, si la tiene, y su exactitud, entre otros aspectos que puedan ser requeridos por quien la vaya a utilizar.

Por otro lado, en este trabajo también se puede destacar la utilidad del análisis multicriterio para abordar problemáticas ambientales y de ordenamiento territorial, algo que también se puede ver claramente en numerosos trabajos internacionales (e.g. Malczewski et al., 2003; Zhang et al., 2012; Mosadeghi et al., 2013). El simple hecho de poder analizar la interacción entre distintas variables y ubicar esta interacción en el territorio, hace posible que el gestor o tomador de decisiones pueda intervenir en los problemas ambientales de forma más eficiente. En este caso, los criterios estaban relacionados a la distancia a los cursos de agua, los usos del suelo, la erosión y el control de la vegetación en dicha erosión, lo cual de por sí ya puede ser muy útil para la gestión, pero también deja abierta la puerta a que se puedan sumar más variables que puedan complementar el análisis, por ejemplo, si se tienen datos de trazabilidad del ganado y se identifica zonas con campo natural y una erosión muy alta u otra problemática, se podría visualizar si en ese campo hay presente ganado, de qué tipo y que carga representa.

En conclusión, existen variadas fuentes de información y alternativas para realizar los cálculos, tanto de la erosión hídrica como de la cobertura y usos del suelo, este tipo de trabajos enfocados en el análisis de una cuenca específica tienen grandes ventajas. Permiten que luego de tener diseñados los *scripts* o secuencias de comandos, dependiendo del caso, se lo pueda seguir cambiando para mejorarlos y continuar el análisis, ya sea para realizar el análisis en una fecha más actual, para cambiar los algoritmos o fórmulas de clasificación, o incluso para agregar nuevos puntos de entrenamiento (en el caso de los usos del suelo). Al ejecutarse en un entorno *cloud* o de nube (en este caso la nube de Google Earth Engine) se obtienen los resultados en pocos segundos, análisis que en un software de escritorio podrían demorar horas, dependiendo de sus prestaciones. Todo esto permite a los actores y tomadores de decisiones, de forma eficiente, poder contar con información actualizada para intervenir cuando sea necesario, y en este caso también permite elaborar recomendaciones que pueden ser relevantes para mejorar la situación ambiental actual de la cuenca.

## Recomendaciones para la gestión de la cuenca del Embalse Maggiolo

Con el análisis de los resultados de este proyecto y teniendo en cuenta la finalidad que es aportar a la gestión de la cuenca hidrográfica y la preservación de la calidad del agua del Embalse Maggiolo como fuente de agua potable de la ciudad de Minas, se sugieren un conjunto de recomendaciones generales:

1. Monitorear los cambios en la cobertura y usos del suelo en la cuenca de forma anual y cubriendo los cambios estacionales de los usos del suelo y la vegetación, con el fin de detectar actividades que puedan generar potenciales impactos ambientales, y particularmente impacten en los cursos de agua. Dichas actividades incluyen, por ejemplo, cambios en la actividad forestal, que tiene asociado efectos como la fragmentación de hábitat, modificaciones de las propiedades físico-químicas del suelo, modificaciones del régimen hidrológico promoviendo disminución de la escorrentía, e incremento de la eutrofización en los cuerpos de agua (Pérez Arrarte, 2007; Carrere y Lohmann, 2013); cambios en la actividad agrícola, que tiene impactos asociados a la pérdida de biodiversidad, cambios en las propiedades físico-químicas del suelo, mayor erosión del suelo, acidificación del suelo y la eutrofización de los cuerpos de agua (Zia et al., 2013); Cambios o aparición de urbanización: que también puede generar la fragmentación de hábitats y pérdida de biodiversidad, la impermeabilización del suelo y alteración del ciclo hidrológico, además del aporte de patógenos y la eutrofización de los cuerpos de agua (Carey et al., 2013); Cambios en la actividad minera, que tiene impactos sobre la calidad del aire, afectación de diversos parámetros físico-químicos del agua, aporte de sedimentos a los cursos de agua, remoción del suelo y de la cobertura vegetal, modificación del relieve, y afectación de la biota autóctona, entre otros impactos (Macedo, 2016; Caro, Laporte y Fork, 2018).

2. Monitoreo de actividad ganadera: este tipo de uso no puede ser mapeado por medio de estas imágenes satelitales. Eso se debe a su resolución y a la movilidad del ganado. Sin embargo, su conocimiento es muy relevante y dependiendo del tipo de ganadería (intensiva o extensiva) puede detectarse indirectamente mediante los cambios en la cobertura (de pastizal o campo natural a pradera, por ejemplo). Esta actividad puede tener diferentes impactos asociados. Por ejemplo, en el caso de la ganadería extensiva se le asocia la erosión del suelo y la eutrofización de los cuerpos de agua, y en el caso de la intensiva, se le asocia, además de los anteriores, la pérdida de biodiversidad terrestre y acuática, la proliferación de vectores, y generación de malos olores en las zonas donde están presentes (Apa & Del Campo, 2009; Beder et al., 2013). Por estos motivos, se recomienda hacer relevamientos o controles de campo aleatoriamente con el fin de evaluar su situación, ya sea con inspectores o vehículos aéreos no tripulados (Drones) además de la evaluación de cambios en la cobertura vegetal.
3. En el mismo sentido de los puntos anteriores, se sugiere mantener especial atención en la evaluación de cambios en las prácticas y usos que ocurren en las zonas más cercanas a los cuerpos de agua (i.e. buffers de 0 a 25 m y de 25 a 100 m desde los cursos de agua), que pueden incidir de forma más rápida en la calidad del agua.
4. Monitorear zonas con mayor erosión y/o usos del suelo más intensivos mediante sensores remotos, ya sea por medio de imágenes satelitales o de drones, dependiendo de la escala de análisis que sea necesario, con el fin de fiscalizar o controlar las actividades que se realizan.
5. Diseñar e implementar prácticas que permitan mitigar o disminuir el impacto sobre los cursos de agua dependiendo de su uso o cobertura. Por ejemplo, en el caso del campo natural, si hay presencia de ganadería, no dejar que el ganado consuma agua directamente de los cursos o espejos de agua, rotar el pastoreo y controlar los efluentes (Altieri &

Nicholls, 2000; Beder et al., 2013); en la agricultura, tender a prácticas de labranza cero, cultivar con mulches o coberturas, utilizar abono orgánico o compost en la medida de lo posible, hacer un uso racional de fertilizantes y/o priorizar las prácticas agroecológicas, entre otras (Altieri & Nicholls, 2000). Para las áreas urbanas o semiurbanas se debería trabajar en la depuración y el tratamiento de aguas residuales y efluentes domésticos y aumentar los espacios verdes para disminuir la impermeabilización del suelo (Carro et al., 2011; Beder et al., 2013). En el caso de la forestación, verificar que se cumpla el Código Nacional de Buenas Prácticas Forestales (MGAP, 2004), en el cual se establece, por ejemplo, tener en cuenta la densidad de la plantación, mantener un especial manejo y control durante los períodos de plantación y cosecha, mantener una distribución del drenaje adecuado para las caminería de forma de no degradar el suelo más de lo necesario, evitar circular por zonas de protección y cursos de agua, y tener una planificación para el manejo de residuos y productos químicos, entre otras recomendaciones.

Para todos los usos se recomienda respetar las zonas buffer delimitadas por el Gabinete Nacional Ambiental y el Sistema Nacional Ambiental (2018) que pueden permitir una mejor absorción de nutrientes, contaminantes y sedimentos antes de que lleguen a los cursos de agua: 100 metros en torno al área del embalse, 40 metros a ambos márgenes medidos desde el eje del cauce para el Arroyo San Francisco aguas arriba del embalse y 25 metros medidos desde el eje del cauce para los cursos de agua afluentes.

Como medidas específicas y teniendo en cuenta las condiciones del embalse durante el periodo de análisis de este trabajo (años 2021-2022), se entiende que sería deseable coordinar con otros actores relevantes en la cuenca, para lograr un ordenamiento territorial que priorice el uso de esta cuenca como fuente de agua para consumo humano. En este sentido se recomienda:

1. Limitar la actividad forestal en la cuenca para evitar la disminución de caudales, y en particular controlar que la actividad forestal que rodea el embalse cumpla con las buenas prácticas antes mencionadas, sobre todo y con especial énfasis en las zonas donde la actividad incurre dentro de la franja de 100 metros desde el cuerpo de agua. En este aspecto, hay zonas con actividad forestal donde se registró un grado ligero de erosión en la franja de 25 metros hacia el curso de agua, y donde sería un buen punto de partida para verificar.
2. Comprobar las actividades realizadas en zonas de campo natural con algún grado de erosión que están presentes en la franja de 100 metros desde el embalse, verificar si hay ganado en la zona y si se le realiza un manejo adecuado.
3. Limitar las zonas con agricultura y controlar los niveles de erosión identificados en la franja de 100 m hacia los cuerpos de agua.
4. Verificar y promover, en zonas de creciente urbanización, como por ej. San Francisco de las Sierras, la existencia de un tratamiento adecuado de los efluentes domésticos. Lo mismo cabe para otros emprendimientos turísticos en la cuenca, tales como el Parque UTE-ANTEL.
5. Monitorear la actividad minera que puede generar movimientos de sedimentos hacia los cursos de agua y zonas aledañas con erosión producto de la actividad. Generar un sistema o canal de comunicación que permita el seguimiento de cualquier modificación en esta actividad que pudiera generar un impacto sobre el arroyo.

Estos controles específicos se podrían realizar por medio de relevamientos de campo y/o fotografías aéreas con drones, dependiendo de la accesibilidad al sitio y de los recursos disponibles, también pudiéndose complementar con datos provenientes de imágenes satelitales.

Todas estas recomendaciones son complementarias entre sí y pueden ser incorporadas a un plan de ordenamiento territorial a mediano y largo plazo, que también tenga en cuenta la

vulnerabilidad actual de las fuentes de agua frente eventos de variabilidad climática y posibles escenarios futuros, y que incorpore otro conjunto de análisis geográficos y/o variables que sean de mayor interés para los tomadores de decisiones como, por ejemplo, capas con información socio-económica de la población o de actividades productivas, mapas de actores, entre otros.

## Perspectivas a futuro

Las herramientas presentadas también pueden ser incorporadas a diversos análisis interdisciplinarios con el fin de aportar a una gestión integral de la cuenca, teniendo en cuenta aspectos económicos y sociales vinculados a los gestores, residentes y productores locales que inciden directa o indirectamente sobre las actividades y usos del suelo. El presente trabajo implica un esfuerzo inicial para contribuir a la construcción de una línea base sobre el estado de la cuenca, que luego permita la modelación de escenarios futuros sobre los usos del suelo, erosión y los efectos del cambio climático (e.g. Borrelli et al., 2020) que afectan el ambiente en general y en particular a los recursos hídricos, que son cada vez más escasos y con creciente deterioro a nivel mundial (e.g. Pekel et al., 2016; Yao et al., 2023). En este sentido se pretende mejorar los productos obtenidos en este trabajo a partir de una combinación de varios factores. En primero lugar, la construcción e incorporación de un equipo interdisciplinario que pueda aportar diferentes perspectivas y conocimientos especializados sobre diferentes áreas. Además, se pretende llevar a cabo mayores relevamientos de campo con el fin de obtener datos más precisos y detallados sobre las características de la cuenca. Asimismo, se contempla el uso de sensores con mayor resolución para el mapeo más detallado de los usos del suelo. Estos últimos dos factores pueden ir acompañados de la exploración de métodos para clasificación de usos del suelo más avanzados como el uso de redes neuronales convolucionales (CNN, por sus siglas en inglés) que ofrecen en algunos casos una mejor precisión y una mayor adaptabilidad en comparación con los algoritmos de *machine learning* semi automáticas tradicionales (e.g. Storie y Henry, 2018; Song et al., 2019).



Si bien con los métodos utilizados aún queda margen para mejorar algunos productos, como, por ejemplo los usos del suelo, se espera que al implementar estas nuevas medidas se puedan obtener datos más sólidos y confiables, lo cual puede contribuir a una mejor comprensión del estado de la cuenca y ofrecerá información de mayor calidad para una toma de decisiones informada enfocada a la gestión y preservación de la calidad ambiental.

## Bibliografía

- Achkar, M., Cayssials, R., Domínguez, A., & Pesce, F. (2004). *Hacia un Uruguay sustentable: gestión integrada de cuencas hidrográficas*. REDES, Amigos de la Tierra Uruguay. <https://bit.ly/3rjAFFf>
- Achkar, M., Domínguez, A., & Pesce, F. (2012). Cuenca del Río Santa Lucía-Uruguay. Aportes para la discusión ciudadana. *Facultad de Ciencias-UdelaR, REDES-AT, Programa Uruguay Sustentable*. <https://bit.ly/3B5Y68R>
- Aguirre Gómez, R. (2009). *Conceptos de Geomática y estudios de caso en México*. México: Instituto de geografía, UNAM. <https://bit.ly/342ycX3>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Altieri, M., & Nicholls, C. (2000). *Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. <https://bit.ly/3H0AXbM>
- Álvarez, A., Blum, A., Gallego, F., Rosas, E., López, N., & Cohn, C. (2015). *Atlas de cobertura del suelo del Uruguay*. FAO. <https://bit.ly/3vaoiwa>
- Álvarez, V., Beri, D., Furtado, O., Lussheimer, E., Matas, P., & Moreira, A. (2015). *Factores erosivos y posibles usos de sedimentos en la cuenca del embalse sobre el arroyo San Francisco (Minas, Lavalleja): aportes al plan de gestión y manejo*. Universidad de la República - Centro Universitario Regional Este.
- Apa, M., & Del Campo, M. (2009). *Relevamiento del Desempeño Ambiental del Sector Engorde a Corral*. Proyecto BID (URU 07/12).
- Barral, M. (2017). *Tutorial para el mapeo de funciones ecosistémicas y servicios ecosistémicos, Módulo 1 - Versión 2.1*. Eco-ser. <https://bit.ly/3O46xqe>
- Beder, J., Bianchi, P., F, C., Fuentes, M., Pittaluga, B., & Taveira, G. (2013). *Agua potable en Maldonado: aportes para la gestión en la cuenca de Laguna del Sauce*. Maldonado, Uruguay: Taller Interdisciplinario III, Licenciatura en Gestión Ambiental. <https://bit.ly/3iAAaVA>
- Bóffano, A., Boscana, M., & Martínez, G. (2022). *Oportunidades y desafíos del uso de los bosques nativos integrados a la producción ganadera de Uruguay*. Montevideo: Agropecuaria Hemisferio Sur S.R.L. <https://doi.org/10.35676/INIA/ST.261>
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Breña, B., Pírez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTEC*, 10, 9-22. <https://doi.org/10.26461/10.01>

- Bormann, F. H., & Likens, G. E. (1967). Nutrient Cycling. *Science*, 155(3761), 424-429. <https://doi.org/10.1126/science.155.3761.424>
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994-22001. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>
- Bravo Morales, N. (2019). *Teledetección espacial y procesamiento de imágenes Satelitales de acceso gratuito con el uso de software libres*. Huánuco, Perú: GEOMÁTICA AMBIENTAL S.R.L.
- Breida, M., Younssi, S. A., Ouammou, M., Bouhria, M., & Hafsi, M. (2019). Pollution of Water Sources from Agricultural and Industrial Effluents: Special Attention to NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cr(VI), and Cu(II). *IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.86921>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brocca, L., Filippucci, P., Hahn, S., Ciabatta, L., Massari, C., Camici, S., Schüller, L., Bojkov, B., Wagner, W. (2019). SM2RAIN–ASCAT (2007–2018): global daily satellite rainfall data from ASCAT soil moisture observations. *Earth Syst. Sci*, 11, 1583–1601. <https://doi.org/10.5194/essd-11-1583-2019>
- Buscarons, M., De león, F., Olivera, Y., Pérez, W., Rüginitz, I., Weinstein, F. (2013). *Gestión de los servicios ecosistémicos en el embalse del Arroyo San Francisco: usos del suelo, actores y efectos sobre el suministro de agua potable*. Maldonado: CURE (UDELAR).
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., & Schulz, C. J. (2013). Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental pollution*, 173, 157-167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.011>
- Carey, R. O., Martinez, C. J., Boyer, T. H., Dukes, M. D., Toor, G. S., & Cisar, J. L. (2013). Evaluating nutrient impacts in urban watersheds: Challenges and research opportunities. 138-149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.004>
- Caro, F., Laporte, V., & Fork, D. (2018). *Guía para la evaluación de impacto ambiental del sector extracción de minerales*. Montevideo: Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (Actual Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial y Ministerio de Ambiente). <https://bit.ly/3khou4>
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Carrasco-Letelier, L., & Beretta-Blanco, A. (2017). Soil erosion by water estimated for 99 Uruguayan basins. *Ciencia e Investigación Agraria*, 44(2), 184-194. <https://doi.org/10.7764/rcia.v44i2.1717>

- Carrere, R., & Lohmann, L. (2013). *Pulping the South: Industrial Tree Plantations in the World Paper Economy*. Zed Books Ltd. <https://bit.ly/3QGHYBN>
- Carro, I., Ferrara, A., Marín, S., Medeiros, M., & Souza, V. (2011). *Tecnologías apropiadas para saneamiento ecológico de Valizas*. <https://bit.ly/3IHKohH>
- Castro Mendoza, I. (2013). Estimación de pérdida de suelo por erosión hídrica en microcuenca de presa Madín, México. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 34(2), 3-16. <https://bit.ly/3szkIuQ>
- Conde, D., Arocena, R., & Rodríguez-Gallego, L. (2002). Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). *Ambios III*, 5-9. <https://bit.ly/3ur7dPk>
- Conesa García, C., Álvarez Rogel, Y., & Granell Pérez, C. (2004). *El empleo de los SIG y la Teledetección en planificación territorial*. España: Universidad de Murcia. <https://bit.ly/34aMk07>
- Congalton, R., & Green, K. (2008). Basic Analysis Techniques. En R. Congalton, & K. Green, *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices* (págs. 105-119). Boca Raton, Florida, United States: CRC Press.
- Congedo, L. (2016). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>
- Cotler, H. (2020). *Manual para evaluar la erosión de los suelos en zonas forestales*. México: Fondo Mexicano para la Conservación.
- Crowther, R. A., & Hynes, H. B. (1977). The effect of road deicing salt on the drift of stream benthos. *Environmental Pollution (1970)*, 14(2), 113-126. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(77\)90103-3](https://doi.org/10.1016/0013-9327(77)90103-3)
- Cruz, H., Patiño, J., & Torres, P. (2009). Índices de Calidad de Agua en Fuentes Superficiales Utilizadas en la Producción de Agua para Consumo Humano. Una Revisión Crítica. *Revista de Ingenierías: Universidad de Medellín*, 79-94. <https://bit.ly/3L2qaOb>
- Decreto N° 390/014*. (14 de 05 de 2023). <https://bit.ly/3o0KLMI>
- Del Rio, J., & Fernández, S. (2011). *Sistemas de Información Geográfica para el ordenamiento territorial*. La Plata, Argentina. <https://bit.ly/3GkJnHp>
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2019). *Freshwater Ecology, Concepts and Environmental Applications of Limnology* (3rd ed.). Elsevier.
- Domínguez Chávez, F. J. (2013). *Digitalización de mapas para determinar riesgo a inundación y potencial de pérdidas económicas en el seccional de Anáhuac, Cuauhtémoc, Chihuahua: mediante sistemas de información geográfica*. Licenciatura en Geoinformática. Universidad Autónoma Cd. Juárez. <https://bit.ly/3AYPsII>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation

- challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.  
<https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- E.S.A. (2015). *SENTINEL-2 User Handbook*. ESA Standard Document.  
<https://bit.ly/3ge0wrK>
- EPA. (2023). *Environmental Protection Agency*. Climate Change Impacts on Freshwater Resources: <https://bit.ly/423t3qi>
- Ernst, F., Alonso, B., Colazzo, M., Pareja, L., Cesio, V., Pereira, A., Márquez, A., Errico, E., Segura, A.M., Heinzen, H., Pérez-Parada, A. (2018). Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. *Science of the total environment*, 631, 169-179. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.320>
- Esri. (13 de 05 de 2022). *ArcGis Pro*. <https://bit.ly/38vWH0J>
- Esri. (2022). *ArcGis Pro: Métodos de clasificación de datos*. <https://bit.ly/3iQ0CdU>
- Fernandes Gallo, B. (2019). *Producción de cartografía Agrícola mediante análisis multitemporal de imágenes satelitales (Sentinel 2A) y cartografía catastral*. Valencia: Universidad Politecnica de Valencia. <https://bit.ly/3Gfb7gx>
- Gabinete Nacional Ambiental., Sistema Nacional Ambiental. (2018). *Plan de acción para la protección de la calidad ambiental de la cuenca del Río Santa Lucía: Medidas de segunda generación*. <https://bit.ly/37CLLOt>
- García Gil, G. (1995). *La conservación de los paisajes en la selva Lacandona*. Chiapas: Universidad Nacional Autonoma de Mexico. <https://bit.ly/3sg6G0i>
- García, D., & Morales, M. F. (2019). *Evolución del bosque nativo en la cuenca del río Santa Lucía*. Montevideo. <https://bit.ly/3wq9iuu>
- Gasparri, I., Panizza, A., Ciganda, V., & Paruelo, J. (2021). Los bosques nativos: un componente más de la producción agropecuaria sostenible. *Revista INIA*, 98-102. <https://bit.ly/39O9ITE>
- Gonzales, E., Ruiz, M., & Acosta, M. (2013). *Tutorial de Teledetección Espacial (Telecan)*. España: Universidad de Las Palmas de Gran canaria. <https://bit.ly/35Bj4jv>
- González, J. I. (1995). *Guía metodológica para el estudio integral de Cuencas Hidrológicas Superficiales con Proyección de Manejo*. Ciudad de La Habana, Cuba. Facultad de Geografía, Universidad de La Habana.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N., Jeppesen, E., Kronvang, B. (2015). Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrol. Earth. Syst. Sci.*, 19, 4099-4111. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4099-2015>
- Griffero, L., Gomes, G., Berazategui, M., Fosalba, C., de Mello, F. T., Rezende, C., Bila, D.M., Gacía-Alonso, J. (2018). Estrogenicity and cytotoxicity of sediments and water from the drinkwater source-basin of Montevideo city, Uruguay. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 13(1), 15-22. <https://doi.org/10.5132/eec.2018.01.02>

- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Cheng, L., Crochetiere, H., Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J., Opperman, J., Petry. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215-221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>
- Hengl, T. (2018). Clay content in % (kg / kg) at 6 standard depths (0, 10, 30, 60, 100 and 200 cm) at 250 m resolution (Version v02) [Data set]. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1476854>
- Hengl, T. (2018). Sand content in % (kg / kg) at 6 standard depths (0, 10, 30, 60, 100 and 200 cm) at 250 m resolution (Version v02) [Data set]. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1476851>
- Hengl, T., & Wheeler, I. (2018). Soil organic carbon content in x 5 g / kg at 6 standard depths (0, 10, 30, 60, 100 and 200 cm) at 250 m resolution (Version v02) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1475457>
- Hengl, T., Mendes de Jesus, J., Heuvelink, G. B., Ruiperez Gonzalez, M., Kilibarda, M., Blagotić, A., . . . Vargas, R. (2017). SoilGrids250m: global gridded soil information based on Machine Learning. *PLoS ONE*, 12(2): e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
- Hernández Morcillo, M., Guillén Climent, M. L., Meroño De Larriva, J. E., Cruz Fernández, J. L., & Aguilera Ureña, M. J. (2006). La planificación sostenible a través del SIG y la teledetección. *El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas. Actas del XII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. Granada.*
- IDEuy. (2019). *Infraestructura de datos espaciales*. <https://bit.ly/3FHOUcY>
- IMPO. (2022). *IMPO: Centro de Información Oficial. Normativa y Avisos Legales del Uruguay. Constitución de la Republica*. <https://bit.ly/3kfOm6V>
- Jamali, A. (2021). Improving land use land cover mapping of a neural network with three optimizers of multi-verse optimizer, genetic algorithm, and derivative-free function. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 24(3), 373-390. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2020.07.001>
- Jensen, J. (2014). Remote Sensing of Vegetation. In J. Jensen, *Remote Sensing of the Environment An Earth Resource Perspective* (p. 357). Pearson.
- Jensen, J. R., & Cowen, D. C. (1999). Remote sensing of urban/suburban infrastructure and socio-economic attributes. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 65, 611-622. <https://bit.ly/44v7Bfq>
- Kerle, N., Janssen, L. L., & Huurneman, G. C. (2004). *Principles of remote sensing*. Enschede, The Netherlands: The International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation. <https://bit.ly/3IVExSN>

- Khassaf, S., & Al Rammahi, A. (2018). Estimation of Slope Length factor (L) and Slope Steepness Factor (S) of RUSLE equation in the Euphrates River Watershed by GIS. *Kufa Journal of Engineering*, 9(3), 81-91. <https://doi.org/10.30572/2018/kje/090307>
- Kondolf, G. M., Gao, Y., Annandale, G. W., Morris, G. L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C; Sumi, T., Wang, H. W. (2014). Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2(5), 256-280. <https://doi.org/10.1002/2013EF000184>
- Kruk, C., Segura, A., Piñeiro, G., Baldassini, P., Pérez-Becoña, L., García-Rodríguez, F., Perera, G., Piccini, C. (2023). Rise of toxic cyanobacterial blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.16587>
- MA. (2023). *Geoservicios del Ministerio de Ambiente*. <https://bit.ly/3LYsIOY>
- Macedo, G. (2016). *Rehabilitación de canteras y su entorno en el municipio de La Paz*. Montevideo: Facultad de Ciencias, UDELAR. <https://bit.ly/3ZtviCx>
- Malczewski, J., Chapman, T., Flegel, C., Walters, D., Shrubsole, D., & Healy, M. A. (2003). GIS–Multicriteria Evaluation with Ordered Weighted Averaging (OWA): Case Study of Developing Watershed Management Strategies. *Environment and Planning A: Economy and Space*, 35(10), 1769–1784. <https://doi.org/10.1068/a35156>
- Meerhoff, M., Burwood, M., Calvo, C., Clemente, J., Fosalba, C., Goyenola, G., Iglesias, C., López-Rodríguez, A., Lussheimer, E., Moreira, A., Pacheco, J.P., Teixeira de Mello, F. (2019). *Plan de Manejo y Gestión del Embalse Maggiolo y su cuenca, Ao. San Francisco, Lavalleja: Síntesis. Convenio OSE-UDELAR*. Centro Universitario Regional del Este, UDELAR.
- Méndez, A., Vélez, J., Scaramuzza, F., & Villarroel, D. (2014). Los drones como herramienta para el monitoreo de cultivos. *Revista de la Bolsa de Comercio de Rosario*. <https://bit.ly/3IVCePt>
- MGAP. (2004). *Código Nacional de buenas prácticas forestales*. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. <https://bit.ly/3GwUIX6>
- MGAP. (2021). *Actualización de Cobertura y Uso del Suelo del Uruguay al año 2020/2021*. <https://bit.ly/3N9WNJG>
- MGAP. (2022). *Programa Erosión 6.0 USLE-RUSLE*. <https://bit.ly/3W5n4NU>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. Washington, DC: World Resources Institute. <https://bit.ly/39k5u5W>
- Ministerio de Ambiente. (2022). *Listado de capas y geoservicios*. <https://bit.ly/3X4NBwe>
- Montero Palacios, O. D., & Sardi Barzallo, J. S. (2017). *Estudio de las metodologías para el análisis de transformaciones urbano-morfológicas alrededor del río Tomebamba y de su primera línea edificada mediante la reconstrucción tridimensional en base a la*

- fotogrametría y escáner LIDAR*. Cuenca, Ecuador: Universidad de Cuenca.  
<https://bit.ly/3IMYoDE>
- Morales Lozano, D. L. (2015). *El ordenamiento de cuencas hidrográficas y el ordenamiento ambiental del territorio, en la cuenca del Rio Risalda*. Colombia: Universidad Autonoma de Manizales. <https://bit.ly/3ujgglr>
- Mosadeghi, R., Warnken, J., Tomlinson, R., & Mirfenderesk, H. (2013). Uncertainty analysis in the application of multi-criteria decision-making methods in Australian strategic environmental decisions. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(8), 1097-1124. <https://doi.org/10.1080/09640568.2012.717886>
- Mosley, L. M. (2015). Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Reviews*, 140, 203-214.  
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>
- Nguyen, H. T., Doan, T. M., Tomppo, E., & McRoberts, R. E. (2020). Land Use/Land Cover Mapping Using Multitemporal Sentinel-2 Imagery and Four Classification Methods—A Case Study from Dak Nong, Vietnam. *12*(9), 1367.  
<https://doi.org/10.3390/rs12091367>
- Olaya, V. (2020). *Sistemas de Información Geográfica*. España. <https://bit.ly/3GkgA5U>
- Ongley, E. D. (1997). Capítulo 2 - Contaminación provocada por los sedimentos. En E. D. Ongley, *Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje - 55)*. GEMS/Water Collaborating Center Canada Center for Inland Waters. <https://bit.ly/44FFQB9>
- Ordoñez Gálvez, J. (2011). *Contribuyendo al desarrollo de una Cultura del Agua y la Gestión Integral del Recurso Hídrico*. Lima, Perú: Sociedad Geográfica de Lima.  
<https://bit.ly/3Hkou0r>
- Ozesmi, S., & Bauer, M. (2002). Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 10, 381–402. <https://doi.org/10.1023/A:1020908432489>
- Peguero Orta, C. (2016). *Sensores remotos y aplicaciones en teledetección*.  
<https://bit.ly/3s7DsQT>
- Pekel, J. F., Cottam, A., Gorelick, N., & Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633), 418–422.  
<https://doi.org/10.1038/nature20584>
- Pérez Arrarte, C. (2007). *Plantaciones forestales e impactos sobre el ciclo del agua: un análisis a partir del desarrollo de las plantaciones forestales en Uruguay*. Montevideo, Uruguay: Grupo Guayubira. <https://bit.ly/3GEeShR>
- Pérez, Á. A., & Le Blas, F. N. (2004). *Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe, Red de Formación Ambiental. <https://bit.ly/3HnGarU>



- Pérez, W. (2020). *Aportes para maximizar el potencial de la geoinformática en la gestión de cuencas hidrográficas en Uruguay*. Maldonado: CURE (Udelar).  
<https://bit.ly/3LI7qEd>
- Rad, S. M., Ray, A. K., & Barghi, S. (2022). Water Pollution and Agriculture Pesticide. *Clean Technologies*, 4(4), 1088-1102. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4040066>
- Rahman, M. M., & Szabó, G. (2022). Sustainable Urban Land-Use Optimization Using GIS-Based Multicriteria Decision-Making (GIS-MCDM) Approach. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 11(5), 313. <https://doi.org/10.3390/ijgi11050313>
- Richards, J., & Jia, X. (2006). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*. Berlin, Germany: Springer. <https://doi.org/10.1007/3-540-29711-1>
- Sancha, A. (20 de Octubre de 2016). *Ariadna Sancha CTMA*. <https://bit.ly/3rkJNcC>
- Smith, K. (2015). Drone Technology: Benefits, Risks, and Legal Considerations. *Seattle Journal of Environmental Law: Vol. 5: Iss. 1, Article 12*. <https://bit.ly/3ujCUKs>
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *100(1-3)*, 179-196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Song, H., Kim, Y., & Kim, Y. (2019). A patch-based light convolutional neural network for land-cover mapping using Landsat-8 images. *Remote Sensing*, 11(2), 114. <https://doi.org/10.3390/rs11020114>
- Storie, C. D., & Henry, C. J. (2018). Deep learning neural networks for land use land cover mapping. In *IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3445-3448. IEEE. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8518619>
- Suárez, U. C., Johnson, W., & Suárez, E. C. (2008). Diagnóstico biofísico y socioeconómico de la cuenca Bilwi Tingni, Puerto Cabezas, RAAN. *Ciencia e interculturalidad*, 2(2), 28-43. <https://doi.org/10.5377/rci.v2i2.571>
- Sun, J., & Wang, M. (2017). Crosstalk Effect in SNPP VIIRS. *Remote Sensing*, 9(4), 344. <https://doi.org/10.3390/rs9040344>
- Tennyson, L. (2003). Review and assessment of watershed management strategies and approaches. En M. Achouri, L. Tennyson, K. Upadhyay, & R. White, *Preparing for the next generation of watershed management programmes and projects* (pág. 19). Kathmandu, Nepal: FAO. <https://bit.ly/3OleDxU>
- Topaloğlu, H., Sertel, E., & Musaoğlu, N. (2016). Assessment Of Classification Accuracies Of Sentinel-2 And Landsat-8 Data For Land Cover/Use Mapping. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 8. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B8-1055-2016>
- Tricart, J., & Killian, J. (1982). *La eco-geografía y la ordenación del medio natural*. Barcelona: Anagrama.
- Ulibarri, N., & Escobedo Garcia, N. (2020). Comparing complexity in watershed governance: the case of California. *Water*, 12(3), 766. <https://doi.org/10.3390/w12030766>

- Urama, K. C., & Ozor, N. (2010). Impacts of climate change on water resources in Africa: the role of adaptation. *African Technology Policy Studies Network*, 29(1), 1-29. <https://bit.ly/42ZujdU>
- Vásquez, A., Mejía, A., Faustino, J., Terán, R., Vásquez, I., Díaz, J., & Alcántara, J. (2016). *Manejo y Gestión de Cuencas Hidrográficas*. Lima, Perú: Ad Printing S.A.C. <https://bit.ly/345ezxw>
- Wang, G., Mang, S., Cai, H., Liu, S., Zhang, Z., Wang, L., & Innes, J. L. (2016). Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends. *Journal of Forestry Research*, 27, 967-994. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0293-3>
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., & Wade, A. J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological sciences journal*, 54(1), 101-123. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning* (Vol. 537). U.S. Department of Agriculture. <https://bit.ly/3PmlFjK>
- Xia, X. H., Wu, Q., Mou, X. L., & Lai, Y. J. (2014). Potential Impacts of Climate Change on the Water Quality of Different Water Bodies. *Journal of Environmental Informatics*, 25(2), 85-98. <https://bit.ly/42DPpPg>
- Yali, R. (2018). *Modelo de erosión RUSLE y coeficiente de aporte de sedimentos (SDR) para la estimación del volumen muerto de reservorios, caso de estudio: Reservorio Gallito Ciego*. Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Escuela Profesional de Ingeniería Geográfica. <https://bit.ly/3DF6pJA>
- Yao, F. L., Rajagopalan, B., Wang, J., Crétaux, J. F., Wada, Y., & Berge-Nguyen, M. (2023). Satellites reveal widespread decline in global lake water storage. *Science*, 380(6646), 743-749. <https://doi.org/10.1126/science.abo2812>
- Zeferino, L. B., de Souza, L. F., do Amaral, C. H., Fernandes Filho, E. I., & de Oliveira, T. S. (2020). Does environmental data increase the accuracy of land use and land cover classification? (Vol. 91). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102128>
- Zhang, Y. J., Li, A. J., & Fung, T. (2012). Using GIS and multi-criteria decision analysis for conflict resolution in land use planning. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 2264-2273. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.215>
- Zhou, L., Zhou, W., Chen, J., Xu, X., Wang, Y., Zhuang, J., & Chi, Y. (2022). Land surface phenology detections from multi-source remote sensing indices capturing canopy photosynthesis phenology across major land cover types in the Northern Hemisphere. *135*, 108579. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108579>
- Zia, H., Harris, N., Merrett, G., Rivers, M., & Coles, N. (2013). The impact of agricultural activities on water quality: A case for collaborative catchment-scale management using integrated wireless sensor networks. *Computers and Electronics in Agriculture*, 96, 126-138. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2013.05.001>

## Anexo

### Fundamentos básicos de teledetección

Según Gonzales y colaboradores (2013), la teledetección o también llamada percepción remota (“Remote Sensing”), es una disciplina científica que abarca un gran conjunto de conocimientos y tecnologías que hacen posible observar, analizar e interpretar distintos fenómenos terrestres y atmosféricos. Es la tecnología que permite identificar las características de los objetos de interés o realizar mediciones sin la necesidad de ir al terreno o entrar en contacto directo con el objeto estudiado, obteniendo la información a partir de datos provenientes de un sensor, ya sea aerotransportado, incorporado a un satélite u otros (Kerle et al., 2004; Gonzales et al., 2013)

Por lo general, la teledetección consiste en la medición de la energía reflejada o emitida por la superficie de la Tierra o el objeto observado. Si la fuente de la energía medida proviene de origen natural, ya sea del sol o emanada de la propia Tierra, entonces recibe el nombre de teledetección pasiva, y el resultado de esta medición puede ser una imagen digital (Richards y Jia, 2006; Olaya, 2020). En cambio, si la energía medida es emitida por la plataforma del sensor y luego es captada por el mismo tras ser reflejada en algún elemento del medio, entonces se define como teledetección activa, tales como sensores de radar que funcionan en el rango de microondas (Richards y Jia, 2006; Olaya, 2020).

Un sistema de teledetección satelital está formado por una fuente de energía o de radiación, que puede ser de origen natural (el sol) o artificial si hablamos de energía electromagnética emitida por el propio sensor (Fernandes Gallo, 2019). Esta energía, luego de ser emitida, entra en contacto con la superficie donde es perturbada por diferentes objetos u elementos, como ser la vegetación, cursos de agua, infraestructuras, entre otros (Fernandes Gallo, 2019; Olaya, 2020). En este proceso también interactúa la atmósfera, que no sólo desplaza la radiación hacia

los objetos, sino que también la desplaza desde la superficie terrestre hacia los sensores, generando algunas alteraciones producto de esta interacción (Fernandes Gallo, 2019; Olaya, 2020).

Una vez que el sensor recibe la energía perturbada o emitida por la superficie y sus elementos, posteriormente se procede a almacenarla y codificarla para ser enviada a un sistema de recepción terrestre, donde nuevamente se almacena la información, se le da un formato determinado, se le aplican las correcciones necesarias y se distribuyen los datos para su posterior tratamiento digital, que consiste en su análisis y clasificación para generar información temática que sea de utilidad para el usuario final (Fernandes Gallo, 2019).

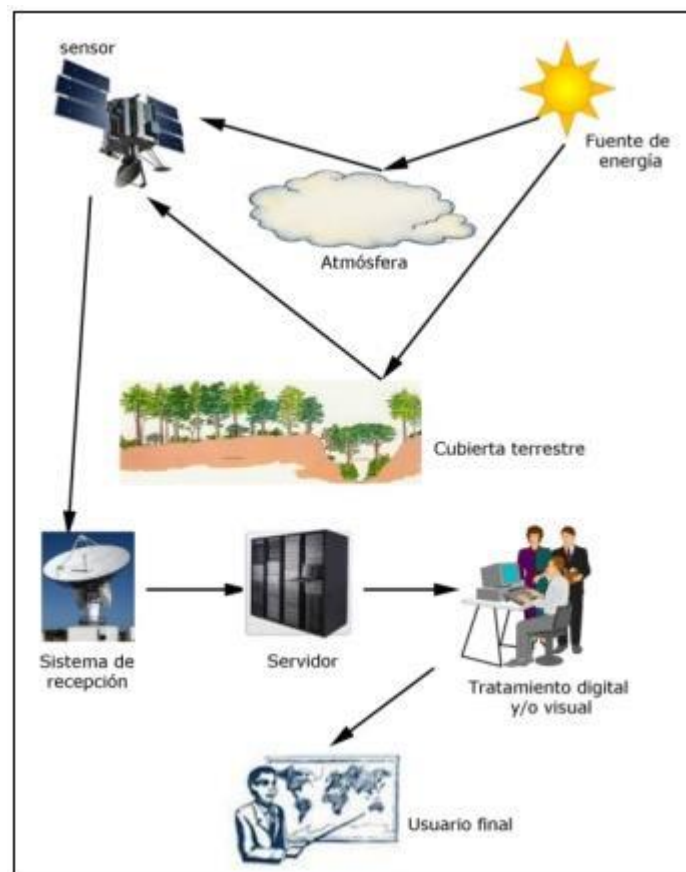


Fig. 6: Componentes de un sistema de teledetección. El diagrama de la figura muestra cómo el sensor a bordo del satélite capta la radiación electromagnética emitida por el sol y luego reflejada en la atmósfera y la superficie de la tierra, y en segunda instancia muestra cómo estos datos captados por el sensor son transmitidos al sistema de recepción terrestre para seguir el proceso de almacenamiento, tratamiento y distribución hasta llegar al usuario final. Imagen extraída de Sancha, (2016).

## Radiación electromagnética

La teledetección se basa en la medición de radiación electromagnética, por lo cual es necesario conocer los principios básicos de cómo interactúa la radiación con los distintos objetos en la superficie terrestre, para entender cómo se genera una imagen al finalizar un proceso de teledetección (Olaya, 2020). En la actualidad existen dos modelos principales que permiten explicar el comportamiento de la radiación electromagnética:

- El modelo de partículas, según el cual la energía se compone por unidades o paquetes discretos denominados “fotones” (Kerle et al., 2004). En este modelo no se profundizará, ya que a efectos prácticos el modelo ondulatorio, descrito a continuación, permitirá comprender la mayor parte de los procesos.
- El modelo ondulatorio, por el cual las partículas electromagnéticas se desplazan por el espacio como ondas sinusoidales formadas por campos eléctricos y magnéticos que se propagan a la velocidad de la luz, perpendiculares a la dirección de desplazamiento de la onda (Fig. 7) (Kerle et al., 2004).

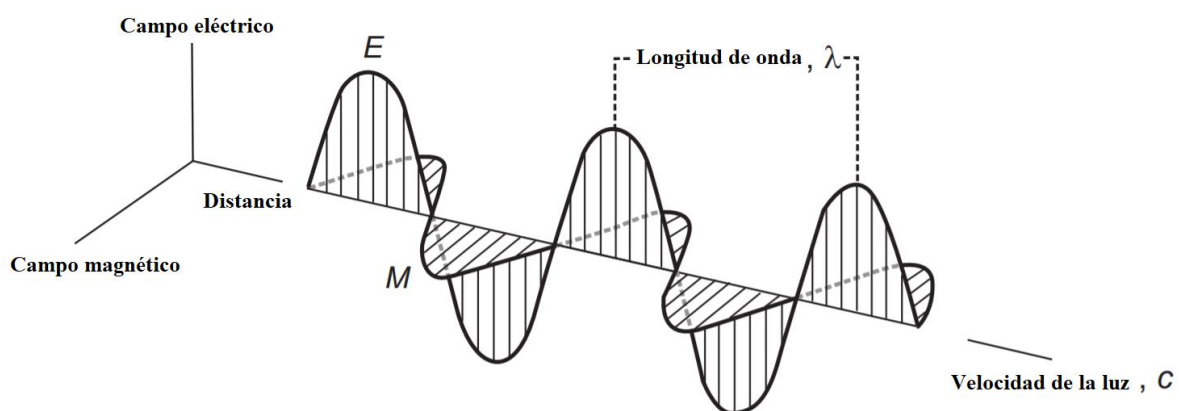


Fig. 7: Diagrama de vectores eléctricos (E) y magnéticos (M) de una onda electromagnética. Imagen extraída de Kerle et al. (2004).

La longitud de onda ( $\lambda$ ), está definida como la distancia entre crestas consecutivas e inversamente asociada a la frecuencia ( $\nu$ ), que es el número de ciclos de una onda que pasa por un punto fijo en un periodo de tiempo determinado (Kerle et al., 2004). A mayor longitud de onda menor frecuencia y viceversa. Esta relación está representada por la siguiente ecuación:

$$C = \lambda \times \nu.$$

Donde,  $C$  es la constante que representa la velocidad de la luz ( $3 \times 10^8$  m/s),  $\lambda$ , es la longitud de onda medida en metros (m) y  $\nu$  es la frecuencia medida en hercios (Hz). (Kerle et al., 2004).

La radiación electromagnética es emitida en forma de ondas, a distintas longitudes, por toda la materia con una temperatura superior al cero absoluto; este rango de longitudes de onda es lo que se conoce como espectro electromagnético (Kerle et al., 2004).

A continuación, se definirán las regiones del espectro más utilizadas para análisis de teledetección (Fig. 8).

### Regiones del espectro electromagnético

- **Ultravioleta fotográfica** (0.3 - 0.4  $\mu\text{m}$ ): La radiación que está por debajo de estos valores de longitud de onda es absorbida por el ozono en la atmósfera, y dentro de estos valores es detectable por medio de emulsiones fotográficas (Peguero Orta, 2016).

- **Espectro visible** (0.4 - 0.7  $\mu\text{m}$ ): Frecuencias visible por el ojo humano y que puede ser captada por una cámara fotográfica normal. Esta región se puede subdividir a su vez en tres bandas: Rojo (0.6 - 0.7  $\mu\text{m}$ ), Verde (0.5 - 0.6  $\mu\text{m}$ ) y Azul (0.4 - 0.5  $\mu\text{m}$ ) (Olaya, 2020).

- **Infrarrojo cercano** (0.7 - 1.1  $\mu\text{m}$ ): Denominado infrarrojo fotográfico o reflejado.

- **Infrarrojo medio** (1.1 – 8  $\mu\text{m}$ ): Esta región se ve afectada sensiblemente por la atmósfera y frecuentemente, junto con el infrarrojo cercano, se utiliza para mediciones de concentración de vapor de agua, ozono, aerosoles, y otros estudios como la estimación de cantidad de humedad

en la cobertura vegetal, como por ejemplo el índice de humedad de cultivos (NDMI, Normalized Difference Moisture Index) (Gonzales et al., 2013).

- **Infrarrojo térmico** (8 - 14  $\mu\text{m}$ ): Permite determinar la Temperatura de un cuerpo o de la superficie terrestre (Gonzales et al., 2013).

- **Microondas** (1mm - 1m): La región comprendida entre estos valores ha tomado una creciente relevancia para su uso en teledetección. Esto se debe a que presenta menor cantidad de perturbaciones atmosféricas y es capaz de penetrar nubes, niebla y lluvia. Para su uso generalmente se utilizan sensores activos (Gonzales et al., 2013).

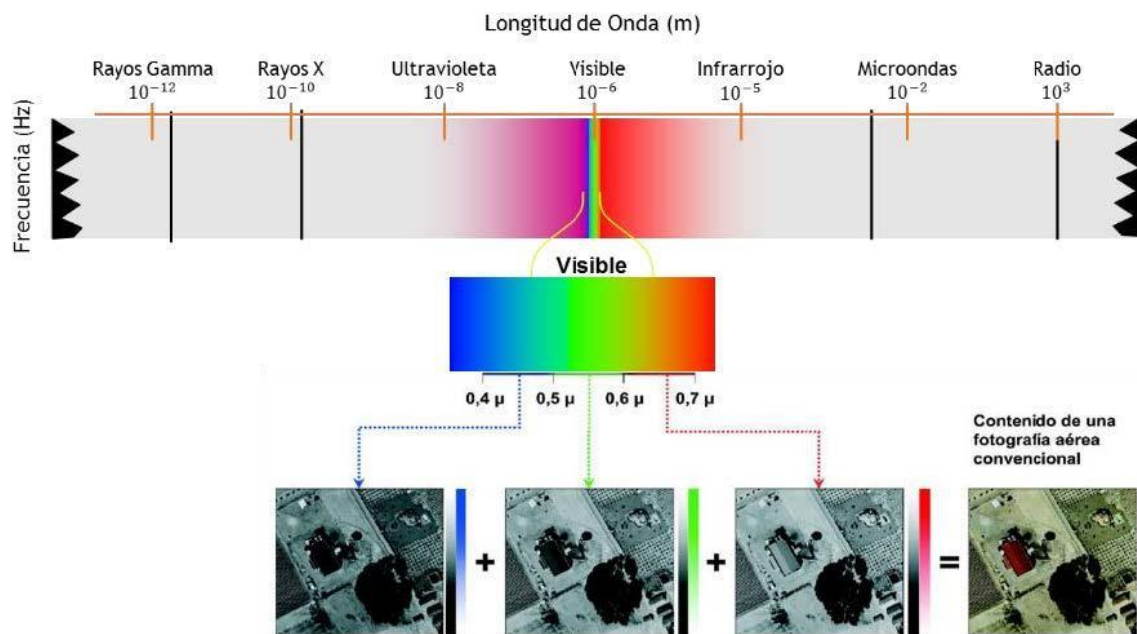
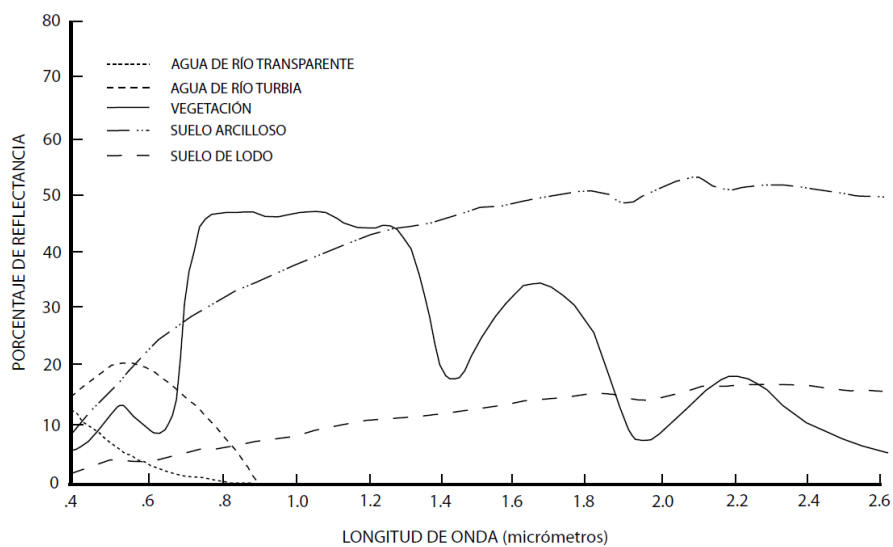


Fig. 8: Diagrama de regiones del espectro electromagnético. Se muestran todas las regiones del espectro electromagnético y en particular el ejemplo de una posible combinación de tres bandas del espectro visible que resulta en una fotografía aérea convencional. Extraído de Bravo Morales, (2019).

## Firmas espectrales

Un objeto, según sus propiedades, puede absorber, reflejar o emitir energía electromagnética. La firma espectral es el resultado de la medición cuantitativa de la variación en la energía reflejada o emitida en función de la longitud de ondas. Esta medición permite la identificación y/o clasificación de diferentes objetos como, por ejemplo, la vegetación, los cursos de agua, suelos desnudos, infraestructura urbana, entre otros (Fig. 9) (Fernandes Gallo, 2019).



*Fig. 9: Comportamiento de las firmas espectrales de elementos naturales comunes. El gráfico muestra la variación de la reflectancia de cada elemento, dependiendo de la longitud de ondas que reciben, y cómo es posible diferenciar en función de ello diferentes coberturas y/o usos del suelo. Extraído de Aguirre Gómez, (2009)*



## Resolución de los sensores

En teledetección es de gran importancia tener en cuenta el tipo de resolución que pueden alcanzar los sensores ya que esto permitirá definir la precisión de las imágenes. A continuación, se mencionan los tipos de resoluciones que existen y sus características.

- **Resolución espacial:** Describe la unidad o área más pequeña que se puede identificar sobre el terreno (pixel de la imagen) (Olaya, 2020). Como se puede ver en la siguiente imagen (Fig. 10), cuando la resolución espacial es menor, la información que se puede obtener es menor, y dicha información va aumentando a medida que mejora la resolución y el tamaño del pixel es más pequeño.

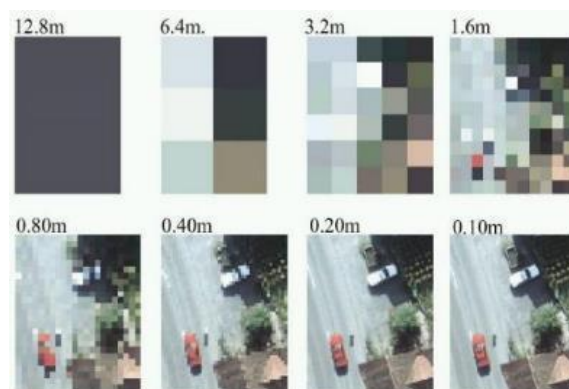


Fig. 10: Comparación de la información que se puede obtener de imágenes con píxeles de diferentes tamaños. Extraída de Bravo Morales, (2019).

- **Resolución espectral:** Representa la región espectral que abarca y el número de bandas que puede captar el sensor: cuanto mayor el número de bandas, mayor será su resolución, ya que cada banda podrá cubrir un rango de frecuencias de menor amplitud y por lo tanto se podrá obtener más detalles (Olaya, 2020; Fernandes Gallo, 2019).
- **Resolución radiométrica:** Esta resolución indica la capacidad del sensor para distinguir entre pequeñas variaciones en la radiación electromagnética, captando una gama de valores de brillo correspondientes al alcance máximo de niveles de grises o niveles digital (DN); esta medida se expresa en dígitos binarios (bits) y cuánto mayor es su valor mayor será el

nivel de detalle en la imagen. Por ejemplo, con una resolución de 8 bits, se pueden representar 256 ( $2^8$ ) niveles digitales (Richards y Jia, 2006; Olaya, 2020).

- **Resolución temporal:** También llamado tiempo de revisita (Revisit time), consiste en el tiempo o la frecuencia con la que un sensor vuelve a capturar una imagen en la misma localización geográfica (Fernandes Gallo, 2019).

## Características de Sentinel 2

La misión Sentinel 2, puesta en marcha por la Agencia Espacial Europea (ESA, por su sigla en inglés), está formada por una constelación de dos satélites con capacidad de monitoreo multiespectral de alta resolución (tabla 12) (E.S.A, 2015). Estos Satélites (Sentinel 2A y Sentinel 2B) se encuentran dispuestos en una órbita polar y sincrónica del sol, desplazándose  $180^\circ$  opuestos entre sí (E.S.A, 2015). Se caracterizan también por contar con un ancho de barrido de 290 km y una alta resolución temporal (10 días en el ecuador con un satélite y 5 días con los 2 satélites en condiciones sin nubosidad, lo que resulta en 2-3 días en latitudes medias). Los límites de cobertura son entre las latitudes  $56^\circ$  sur y  $84^\circ$  norte (E.S.A, 2015).

Estos dos satélites, con las características mencionadas, cumplen con las necesidades de cobertura espacial para detectar diferentes usos del suelo, frecuencia de observación y proporcionar datos robustos sobre la cobertura vegetal, usos del suelo, cursos de agua, cauces navegables y zonas costeras, entre otras variables geofísicas (E.S.A, 2015).

Tabla 12: Características de las trece bandas del satélite Sentinel 2A. Las cuales pueden ser combinadas dependiendo del análisis que se quiera realizar, por ejemplo, se puede hacer una combinación de las bandas 8A, 11 y 2 si se quiere detectar presencia de vegetación vigorosa en el área de estudio o combinar las bandas 4, 3 y 2 si se quiere ver el color natural de la cobertura, entre otras combinaciones. Elaboración propia.

<b>Bandas del Sensor MSI</b>	<b>Longitud de onda en micrómetros</b>	<b>Descripción</b>	<b>Resolución en metros</b>
Banda 1	0.430 – 0.457	Ultra azul (Costa y aerosol)	60
Banda 2	0.400 – 0.535	Azul	10
Banda 3	0.537 – 0.582	Verde	10
Banda 4	0.646 – 0.684	Rojo	10
Banda 5	0.694 – 0.713	Visible e Infrarrojo Cercano - NIR 1	20
Banda 6	0.731 – 0.749	Visible e Infrarrojo Cercano - NIR 2	20
Banda 7	0.769 – 0.797	Visible e Infrarrojo Cercano - NIR 3	20
Banda 8	0.773 – 0.908	Visible e Infrarrojo Cercano - NIR 4	10
Banda 8A	0.848 – 0.881	Visible e Infrarrojo Cercano - NIR 5	20
Banda 9	0.932 – 0.958	Vapor de Agua	60
Banda 10	1.337 – 1.412	Cirrus	60
Banda 11	1.539 – 1.682	Onda Corta Infrarroja (SWIR)	20
Banda 12	2.078 – 2.320	Onda Corta Infrarroja (SWIR)	20

## Niveles de procesamiento de productos Sentinel 2A

Los productos Sentinel 2 pueden ser obtenidos con diferentes niveles de procesamiento, los cuales se detallarán a continuación:

- **Nivel 0:** También llamados data raw, es el nivel de procesamiento más básico en el cual se realizan las primeras tareas para asegurar la calidad del producto y dejarlo disponible para las siguientes correcciones necesarias (E.S.A, 2015).
- **Nivel 1:** Se utilizan los datos de nivel 0 como entrada y se realizan los siguientes procedimientos:
  1. El procesamiento de nivel 1A que se centra en descomprimir los paquetes fuente de misión que sean relevantes para los siguientes procesos y elaborar el modelo geométrico que permite localizar cualquier pixel de la imagen. Este producto no está disponible para los usuarios (E.S.A, 2015).
  2. Según la E.S.A (2015), el procesamiento de nivel 1B utiliza el producto de nivel 1A y se le aplican las primeras correcciones radiométricas necesarias:
    - Señal oscura (“ruido” eléctrico producido en el sensor)
    - Corrección de píxeles sin uniformidad
    - Corrección de diafonía, que son interferencias en una banda determinada producidas por señales electrónicas, frecuentemente provenientes del detector de las bandas vecinas en el mismo plano focal (Sun y Wang, 2017).
    - Interpolación de píxeles defectuosos
    - Restauración de bandas de alta resolución espacial (desconvolución y eliminación de ruido)
    - Binning (filtrado espacial) para bandas de 60 m

3. El procesamiento de nivel 1C utiliza el producto de nivel 1B y aplica correcciones radiométricas y geométricas entre las que se incluyen la ortorectificación, a partir de un modelo DEM de 90 m (PlanetDEM 90), y el registro espacial en un sistema de referencia global con precisión sub píxel. Este producto se distribuye en valores de reflectancia en el Tope de la Atmósfera (E.S.A, 2015).
- **Nivel 2 A:** Se refiere a los datos obtenidos a partir de la corrección atmosférica del Level-1C. El procesamiento de Nivel 2A tiene por cometido proporcionar imágenes con corrección de los niveles de reflectancia por debajo de la atmósfera (**B.O.A, Bottom Of Atmosphere**). Esto resulta en imágenes más nítidas de la superficie terrestre. Este producto está compuesto por mosaicos de 100x100  $km^2$  en geometría cartográfica (proyección UTM/WGS84) (E.S.A, 2015).

## Bibliografía de anexo

- Aguirre Gómez, R. (2009). *Conceptos de Geomática y estudios de caso en México*. México: Instituto de geografía, UNAM. Obtenido de <https://bit.ly/342ycX3>
- Bravo Morales, N. (2019). *Teledetección espacial y procesamiento de imágenes Satelitales de acceso gratuito con el uso de software libres*. Huánuco, Perú: GEOMÁTICA AMBIENTAL S.R.L.
- E.S.A. (2015). *SENTINEL-2 User Handbook*. ESA Standard Document. Obtenido de <https://bit.ly/3ge0wrK>
- Fernandes Gallo, B. (2019). *Producción de cartografía Agrícola mediante análisis multitemporal de imágenes satelitales (Sentinel 2A) y cartografía catastral*. Valencia: Universidad Politecnica de Valencia. Obtenido de <https://bit.ly/3Gfb7gx>
- Gonzales, E., Ruiz, M., & Acosta, M. (2013). *Tutorial de Teledetección Espacial (Telecan)*. España: Universidad de Las Palmas de Gran canaria. Obtenido de <https://bit.ly/35Bj4jv>
- Kerle, N., Janssen, L. L., & Huurneman, G. C. (2004). *Principles of remote sensing*. Enschede, The Netherlands: The International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation. Obtenido de <https://bit.ly/3IVExSN>
- Olaya, V. (2020). *Sistemas de Información Geográfica*. España. Obtenido de <https://bit.ly/3GkgA5U>
- Peguero Orta, C. (2016). *Sensores remotos y aplicaciones en teledetección*. Obtenido de <https://bit.ly/3s7DsQT>
- Richards, J., & Jia, X. (2006). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*. Berlin, Germany: Springer. doi:10.1007/3-540-29711-1
- Sancha, A. (20 de Octubre de 2016). *Ariadna Sancha CTMA*. Obtenido de <https://bit.ly/3rkJNcC>