

Identificación de áreas prioritarias de recuperación a través del estudio de la dinámica de erosión en la cuenca hidrográfica del Río Carapiranga

Caroline Costas Borges

Universidade Estadual Paulista, Instituto de Ciência e Tecnologia (Brasil)



Hetiany Ferreira da Costa

Universidade Estadual Paulista, Instituto de Ciência e Tecnologia (Brasil)



Mayra Vanessa Lizcano Toledo

Universidade Estadual Paulista, Instituto de Ciência e Tecnologia (Brasil)



Darllan Collins da Cunha e Silva

Universidade Estadual Paulista, Instituto de Ciência e Tecnologia (Brasil)



<http://dx.doi.org/10.5209/aguc.99093>

Recibido: 20 de noviembre de 2024 / Enviado a evaluar: 22 de noviembre de 2024 /
Aceptado: 8 de agosto de 2025 / Publicado en línea: 10 de septiembre de 2025

Resumen. La erosión hídrica, intensificada por la transformación de áreas naturales en áreas destinadas a agricultura y urbanización, contribuye al desgaste y sedimentación del suelo en cuerpos hídricos. El presente estudio identificó las áreas con prioridad de recuperación en la cuenca hidrográfica del Río Carapiranga (Brasil). La metodología incorpora la estimativa de la pérdida de suelo a través de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) y el modelo de Cadena de Márkov, incorporando factores de erosividad de la lluvia, erosionabilidad del suelo y prácticas de conservación, priorizando la restauración en zonas de alto riesgo y analizando la conformidad de las Áreas de Preservación Permanente (APPs) con el código forestal de 2012. Para 2050, fue previsto una mejora en la estabilidad del suelo, pasando del 90,29% al 93,07% en áreas con pérdida de suelo leve. Finalmente, es sugerido el Pago por Servicios Ambientales (PSA), programas de educación ambiental y un plan de recuperación de áreas degradadas que permita el fortalecimiento de la sostenibilidad de la cuenca.

Palabras clave: cadena de Márkov; conservación ambiental; erosión; geoprocementamiento; USLE.

[ENG] Identification of priority recovery areas through the study of erosion dynamics in the Carapiranga river watershed

Abstract. Water erosion, intensified by the conversion of natural areas into agricultural and urban zones, contributes to soil degradation and sedimentation in water bodies. This study identified priority areas for restoration within the Carapiranga River watershed (Brazil). The methodology incorporates the estimation of soil loss using the Universal Soil Loss Equation (USLE) and the Markov Chain model, taking into account rainfall erosivity, soil erodibility, and conservation practices, and prioritizing restoration in high-risk zones and analyzing the compliance of Permanent Preservation Areas (APPs) with the 2012 Forest Code. By 2050, an improvement in soil stability is projected, increasing from 90.29% to 93.07% in areas with low soil loss. Finally, the implementation of Payment for Environmental Services (PES), environmental education programs, and a degraded area recovery plan is suggested to strengthen the watershed's sustainability.

Keywords: Markov Chain; environmental conservation; erosion; geoprocessing; USLE.

Cómo citar: Costas Borges, C., Ferreira da Costa, H., Lizcano Toledo, M. V., da Cunha e Silva, D. C. (2025). Identificación de áreas prioritarias de recuperación a través del estudio de la dinámica de erosión en la cuenca hidrográfica del Río Carapiranga. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 45(2), pp. 141-162.

1. Introducción

La erosión pluvial es un proceso natural que ha ayudado a moldear la superficie terrestre a lo largo del tiempo geológico. Sin embargo, las actividades antrópicas, como la conversión de áreas naturales en tierras agrícolas y urbanizadas, aumentan la exposición del suelo a factores que promueven la desagregación y el transporte de partículas que, con el impacto de la lluvia, son arrastradas hacia los cursos de agua, provocando su sedimentación. Este proceso intensificado de erosión incrementa el riesgo de inundaciones y la contaminación hídrica, especialmente por el transporte de agroquímicos y otros elementos provenientes de las actividades agrícolas (Carollo *et al.*, 2024; Owens, 2020).

Para mitigar y comprender los impactos de la erosión, se han desarrollado modelos matemáticos, como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE), creada por Wischmeier y Smith (1978), la cual permite la estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica a partir de una ecuación que fue establecida a partir de la identificación de la relación entre factores significativos como precipitación, topografía, características del suelo y prácticas de cultivo y manejo; y datos de mediciones de pérdida de suelo (Majhi *et al.*, 2021).

El uso de la USLE en conjunto con Sistemas de Información Geográfica (SIG) ha sido validada mundialmente por diversos estudios, que describen como la integración del modelo USLE con análisis espaciales y temporales facilita la identificación de áreas con alto potencial de erosión y transporte de sedimentos hacia los cuerpos de agua (Tiruwa *et al.*, 2021). Esto permite un análisis detallado de las condiciones de las márgenes de los ríos y los efectos que la pérdida de la vegetación tiene en la protección de estos cuerpos de agua.

Entre las limitaciones de la USLE, se encuentra la baja precisión para la estimativa de la pérdida del suelo en pastizales, considerando que fue desarrollada para la determinación de mejores prácticas de cultivo y reducción de erosión en áreas agrícolas, popularizándose después para otros tipos de usos del suelo y el desarrollo de estrategias de gestión (Wischmeier & Smith, 1978).

En lo relativo a Brasil, el estudio realizado por Wuepper *et al.* (2020) posicionó al país entre las mayores pérdidas de suelo, con aproximadamente 4 t ha al año. El país ha utilizado ampliamente la USLE para la identificación de erosión e implementación de prácticas de conservación, adecuando la misma a las condiciones locales. Resulta importante mencionar que el 20% de suelo es utilizado como pastizal. La mayor parte de los pastizales que se encuentran en el bioma Mata Atlántica se encuentran degradados, principalmente por prácticas de monocultivos (Junio *et al.*, 2017).

Como consecuencia de lo anterior, en el país se han implementado desde la década de 1980 políticas de conservación que resultaron en la creación de unidades de conservación para proteger legalmente la biodiversidad local, junto a la preservación de la fauna, flora y las comunidades tradicionales, como los caíçaras e indígenas. Su conservación es esencial, ya que estas poblaciones dependen de los recursos naturales para su subsistencia (Coliado *et al.*, 2022).

Entre estas unidades de conservación se encuentra el Valle del Ribeira, localizado en el estado de São Paulo. Posee la mayor concentración de Mata Atlántica del país, siendo considerado un área de gran interés para la conservación forestal y patrimonio natural de la humanidad por la UNESCO (Narezi, 2018).

Teniendo en cuenta lo anterior, la presente investigación identificó las áreas con prioridad de recuperación en el Valle del Ribeira y, en específico, en la cuenca hidrográfica del río Carapiranga, ubicada en el municipio de Registro (SP). Para ello, se determinó de la pérdida del suelo para 2010 y 2020 y se estimaron las condiciones futuras para 2050, así como el análisis de las Áreas de Preservación Permanente (APP) que se encuentran en conflicto. Con todo, se proporciona una perspectiva sobre el estado de conservación de la cuenca en las próximas décadas con el objetivo de promover una gestión equilibrada entre el desarrollo socioeconómico y la conservación ambiental.

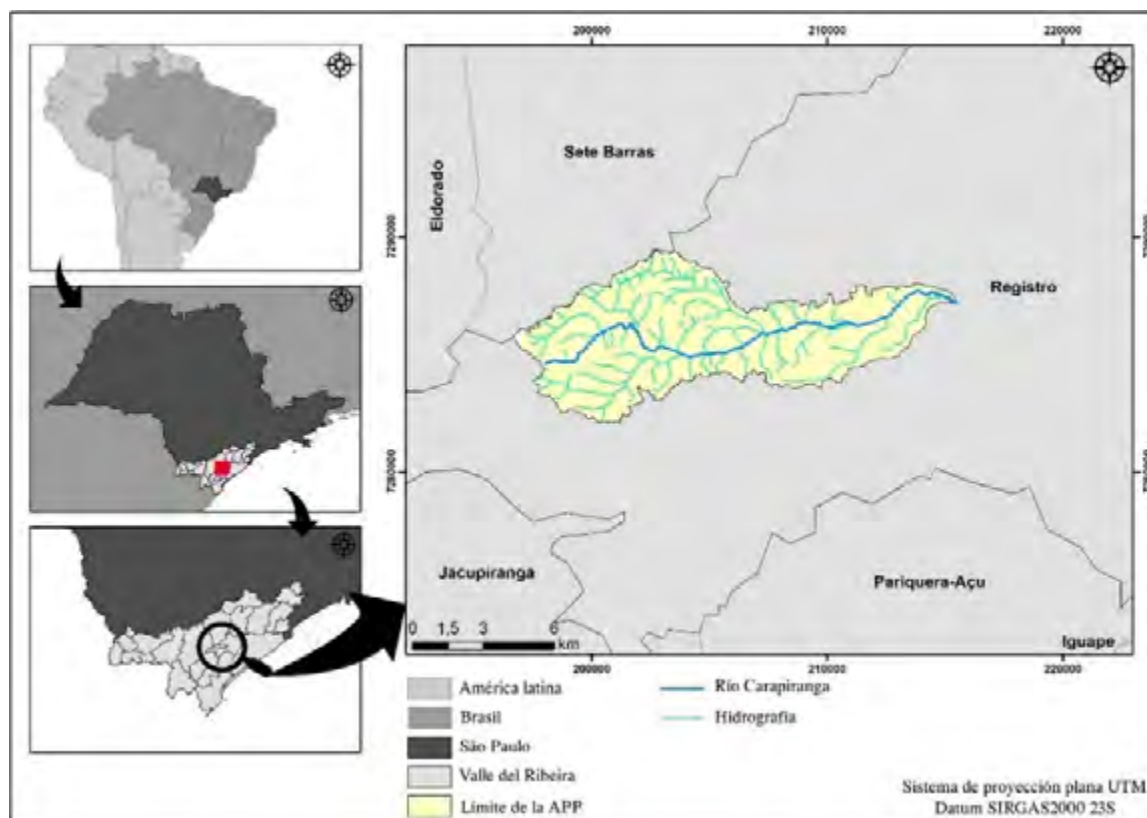
2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

La cuenca hidrográfica del Río Carapiranga, localizada en el municipio de Registro (SP), pertenece al Valle de Ribeira, ubicado en la zona sur del estado de São Paulo (Figura 1). Cuenta con un área de 6.898ha, siendo el principal centro económico de la región (SIGRH, 2021). Según estimativas del Instituto Brasileño de Geografía y Estadística (IBGE) para el año 2017, el municipio registró una población de 56.340 habitantes y una extensión territorial que abarca 722,2 km² (IBGE, 2021).

El clima que predomina en la cuenca es el subtropical húmedo con cuatro estaciones, cuyos inviernos presentan temperaturas en torno de los 13°C y veranos con temperaturas que rondan los 29°C. Con relación a la pluviosidad anual, esta varía entre 1.700 y 1.800 mm, con una temperatura media anual de 23°C (Dias & Oliveira, 2015).

Figura 1. Localización de la cuenca hidrográfica del río Carapiranga (SP).



Fuente: elaboración propia.

La cuenca hidrográfica cuenta con presencia de culturas agrícolas, donde destaca el cultivo de banano, áreas urbanizadas y bosques. El Río Carapiranga desemboca en el Río Ribeira de Iguape, el cual es el principal río de la región, que a su vez desemboca en el complejo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia (Dias & Oliveira, 2015; SIGRH, 2021).

2.2 Uso y cobertura del suelo

Los datos de uso y cobertura del suelo para 2010 y 2020 fueron adquiridos a través de la plataforma MapBiomas, en donde el área de interés fue delimitada con base al recorte de la cuenca hidrográfica del Río Carapiranga. Posteriormente, se realizó una reproyección al sistema de coordenadas planas UTM, con datum SIRGAS 2000 23S, garantizando la compatibilidad espacial con los demás procedimientos realizados.

2.3 Estimativa de la pérdida del suelo

Para la estimación de las pérdidas de suelo en el área de estudio, fue utilizada la metodología propuesta por Wischmeier y Smith (1978), la cual utiliza la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE). Esta metodología permite la estimación de la pérdida de suelo media en base a diferentes condiciones del uso y cobertura vegetal, variación climática, pendiente y adopción de prácticas de conservacionistas, con el fin de determinar aquellas áreas que presentan una mayor pérdida de suelo. A continuación, se muestra la expresión de la USLE utilizada.

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

donde:

A es la pérdida del suelo por unidad de área en el tiempo ($t \cdot ha^{-1}$)

R es el factor de erosividad de la lluvia ($MJ \cdot mm \cdot h^{-1} \cdot ha^{-1}$)

K es el factor de erosionabilidad del suelo ($t \cdot ha \cdot h / ha \cdot MJ \cdot mm$)

LS es el factor topográfico (adimensional)

C es el factor de uso y manejo del suelo (adimensional)

P es el factor de práctica conservacionista del suelo (adimensional)

Es importante mencionar que los factores C y P son dependientes de las actividades antrópicas, ya que están relacionados con las formas de ocupación y uso del suelo. Estas también dependen de condiciones naturales, como los factores R, K y LS y, por lo tanto, varían a lo largo de los años, lo que justifica el análisis de la pérdida de suelo para los años 2010 y 2020. El cálculo de la estimativa de la pérdida de suelo fue realizado a través de un SIG y otros softwares para la edición de los datos utilizados en el estudio.

Una vez determinada la pérdida de suelo, esta fue clasificada (Tabla 1) en base al estudio de Arantes *et al.* (2024), quienes realizaron una adaptación de las clases establecidas por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación e Agricultura (FAO).

Tabla 1. Clasificación de la pérdida del suelo.

Pérdida del suelo (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Nivel
<10	Baja
10 – 50	Moderada
50 – 200	Alta
>200	Muy alta

2.3.1. Determinación de los factores USLE

La estimación del factor de erosividad de la lluvia (R) fue obtenida a partir de los datos disponibles por el programa NetErosividadeSP, desarrollado por Moreira *et al.* (2006). Este utiliza Redes Neuronales Artificiales (RNA) para proporcionar el valor de R para cualquier ubicación en el estado de São Paulo. Para el estudio fueron colectados los datos de erosividad de 30 puntos aleatorios contemplados dentro de la cuenca hidrográfica. Estos fueron graficados en Microsoft Excel y procesados en ArcGis 10.6, con el fin de obtener un archivo ráster.

El factor de erosionabilidad del suelo (K) fue determinado de forma indirecta utilizando el mapa pedológico del estado de São Paulo (Rossi, 2017), proporcionado por el Instituto Forestal (IF) a escala 1:250.000. Este mapa está compuesto por unidades que representan tanto clases individuales de suelos como asociaciones de varias clases, organizadas en dos niveles taxonómicos: orden (primer nivel) y suborden (segundo nivel). Para este estudio, se utilizaron los datos del segundo nivel taxonómico, ya que son fundamentales para el cálculo del factor K y el análisis de los procesos erosivos en la cuenca.

La representación de este factor se basa en propiedades inherentes del suelo que influyen directamente en su susceptibilidad a la erosión, lo que explica por qué algunos tipos de suelos son más vulnerables que otros, incluso bajo condiciones similares de cobertura vegetal y pendiente (Cassol *et al.*, 2018). Los valores referentes a cada clase del suelo pueden ser observados en la Tabla 2. Es importante aclarar que “área urbana”, “afloramiento rocoso” e “hidrografía” no se describen, ya que no constituyen clases pedológicas. En su lugar, se les asignó un factor K, equivalente a 0, al no presentar pérdida de suelo.

Tabla 2. Factor K para cada clase del suelo presente en el área de estudio.

Clases pedológicas	Factor K ((t/ha).(MJ.mm/ha))
<i>Argissolo vermelho amarelo</i>	0,0466
<i>Cambissolo háplico</i>	0,0254
<i>Chernossolo argilúvico</i>	0,0282
<i>Espodossolo humilúvico</i>	0,3267
<i>Gleissolo háplico</i>	0,0044
<i>Gleissolo sálico</i>	0,2190
<i>Gleissolo tiomórfico</i>	0,0040
<i>Latossolo amarelo</i>	0,0570
<i>Neossolo flúvico</i>	0,0430
<i>Neossolo litólico</i>	0,0390
<i>Organossolo háplico</i>	0,0610
<i>Organossolo tiomórfico</i>	0,0610

Fuentes: Mannigel *et al.* (2002), EMBRAPA (2009), Caldas *et al.* (2019), Silva y Alvares (2005).

El factor LS fue obtenido a partir del software de código abierto GRASS 7.8.3 (Sistema de Apoyo al Análisis de Recursos Geográficos), utilizando la función *r.watershed*. Esto genera, a partir de algoritmos, los factores LS utilizando el modelo de elevación digital (DEM).

Los factores C y P representan factores antrópicos relacionados con las formas de ocupación y uso del suelo, a diferencia de los factores R, K, L y S, que dependen de condiciones naturales (Schürz *et al.*, 2018).

Se consideró el estudio realizado por Silva *et al.* (2017) para determinar los valores de los factores C y P, obteniéndose un valor medio conjunto para el factor CP, con el objetivo de minimizar posibles subjetividades derivadas de la asignación de valores a los distintos usos del suelo. Específicamente, el factor C está vinculado a áreas con escasa o nula cobertura vegetal (Tabla 3), en las cuales la pérdida de suelo se asocia al tipo de manejo aplicado.

Tabla 3. Valores para el factor C.

Usos del suelo	Factor C
Bosques y vegetación nativa	0,0004
Reforestación de eucalipto	0,0470
Agricultura	0,1800
Pastizales degradados	0,0500
Pastizales nativos	0,0050
Área urbana	0,0000
Cuerpos de agua lénticos	0,0000
Cuerpos de agua lóticos	0,0000
Suelo expuesto (arado y/o que carece de cobertura vegetal)	1,0000

Fuente: adaptado de Silva *et al.* (2018)

Por su parte, el factor P se define como la relación entre la cantidad de suelo perdido en una práctica específica de conservación y la cantidad que se perdería en un cultivo dispuesto en la dirección de la pendiente, atribuyéndosele un valor de 1, que representa la ausencia de prácticas conservacionistas (Wischmeier & Smith, 1978).

2.4 Modelo de estimativa futura

Para la estimativa de la pérdida del suelo futura para 2050 en la cuenca hidrográfica del río Carapiranga se utilizó una metodología basada en cadenas de Markov. Se trata de técnica consolidada que analiza imágenes de la cobertura del suelo, generando resultados en forma matricial que representan la probabilidad de transición, con base en teorías, con matrices de áreas transitorias, en conjunto con imágenes de probabilidades condicionales. Los resultados fueron obtenidos a través de la siguiente ecuación (Eastman, 2016):

$$\Pi(t + 1) = pn \Pi t$$

donde:

Πt es el estado del sistema referente al tiempo (t)

$\Pi(t+1)$ es el estado obtenido después del tiempo (t)

Pn son las matrices de la probabilidad de los estados que pueden ocurrir

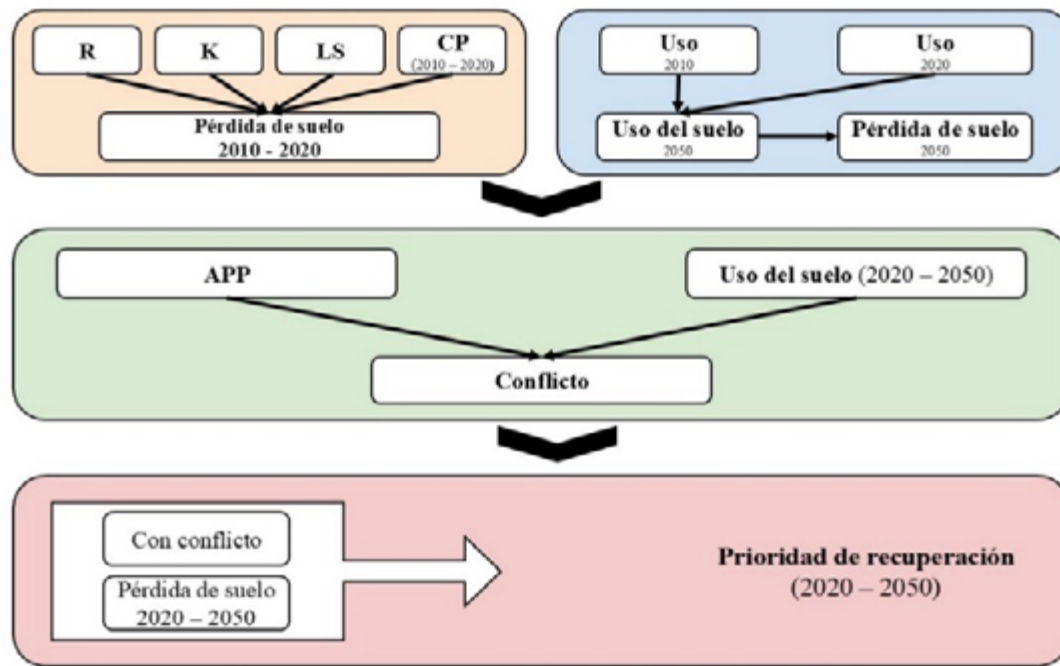
Los mapas del uso del suelo y cobertura terrestre, generados durante la elaboración de los factores de la USLE para los años 2010 y 2020, fueron sometidos al módulo Markov de cambios temporales para analizar la transición de las clases para 2050, a través del software TerrSet (Eastman, 2016). De esta forma, el software fue capaz de verificar los patrones presentes en las imágenes analizadas y validar la significancia de las variables de transición de acuerdo con el pasar de los años, para resultar en una matriz que indica la mayor probabilidad de cambio para cada una de las clases analizadas (Borges, 2020; Oliveira *et al.*, 2021).

A partir de las transiciones obtenidas, fue posible adicionar el elemento de contigüidad espacial presente en el módulo CA_ Markov, el cual combina autómatas celulares con la cadena de Markov y el algoritmo MOLA (Multi-Objective Land Allocation), para la generación del escenario del año proyectado, el cual determinó la distribución espacial de las transiciones de mayor probabilidad (Oliveira *et al.*, 2021). De esta manera, a través del modelo de estimación futura, fue posible la generación de mapas predictivos junto al escenario del uso del suelo para 2050. A partir de este resultado se calculó el factor CP para el año 2050, para luego determinar la pérdida de suelo, con base en la USLE (Silva & Caneparo, 2017).

2.5 Análisis y jerarquización de la situación de las APPs

Se analizó si las Áreas de Preservación Permanente (APPs) estaban preservadas a lo largo del curso del agua, como establece el código forestal de 2012 (Ley n° 12.651/2012). Las APPs que están sin cobertura vegetal y que además presentan áreas con alto potencial de arrastre de sedimentos fueron identificadas con el objetivo de priorizar su restauración. Para su jerarquización se consideró la tolerancia a la pérdida de suelo de cada clase pedológica y el tamaño de las APP. La Figura 2 resume todo el procedimiento metodológico desarrollado a través del software ArcGIS 10.6.

Figura 2. Flujograma de la metodología.



Fuente: elaboración propia.

3. Resultados

3.1. Cambio del uso y cobertura del suelo

El análisis de los usos y coberturas del suelo en la cuenca hidrográfica del río Carapiranga para los años 2010 y 2020, con proyección futura para 2050, reveló que, a lo largo de un periodo de 40 años, la clase predominante en la cuenca es el bosque y la vegetación nativa. Al comparar los tres años de análisis, se observa que el área muestra una tendencia de crecimiento para esta clase en los escenarios actuales y futuros.

Como se visualiza en la Figura 3, en 2010 la clase bosques y vegetación nativa ocupaba el 60,18% del área total, lo que equivale a 4.149,60ha, siendo la clase de mayor relevancia en el área de estudio, con una distribución predominante en la zona central y oeste de la cuenca. Estudios como el de Batista *et al.* (2020) destacan que esta clase predomina a mayor escala en la región. Para 2020, esta proporción aumentó al 61,62%, y según las proyecciones del modelo de previsión, se espera que alcance aproximadamente el 62,49% del área de la cuenca en el futuro.

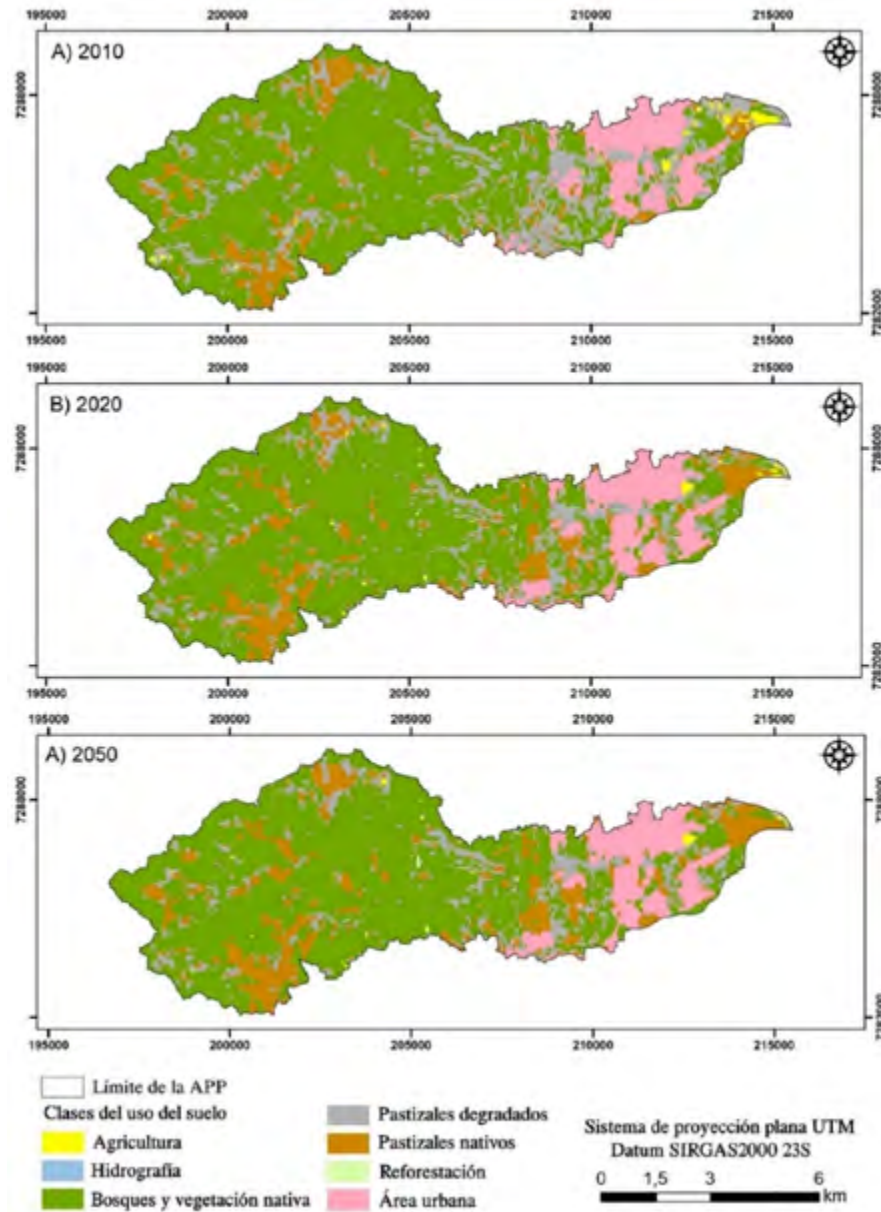
De igual manera, fue identificada la presencia de fragmentos de eucalipto localizados en la zona oeste de la cuenca, equivaliendo al 0,02% del área (1,6 ha). Esto refuerza la necesidad existente de mayores prácticas conservacionistas y de preservación en regiones con fragmentos forestales con el fin de evitar la extensión de otras clases responsables de la deforestación y la pérdida de la biodiversidad local, principalmente pastizales y agricultura (Batista *et al.*, 2020).

El municipio de Registro (SP), en donde se encuentra la cuenca hidrográfica del río Carapiranga, no cuenta con Unidades de Conservación (UC) y aquellas en sus alrededores no se encuentran distribuidas de manera uniforme. Es por ello que existe la necesidad de crear regiones que estén protegidas por ley, para así proteger las áreas remanentes de bosques nativos, que contribuyen a la conservación de especies locales. La zonificación ecológico-económica, realizada por el gobierno del estado de São Paulo en 2014, evidencia la carencia de cobertura vegetal en el área, demostrando la necesidad de realización de estudios que conlleven a la creación de unidades con fines de conservación (SMA, 2014).

La clase pastizales degradados fue la que presentó mayor impacto durante el período analizado, con una distribución principalmente en la zona central y este de la cuenca, representando el 20,45% del área total en 2010 (1.410,26 ha). Sin embargo, la Figura 4 evidencia una notable disminución de esta clase, acompañada por un incremento de los pastizales nativos. En conjunto, ambas clases representaban el 29,69% del área en 2010 (2.047,33 ha), reduciéndose al 27,95% en 2020 (1.927,6 ha).

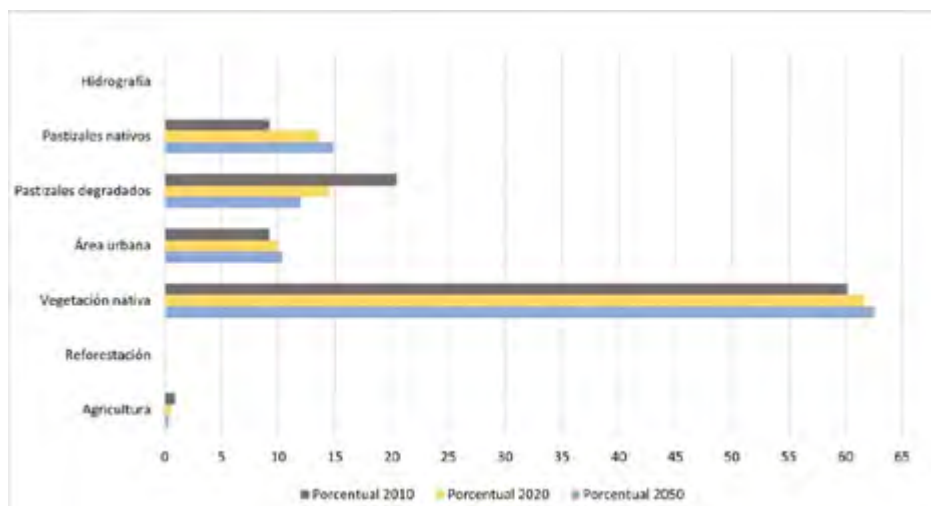
Este comportamiento opuesto entre pastizales degradados, en descenso, y pastizales nativos, en crecimiento, sugiere una dinámica de recuperación ecológica en ciertas zonas. De acuerdo con las proyecciones para 2050, se estima que la clase pastizales degradados, la tercera en representación dentro del área de estudio, sufrirá una reducción del 41,57% respecto a su valor original, pasando del 20,45% en 2010 al 11,94% del total de la cuenca.

Figura 3. Mapa del uso del suelo y cobertura vegetal de la cuenca del río Carapiranga para 2010, 2020 y 2050.



Fuente: elaboración propia.

Figura 4. Porcentaje de ocupación del uso y cobertura del suelo en 2010, 2020 y 2050.



Fuente: elaboración propia.

Un estudio realizado en el municipio de Registro reveló que, entre 1987 y 2017, las áreas destinadas a la producción de leche y carne experimentaron una regresión. Una de las principales causas es que la ganadería en los municipios de São Paulo ha perdido espacio, debido a la baja competitividad en comparación con la rentabilidad alcanzada por la producción de estos insumos en otras regiones de Brasil, más adecuadas para este fin. Como resultado, la competencia se ha vuelto más intensa (Cordeiro *et al.*, 2017).

Se prevé que en 2050 la segunda clase con mayor representatividad sean los pastizales nativos, ocupando aproximadamente el 14,86% del área total de estudio. Esta tendencia se justifica por la fuerte presencia de las leyes ambientales vigentes en la región. Estas regulaciones dificultan la tala y quema de “capoeira” (vegetación secundaria), lo que contribuye al abandono de estas áreas y, consecuentemente, a la recuperación de la vegetación nativa natural de la región. Este proceso favorece el retorno de las áreas de pasto degradado a su estado original de vegetación nativa (Cordeiro *et al.*, 2017).

El área urbana, concentrada principalmente en la región este del área de estudio, experimentó un aumento del 7,6% entre 2010 y 2020, pasando de 635,75ha a 684,03ha y representando cerca del 10% de la cuenca, como se muestra en la Tabla 4. Según Batista *et al.* (2020), el valle del Ribeira de Iguape presenta una baja ocupación urbana, con núcleos poblacionales localizados en ciudades como Registro, Cajati, Apiaí e Iguape. La clase de área urbana mostró un crecimiento modesto a lo largo del período analizado, representando el 9,22% en 2010, con una proyección de alcanzar el 10,30% en 2050, lo cual está directamente relacionado con el contexto regional caracterizado por grandes vacíos demográficos y una baja densidad poblacional de apenas 22,4 hab/km². Actualmente, el Valle de Ribeira presenta una de las tasas de crecimiento poblacional más bajas del estado de São Paulo. Entre 2000 y 2010, cuando el estado crecía a un ritmo del 1,09% anual, esta región apenas alcanzó un 0,15% anual (Almeida, 2016). Según Alvares (2018), aunque se han impulsado políticas para preservar las riquezas naturales del territorio, la población local ha sido frecuentemente marginada en este proceso, y las comunidades próximas a las áreas de conservación son a menudo percibidas como una amenaza para el medio ambiente. No obstante, dichas políticas han favorecido el aumento de áreas dedicadas al reforestamiento, que no estaban presentes en 2010 pero que en 2020 alcanzaron 1,60 ha, con una proyección de llegar a 3,93 ha para 2050, lo que representa un crecimiento porcentual del 0,02% al 0,06% en el área de estudio.

Tabla 4. Área de las clases del uso del suelo para 2010 y 2020.

Uso e cobertura del suelo	2010		2020	
	ha	%	ha	%
Agricultura	60,84	0,88	32,41	0,47
Área urbana	635,75	9,22	684,03	9,92
Hidrografía	1,97	0,03	0,69	0,01
Bosques y vegetación nativa	4149,60	60,18	4249,01	61,62
Pastizales degradados	1410,26	20,45	996,40	14,45
Pastizales nativos	637,07	9,24	931,58	13,51
Reforestación	0	0	1,38	0,02
Total	6895,50	100	6895,50	100

Es importante mencionar que la cuenca hidrográfica del río Carapiranga, la cual se encuentra dentro del Valle del Ribeira de Iguape, no cuenta con vocación agropecuaria (Antuniassi y Reismann, 2001), lo cual es debido a su relieve montañoso e irregular. Ferreira y Raffo (2013) también destacan la presencia de un relieve con formaciones irregulares, el cual es causado a la proximidad de la sierra al mar. Es de esta forma que, a pesar de ser económicamente ventajoso, es necesario un mejor análisis de las prácticas de manejo, considerando los impactos generados por estas (Batista *et al.*, 2020).

La agricultura, localizada principalmente en la zona este de la cuenca, presentó una disminución notable en 2020, reduciéndose a un 0,47% del área (32,36 ha) (Tabla 4), lo cual está en concordancia con lo señalado por Antuniassi y Reismann (2001) y Ferreira y Raffo (2013), quienes destacan su baja presencia en la región. Esta tendencia descendente continúa a lo largo del tiempo, ya que inicialmente esta clase representaba el 0,88% de la cuenca y se estima que para 2050 disminuirá aún más, alcanzando apenas el 0,34%. Según Arantes *et al.* (2017), este retroceso agrícola en el valle de Ribeira está relacionado con la escasez de mano de obra y tecnología, así como con los cambios estructurales que se dieron tras la abolición de la esclavitud, lo que llevó a una transformación en los métodos de cultivo y a la reducción de grandes establecimientos agrarios. En este escenario, algunos productores optaron por enfocarse en el comercio y producción de plátano como alternativa económica, mientras que los pequeños agricultores familiares se mantuvieron en prácticas orientadas a la subsistencia. La dependencia directa de los recursos naturales del entorno ha llevado a que muchas comunidades locales continúen utilizando métodos agrícolas rudimentarios, como el sistema de corte y quema, además de dedicarse a la producción artesanal de productos forestales y agrícolas.

Diversos estudios destacan los impactos en el medio ambiente causados por actividades agrícolas, principalmente la pérdida de la calidad del suelo y su contribución con la escasez de los recursos hídricos (Alves, 2020; Toniolo *et al.*, 2020). De esta forma, es notoria la necesidad de adopción de prácticas de agricultura sustentable, con técnicas de manejo apropiadas y prácticas de conservación en las áreas en donde se desarrolla esta actividad (Batista *et al.*, 2020).

3.2. Pérdida del suelo

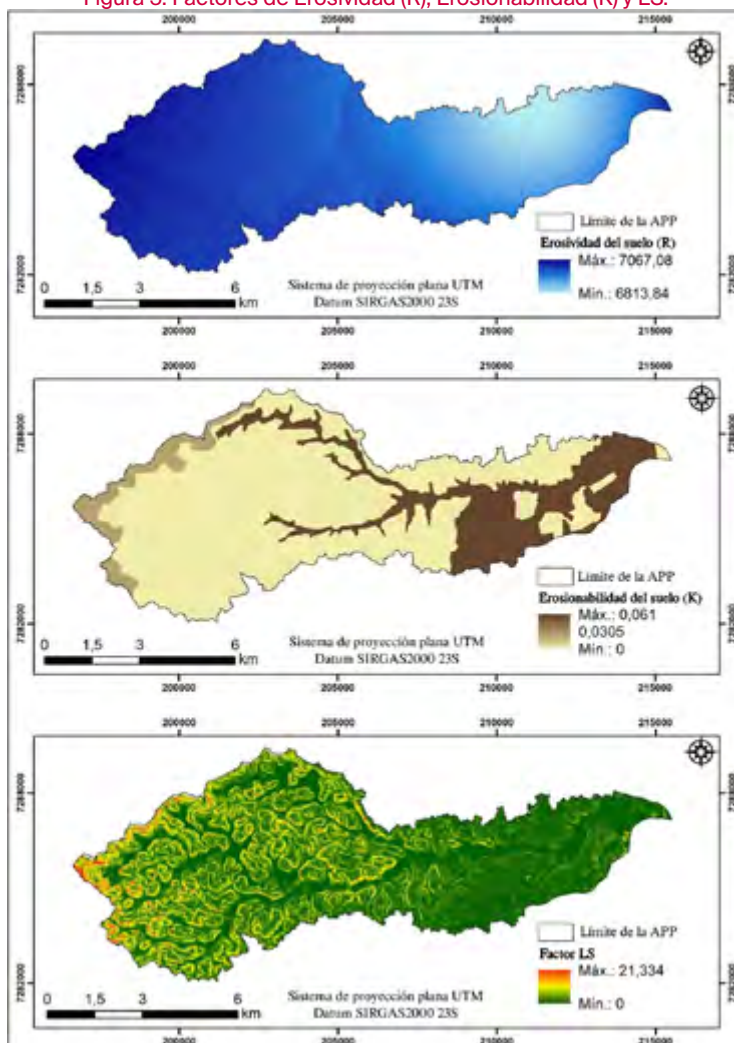
A partir de los datos obtenidos de R del estado de São Paulo, fue posible estimar el factor de erosividad de la lluvia para la cuenca hidrográfica del Río Carapiranga, presentando valores que varían entre 6813,84 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹ y 7067,08 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹. Estos se encuentran entre los patrones identificados previamente en el estudio llevado a cabo en la región del valle del Ribeira (Simonetti, 2022).

Según la investigación realizada por Simonetti (2022), el valle del Ribeira Paulista presentó una gran variación en el factor de erosividad de la lluvia (R), con valores entre 5.360,60 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹ y 9,278,75 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹. Entre las regiones observadas, el norte y nordeste evidenciaron mayores indicadores de erosión provenientes de la lluvia. Por el contrario, la zona sur y suroeste presentaron menores valores de erosividad (Batista *et al.*, 2020). Por otro lado, considerando la clasificación previamente realizada en la región, la cual categorizó el potencial erosivo en cinco clases, resulta evidente que la cuenca hidrográfica del río Carapiranga presenta valores con intervalos moderados a fuertes ($4.905 < R \leq 7.357$).

En cuestión al factor de erosionabilidad del suelo, el valor máximo presentado por la cuenca del río Carapiranga fue 0,061 ton.ha.h/ha.MJ.mm, perteneciente a la clase pedológica *organossolos*. El factor LS (L se refiere a la extensión y S a la pendiente) es de gran importancia en los análisis del suelo y la erosión, permitiendo conocer la dinámica entre la pérdida y conservación de los suelos. En la cuenca del río Carapiranga fue identificado un factor LS con valores que varían entre 0 e 21,334. Cuanto mayor sea el valor de LS, mayor será la susceptibilidad a erosión de la región y, por consiguiente, más rigurosos debería ser su manejo.

También fueron elaborados los mapas de erosividad (R), erosionabilidad (K) y LS, con el fin de auxiliar al análisis del suelo de la cuenca (Figura 5). Estos mapas permiten identificar la pérdida de suelo media del área de estudio y proponer medios de amenizar los impactos erosivos.

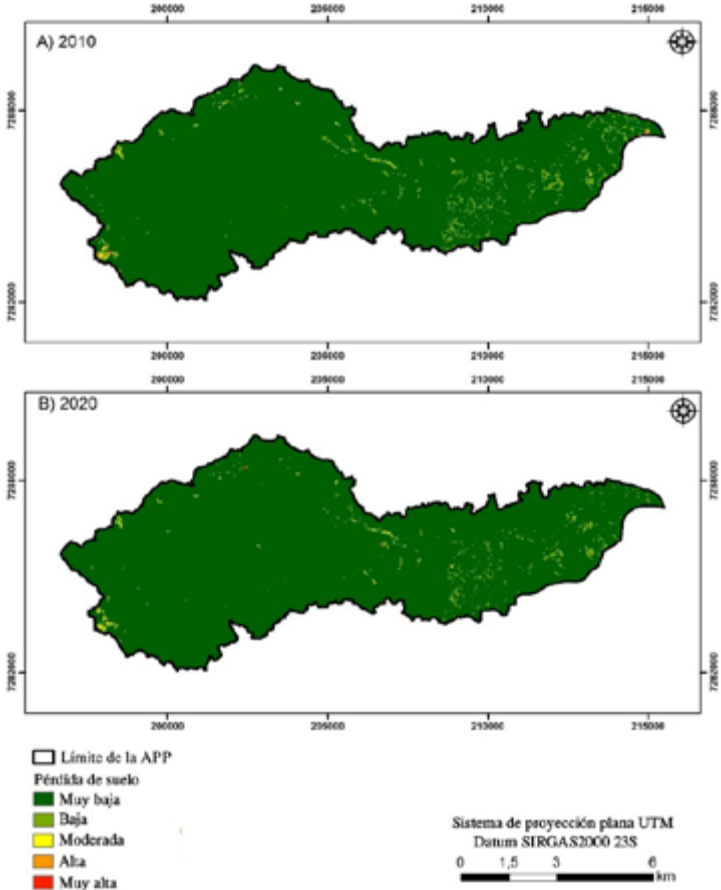
Figura 5. Factores de Erosividad (R), Erosionabilidad (K) y LS.



Fuente: elaboración propia.

A partir de los resultados identificados (Figura 6), fue posible estimar que la cuenca del río Carapiranga pasó de una pérdida de suelo media de 0,08 t.ha⁻¹.año⁻¹ en 2010 a 0,05 t.ha⁻¹.año⁻¹ para 2020. Las regiones que presentan una mayor pérdida de suelo se encuentran en la región este y central de la cuenca, coincidiendo con las áreas de mayor erosionabilidad y erosividad. En el estudio realizado por Silva et al (2010), que estimó los factores de erosividad y pérdida del suelo en el valle del Ribeira, se identificaron valores de 10152 MJ.mm.(h.ha)⁻¹, siendo estos próximos a los obtenidos en este estudio.

Figura 6. Pérdida del Suelo de la cuenca hidrográfica del río Carapiranga (SP).



Fuente: elaboración propia.

En la zona este y oeste fueron identificados los locales con mayor pérdida de suelo. En la región centro-este es donde está localizada la mayor concentración de pérdida de suelo de la cuenca del río Carapiranga para los dos años analizados (Figura 6). La región oeste fue identificada como el local con mayores valores para el factor LS, con una pendiente pronunciada y gran anchura de la rampa, la cual posee una mayor influencia en el proceso de arrastre de sedimentos. Además, al analizar el uso del suelo fue posible observar que esta región presenta áreas con pastizales nativos, degradados y algunos focos de agricultura, los cuales influenciaron la pérdida del suelo del área (Magalhães *et al.*, 2014).

Las zonas este y centro este, a pesar de tener un relieve con menos irregular, presentaron los mayores valores del factor K; además de ser el área donde se encuentran establecidos centros urbanos, contribuyendo también a la contaminación y degradación del suelo. La clase agricultura es predominante en la zona este, así como las áreas pertenecientes a pastizales degradados y nativos, incrementando el riesgo a la pérdida del suelo por erosión (Magalhães *et al.*, 2014).

Junto al análisis de pérdida del suelo anual por región, se realizó un análisis de los años 2010 y 2020 (Tabla 5). Se observa que para 2010 existían áreas con pérdida del suelo clasificadas como alta y muy alta, equivaliendo al 96,27% del área. Además, se observa también un aumento del 1,69% para 2020, pasando de 6.622,82 ha para 6.734,50 ha.

Tabla 5. Área de pérdida del suelo en 2010 y 2020.

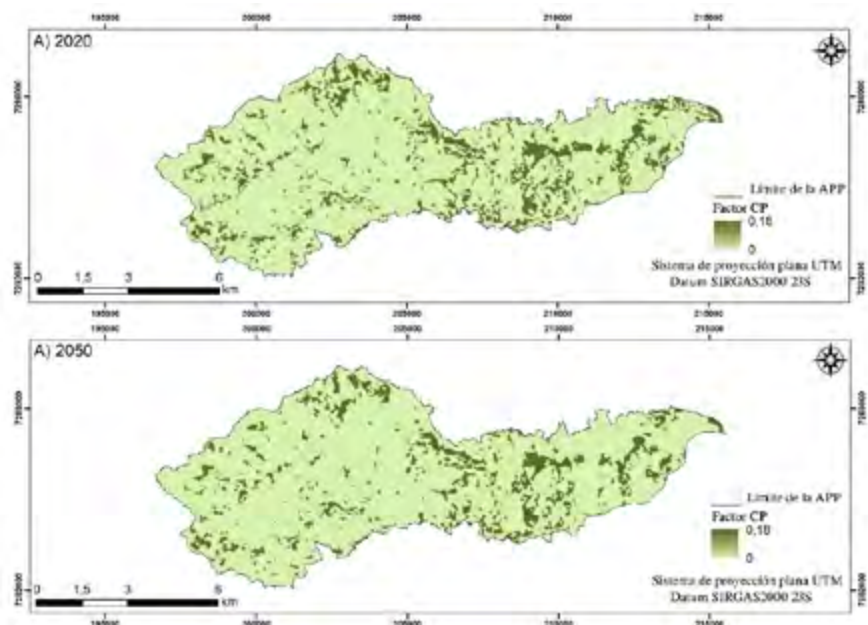
Clase	2010		2020	
	ha	%	ha	%
Nula a Ligera	6622,82	96,27	6734,50	97,91
Moderada	215,05	3,13	120,47	1,75
Alta	35,67	0,52	21,65	0,31
Muy Alta	6,02	0,09	1,85	0,03

En contraste, para el 2020 las áreas clasificadas con pérdida del suelo moderada presentaron una disminución en la pérdida del 1,38%. De igual manera, las regiones categorizadas como alta y muy alta pasaron de 0,52% a 0,31% y 0,09% a 0,03%, respectivamente. Dicha información se encuentra de acuerdo con lo observado en ambos años, ya que los locales clasificados como pastizales degradados mostraron una mejora, convirtiéndose en pastizales nativos o áreas de reforestación de eucalipto. Así, con una mayor cobertura del suelo, la vegetación logra actuar como una barrera de protección contra la erosión, al situarse entre el suelo y la lluvia, realizando una intercepción que contribuye a disminuir la escorrentía superficial y aumentar la infiltración en el suelo, así como los índices de humedad (Barra *et al.*, 2019).

3.2.1. Estimativa futura de la pérdida del suelo

A partir del uso y cobertura del suelo y factor CP proyectados para 2050, fue identificado que, al igual que en 2020, los valores para este último varían entre 0 a 0,18 (Figura 7). Las áreas identificadas con la mayor influencia directa de acciones antrópicas fueron aquellas que mostraron los valores más elevados para el factor CP. La agricultura, área urbana y pastizales degradados fueron las principales clases del uso del suelo que influenciaron directamente en este factor, causando una mayor susceptibilidad a la erosión en el área, siendo en la región central en donde predominaban dichos usos del suelo, en comparación a las otras regiones en donde el factor CP presentó una distribución más amplia.

Figura 7. Comparación entre el Factor CP de 2020 e 2050.

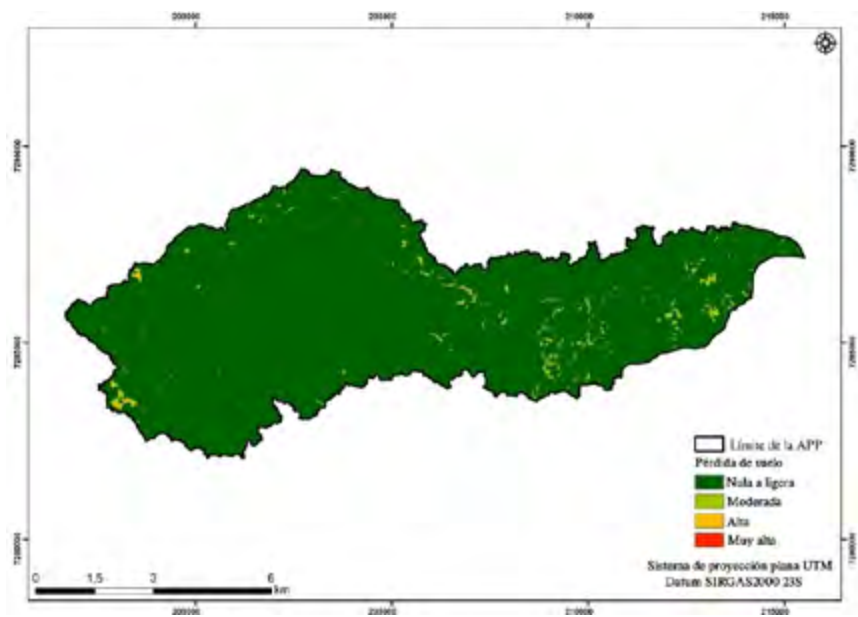


Fuente: elaboración propia.

Al realizar la comparación entre ambos escenarios, fue posible observar una mejora en el periodo evaluado, en donde una vez que las áreas en las que el factor CP alcanzó su valor máximo, estas disminuyeron para 2050, siendo este resultado asociado a la baja influencia de estas clases en el panorama general de la cuenca, cuya representatividad es pequeña en comparación a las otras clases. Esto indica que las acciones realizadas en la región contribuyeron a la reducción del impacto de estas clases en el factor CP a lo largo del tiempo.

Se utilizaron los factores R, K y LS, previamente determinados, para estimar la pérdida de suelo en la cuenca del río Carapiranga para el año 2050. Se utilizaron los mismos factores, al no presentar variaciones a lo largo del periodo escogido, ya que están relacionados con las características físicas de cada región, como índices pluviométricos, pedología y pendiente. Sin embargo, para estimar las condiciones futuras, se consideró el factor CP del año 2050, ya que es una variable susceptible a cambios según el aumento o la disminución de las actividades antrópicas. Así, en el escenario futuro, es posible representar la región con la estimación de pérdida de suelo e identificar las áreas más susceptibles a este fenómeno (Figura 8).

Figura 8. Estimativa de pérdida de suelo para 2050.



Fuente: elaboración propia.

Al evaluar las cuatro clases de pérdida de suelo, que varían de nulas a ligeras hasta muy altas, es posible observar que la clase más representativa en la cuenca fue la de pérdida de suelo nula a ligera, abarcando la mayor parte de la región. Esto puede atribuirse a la presencia de una buena cobertura vegetal en el área, ya que la clase bosque y vegetación nativa representa casi el 63% de la superficie total. Este resultado está en concordancia con la situación actual de la cuenca, donde la presencia de vegetación natural desempeña un papel crucial en la conservación del suelo. En la Tabla 6 se observa que la pérdida de suelo en la cuenca siempre ha sido en su mayor parte de nula a ligera, ya que en 2010 representaba el 96,27% y podría llegar al 98,23% en el futuro.

Tabla 6. Porcentual de pérdida de suelo en 2010, 2020 y 2050.

Clase	2010		2020		2050	
	ha	%	ha	%	ha	%
Nula a Ligera	6622,82	96,27	6734,50	97,91	6724,39	98,23
Moderada	215,05	3,13	120,47	1,75	104,40	1,53
Alta	35,67	0,52	21,65	0,31	16,28	0,24
Muy Alta	6,02	0,09	1,85	0,03	0,34	0,005

Al comparar las clases de pérdida de suelo encontradas en los años 2010, 2020 y la estimación para 2050, es evidente una tendencia constante de reducción en las regiones que presentan pérdidas moderadas, altas y muy altas, mientras que las áreas que indican pérdidas nulas a ligeras experimentaron un aumento porcentual durante el período estudiado. El análisis indica que las medidas de conservación y manejo implementadas a lo largo del tiempo han demostrado eficacia en la mitigación de las pérdidas de suelo más relevantes. Además, las áreas con menor riesgo de erosión han sido preservadas o presentan un aumento en la cobertura vegetal, lo que contribuye a la reducción de las pérdidas de suelo. Estos resultados apuntan a un progreso positivo en la adopción de prácticas sostenibles de uso de la tierra y refuerzan la importancia de la conservación ambiental para la protección del suelo.

Las áreas que registraron los mayores índices de pérdida de suelo están relacionadas con las características físicas y antrópicas de la región. La porción este y central de la cuenca continuó representando la mayor parte de las pérdidas, abarcando desde pérdidas moderadas hasta muy altas, debido a que el factor K alcanza su valor máximo en esta región y también cuenta con la presencia de áreas urbanizadas. Por otro lado, en la parte oeste de la cuenca se encuentran los valores más altos para los factores LS y R, lo que indica las mayores pendientes y niveles pluviométricos, favoreciendo así la pérdida de suelo en esta área.

El modelo de cadenas de Markov también se empleó para determinar la pérdida de suelo futura en la cuenca hidrográfica del río de la Plata en el estudio elaborado por Cunha (2021). En este estudio se logró prever los cambios porcentuales de cada clase para el período 2050-2100, verificando, por ejemplo, que las clases moderadas, intensas y extremadamente intensas experimentaron un aumento del 34,41% en este período estimado. Esta previsión contribuyó a identificar que la región necesita incentivos para aumentar la conservación del suelo y el agua, mediante más políticas públicas que contribuyan al desarrollo conciliado con prácticas de manejo sostenible del suelo.

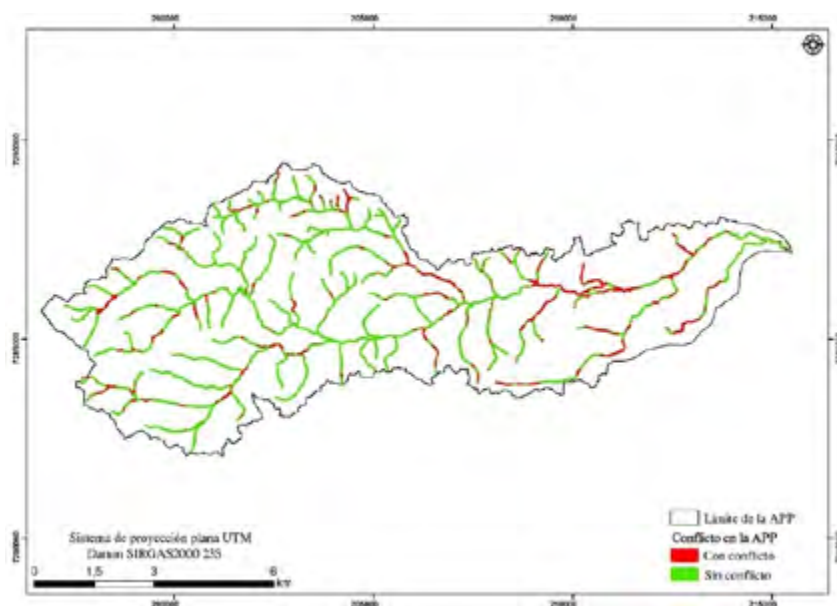
3.2.2 Áreas de preservación permanente

La Figura 9 muestra el conflicto en las APPs, siendo posible identificar que de las 783,53ha de las APPs, el 38,68% no están en conformidad con la legislación y no presentan cobertura vegetal, mientras que el 61,32% restante cumple con la legislación vigente del país.

Es importante destacar la importancia del conocimiento de las APPs, imprescindible para el ordenamiento territorial. Contribuye a una mejor fiscalización y toma de decisiones, considerando aspectos locales, regionales y nacionales, facilitando la tarea de los agentes fiscalizadores y el cumplimiento de la legislación ambiental (Coutinho *et al.*, 2013).

Se identificó que la urbanización, cultura permanente, agricultura y pastizales fueron áreas con conflicto en el área de estudio, en donde, según Ribeiro *et al.* (2005), la falta de una delimitación oficial de las áreas de preservación genera el incumplimiento de la legislación, causando una ocupación ilegal del suelo. La presencia del conflicto en el río Carapiranga es un indicativo de la poca fiscalización, ya que dichas áreas deberían estar en proceso de recuperación y ser destinadas para preservación vegetal (Coutinho *et al.*, 2013).

Figura 9. Mapa del conflicto en las APPs en la cuenca del río Carapiranga.



Fuente: elaboración propia

3.2.3. Jerarquización y recuperación futura

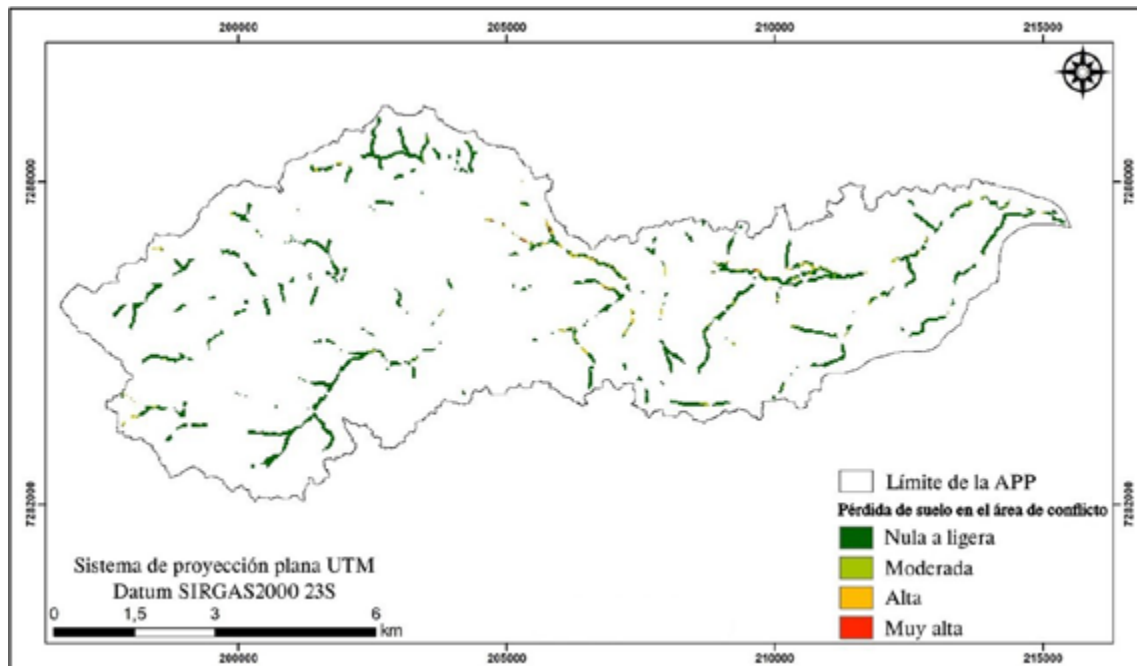
A partir de los mapas generados fue posible establecer una jerarquía para determinar las áreas con una mayor prioridad para ser restauradas, identificándose que la falta de cobertura vegetal, causada por las áreas de conflicto en la cuenca, genera una mayor pérdida de suelo. Además, los resultados generados sobre la pérdida de suelo permitieron la identificación de áreas con mayor pérdida, junto con las regiones en conflicto en la cuenca, siendo también identificadas las áreas con mayor potencia de escorrentía superficial y arrastre del suelo.

De esta forma, con el objetivo de obtener valores específicos, fue elaborado el mapeo de las áreas en conflicto junto con las regiones con mayor pérdida de suelo (Figura 10). Se constató que la región del centro-oeste es la que debería recibir mayor prioridad, ya que presentó la pérdida de suelo más alta en comparación con las demás, seguida por las regiones oeste, norte y sur.

A partir de los resultados obtenidos, se determinó que el 90,29% (257,06 ha) del área de estudio presenta una pérdida de suelo categorizada como nula a ligera, predominando en la cuenca (Figura 11). Con relación a las otras categorías, el 6,73% (19,17 ha) del área se encuentra con pérdida moderada, 2,54% (7,22 ha) en alta y el 0,45% (1,27 ha) se encuentra con una pérdida de suelo muy alta.

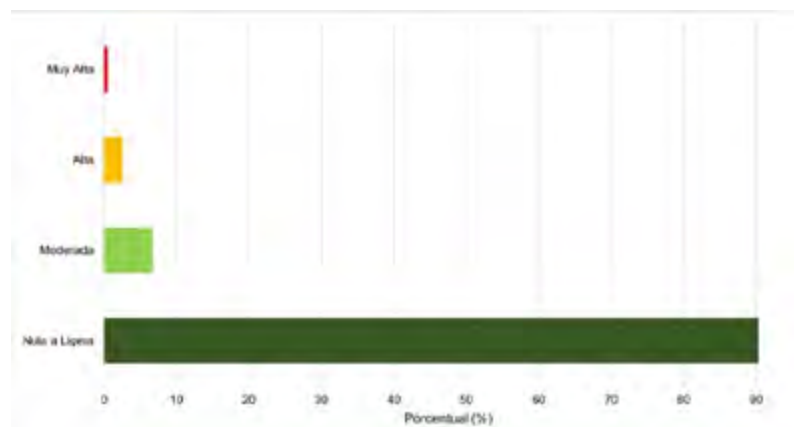
En la cuenca del río Carapiranga predominan los *organossolos*, suelos ecológicamente más frágiles, que presentan horizontes orgánicos que son fácilmente arrastrados con la lluvia, con una baja intensidad de meteorización y textura arenosa, lo que ocasiona que sean más susceptibles a la erosión. Esto se añade a la influencia del relieve accidentado, que contribuye a la escorrentía, ocasionando un uso restringido, principalmente en áreas próximas a cuerpos de agua o bosques ribereños (Silva *et al.*, 2014). El desprendimiento de partículas junto a la escorrentía superficial permite un escenario propicio a procesos de erosión hídrica (Ribeiro, 2016).

Figura 10. Pérdida del Suelo presente en áreas de conflicto.



Fuente: elaboración propia.

Figura 11. Gráfico del porcentual de pérdida de suelo en el área de conflicto.



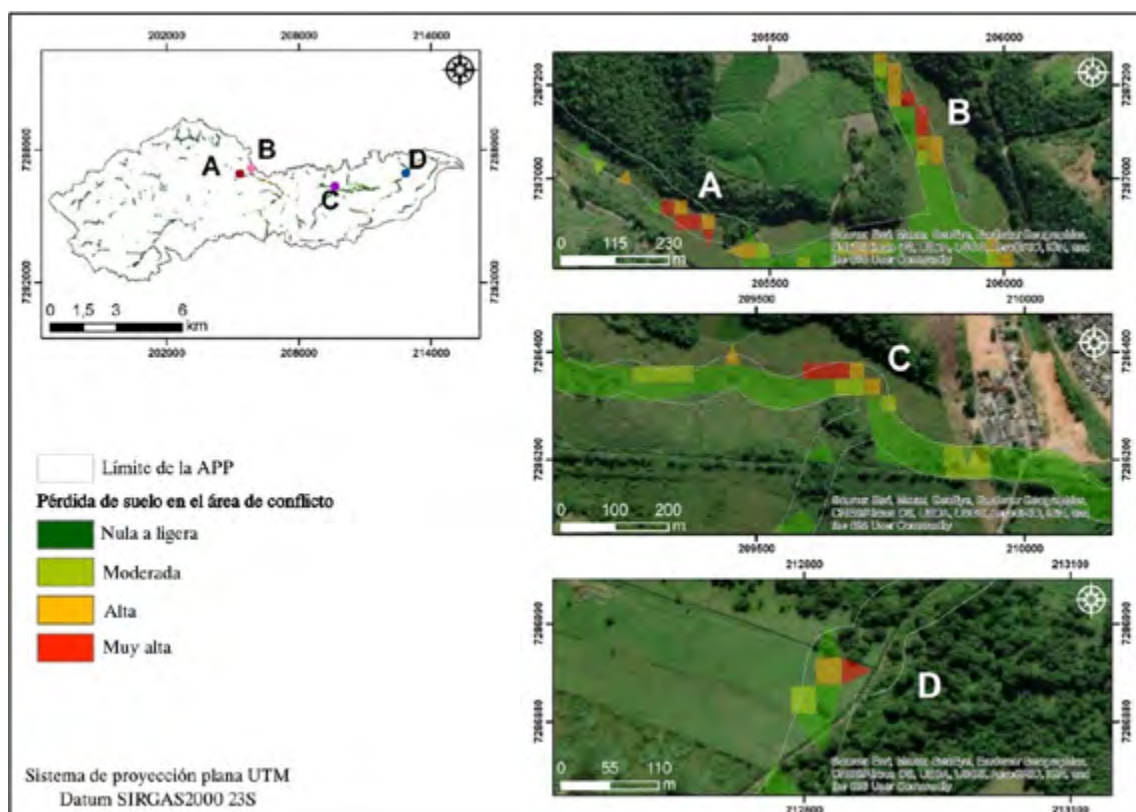
Fuente: elaboración propia

A pesar de que el valle del Ribeira es considerado una región basta en recursos hídricos, no posee una distribución igualitaria, presentando carencias en algunas localidades. El municipio de Registro es clasificado como un municipio con escasez hídrica superficial y subterránea, esta última debido a la presencia de formaciones de rocas cristalinas, las cuales son caracterizadas por la presencia de acuíferos fracturados, con caudales mínimos (SMA, 2014). De este modo, con el alto arrastre de suelo en la región, se espera una disminución del cauce del río Carapiranga, principalmente debido a la sedimentación, que afecta la disponibilidad hídrica del área. Revertir la sedimentación no es una tarea fácil debido al aumento del material particulado suspenso en el río. Sin embargo, es posible a través de una buena planificación y estudio del área.

Entre las técnicas para mitigar los impactos de la sedimentación, se encuentra la restauración de los bosques ribereños, ya que las raíces de los árboles protegen el suelo de los procesos erosivos gracias a su capacidad de retener el suelo, evitando que este se arrastrado por la lluvia. Las copas de los árboles también tienen una alta relevancia a la mitigación de los impactos erosivos, ya que reducen la afección de las gotas de lluvia en el suelo, al crear una capa de hojarasca que cubre y protege el mismo (Janssen *et al.*, 2013). Por lo tanto, primero se debe analizar las zonas con mayor pérdida del suelo, para después proponer una recuperación mediante técnicas como la restauración de los bosques ribereños.

Considerando lo anteriormente mencionado, se seleccionaron cuatro áreas categorizadas con alta pérdida de suelo en la cuenca hidrográfica del río Carapiranga (Figura 12). Se trata de las áreas que requieren una recuperación con mayor urgencia.

Figura 12. Análisis de las áreas prioritarias para recuperación ambiental.



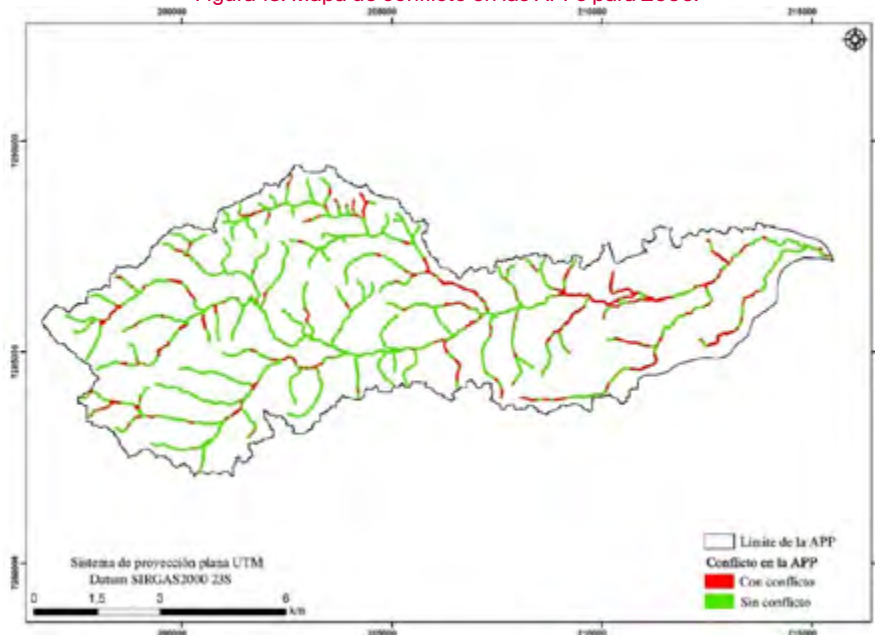
Fuente: elaboración propia.

Para mitigar estos problemas ambientales, es necesario la elaboración de un Plan de Recuperación de Áreas Degradadas, orientado a describir la mejor manera de planificar, ejecutar y monitorear la recuperación ambiental de la cuenca. Estas áreas deben contar con vegetación nativa, para que estén en conformidad legal y actúen directamente en la reducción del impacto ambiental.

3.3. Escenario de recuperación futura

La Figura 13 evidencia las áreas de conflicto previstas en el futuro. La mayor parte de la cuenca del río se encuentra sin conflicto, principalmente en APPs. Esta información resalta la importancia de estrategias proactivas de preservación y restauración, direccionadas a aquellas áreas más propensas a impactos ambientales, siendo crucial la comprensión de patrones espaciales para el desarrollo de acciones y medidas de conservación en la región.

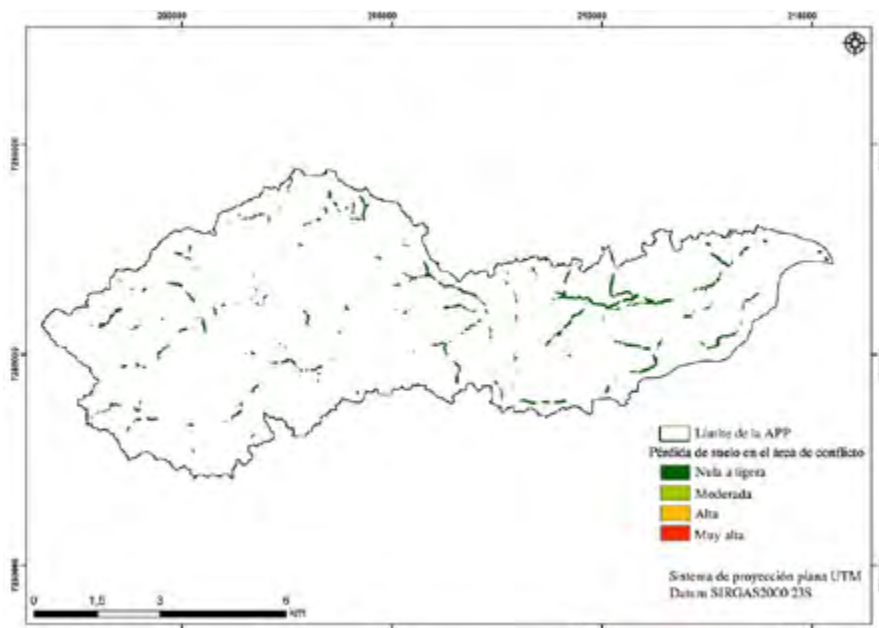
Figura 13. Mapa de conflicto en las APPs para 2050.



Fuente: elaboración propia.

Con el objetivo de identificar las regiones de mayor prioridad, se elaboró el mapa de pérdida de suelo en las áreas de conflicto para 2050 (Figura 14), el cual revela un escenario bastante positivo en comparación al de 2020. Se identificó la ausencia de pérdidas de suelo categorizadas como muy alta, indicando una mejora en la conservación del suelo y destacando la efectividad de políticas ambientales y prácticas de manejo adoptadas en la región.

Figura 14. Pérdida de suelo en las áreas de Conflicto para 2050.



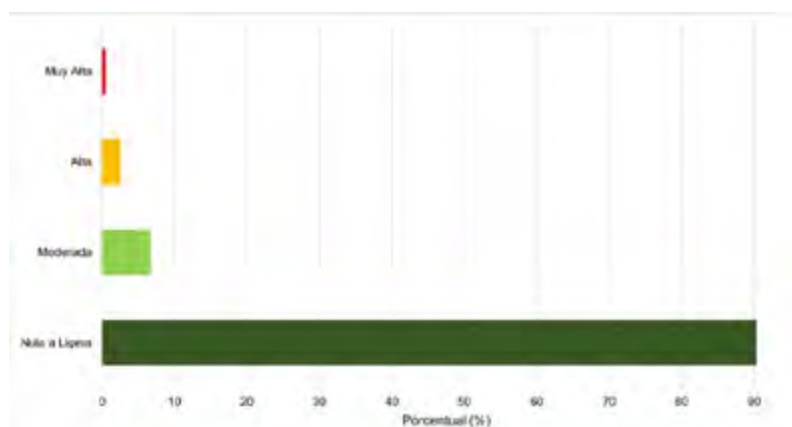
Fuente: elaboración propia.

En un análisis comparativo entre la pérdida de suelo de la cuenca para 2020 y 2050, se observó una notable evolución, indicativo de mejoras significativas en las condiciones del suelo. En 2020, la distribución de la pérdida del suelo mostró que el 90,29% (257,06 ha) del área de estudio tuvo una pérdida de suelo nula a ligera, mientras que para 2050 se identificó que la cuenca tendrá una mejora substancial, con un aumento del 2,78% para esta categoría.

Al examinar la pérdida de suelo moderada, se observó una disminución entre 2020 a 2050, pasando de 6,73% para 5,64%, respectivamente. Este decrecimiento representa un cambio positivo, sugiriendo prácticas conservacionistas más eficaces y mejora en medidas de manejo. En 2020, la pérdida de suelo clasificada como alta representaba el 2,54%, mientras que para 2050 disminuyó a 0,73%. La pérdida de suelo muy alta, que equivalía al 0,45% del área de estudio, aumentó al 0,57% para 2050 (Figura 15). A pesar de que este aumento no sea significativo, es importante continuar monitoreando las prácticas de conservación del suelo para mitigar cualquier tendencia creciente en esta categoría.

Ante la creciente preocupación por la baja disponibilidad hídrica en algunas localidades del estado de São Paulo y el desafío que esto representa, considerando la desigualdad en el consumo y distribución, es crucial examinar la conexión entre dichos problemas con las prácticas de deforestación y ocupación de manantiales. También resulta fundamental abordar la inversión en mitigación de pérdida de agua en redes de distribución, destacando la necesidad de promocionar políticas de preservación públicas, considerando la importancia de las APPs para la integridad de los cuerpos de agua (Jacobi *et al.*, 2021).

Figura 15. Gráfico del porcentual de pérdida de suelo en áreas de conflicto para 2050.



Fuente: elaboración propia.

Actualmente es evidente una notable ausencia de vegetación natural a lo largo de algunos segmentos del Río Carapiranga, situados en las proximidades del municipio de Registro (Figura 16). Las márgenes están mayormente compuestas por *organossolos háplicos*, suelos superficiales con una capacidad limitada de infiltración. En consecuencia, estas áreas son más propensas a procesos erosivos (Ribeiro, 2021).

Figura 16. Falta de vegetación nativa em las márgenes del Río Carapiranga.



Fuente: Google Earth Pro (2023).

En el análisis de la región, fue posible constatar el desarrollo de bancos de arena (Figura 17). Se trata de un fenómeno ocasionado por el proceso gradual de sedimentación, causado por la deposición de partículas sedimentarias a lo largo del lecho del río. Constituye una actividad erosiva intensificada, donde el uso inadecuado de áreas que deberían ser conservadas constituye un agravante (Ribeiro, 2021).

Figura 17. Erosión del suelo presente a las proximidades del Río Carapiranga .



Fuente: Google Earth Pro (2023).

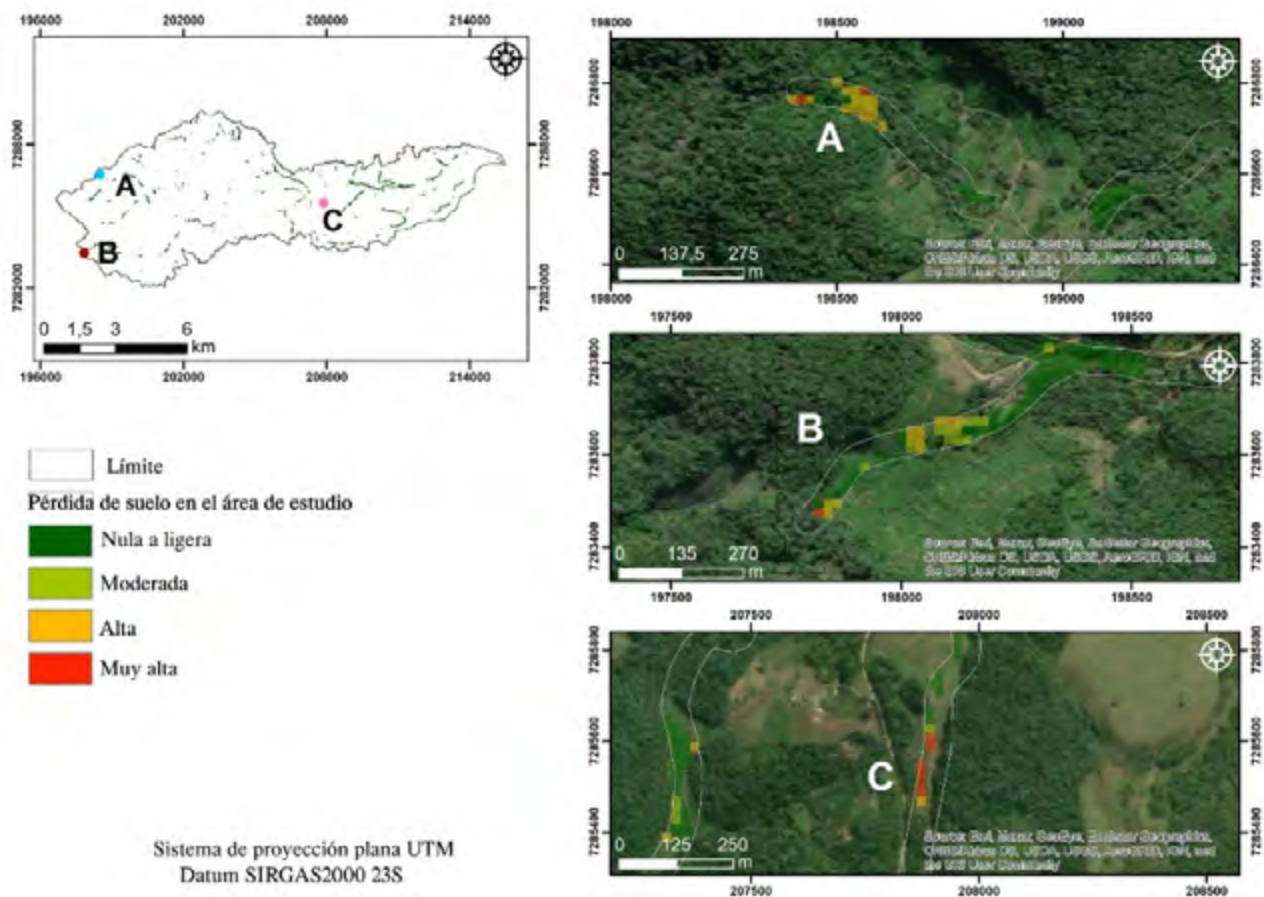
En este sentido, mediante la estimación de las áreas con pérdida de suelo muy alta previstas para el año 2050, se seleccionaron tres áreas para evidenciar el problema que enfrenta la deforestación en las áreas de preservación, las cuales se pueden visualizar en la figura 18. Es fundamental elaborar planes orientados a la recuperación ambiental y conservación de la vegetación nativa de estas regiones que presentan mayor vulnerabilidad y susceptibilidad a la erosión del suelo. Solo así, en el futuro, este escenario puede mostrar una mejora en la preservación de los recursos hídricos de la cuenca.

Entre los lugares evaluados, destaca la región C del mapa en la figura 18 por su proximidad a la zona urbana del municipio de Registro (SP). Una medida que podría beneficiar a los residentes y agricultores del lugar sería el Pago por Servicios Ambientales (PSA).

La figura 18 ilustra el funcionamiento del PSA a modo de ejemplo. Muestra una situación en la que los propietarios se enfrentan a la decisión entre conservar un bosque natural de manera sostenible o desforestarlo para utilizar la tierra como pasto. El dilema radica en que las ganancias obtenidas por los propietarios al conservar el bosque suelen ser significativamente inferiores a las que obtendrían al destinarlo

a otro propósito. Como los propietarios rara vez son compensados por servicios ambientales como la conservación de la biodiversidad, el secuestro de carbono o la regulación de los flujos hidrológicos, lo que se traduce en una mayor disponibilidad de agua para los residentes aguas abajo de la cuenca, la conversión del bosque a otro uso resulta más rentable desde la perspectiva del dueño de la tierra. Sin el incentivo financiero necesario, es difícil exigir a la población que considere el uso sostenible de la tierra. El mecanismo del PSA funciona al asignar una parte de los beneficios derivados de la conservación del bosque de los usuarios aguas abajo a los propietarios aguas arriba, haciendo que la práctica de preservación sea más atractiva. El monto pagado debe claramente exceder el beneficio adicional que los propietarios obtendrían al utilizar la tierra de otra manera, pero debe ser inferior al valor percibido por los usuarios del servicio (Pagiola *et al.*, 2013).

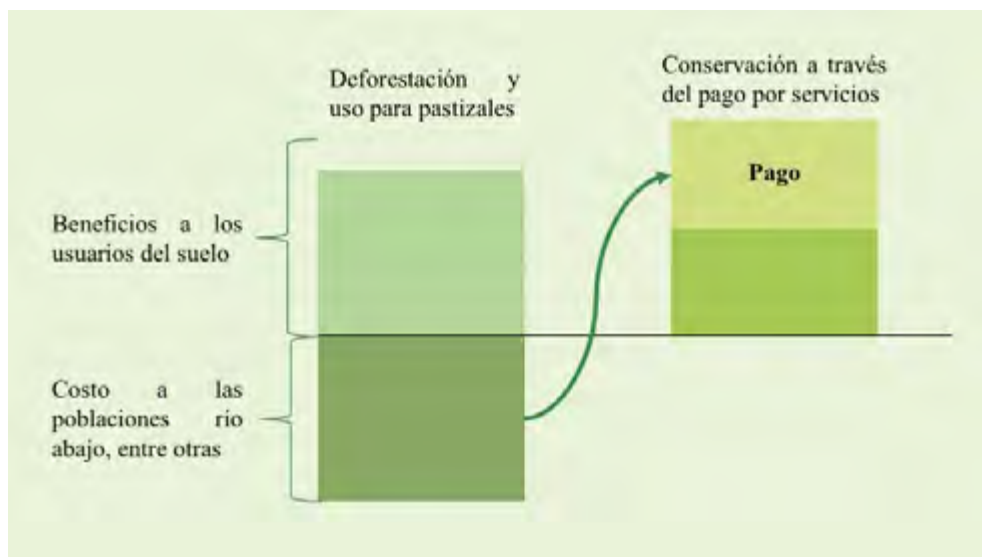
Figura 18. Análisis de las áreas prioritarias para recuperación en 2050.



Fuente elaboración propia.

Ante lo expuesto, estos pagos pueden considerarse incentivos económicos en contraste con los métodos regulatorios tradicionales, al promover la participación tanto de los propietarios, quienes deben ceder porciones de sus terrenos para este fin, como de los consumidores de los servicios de actividades de preservación de los ecosistemas naturales (Ribeiro, 2021). Este enfoque se justifica por el hecho de que el proceso de planificación e implementación de prácticas de conservación requiere tiempo y dinero por parte de los productores agrícolas y propietarios de tierras. Por lo tanto, el PSA surge como una alternativa viable cuando el beneficio adicional de conservar el área es mayor que los costos necesarios. De esta manera, las regulaciones y controles de las Áreas de Preservación Permanente pueden ser aceptados con mayor facilidad al complementarse con políticas públicas capaces de proponer fuentes de ingresos más variadas para los productores de servicios ambientales, al contar con un beneficio financiero por preservar áreas en sus propiedades (Ribeiro, 2021).

Figura 19. Funcionamiento del PSA.

Fuente: Pagiola *et al.* (2013).

La educación ambiental también es una herramienta aliada a las prácticas de conservación ya que, en el contexto de la conciencia ambiental, es crucial resaltar la importancia de abordar las APP y Reservas Legales (RL) con todas las personas, promoviendo el cambio de actitudes y percepciones relacionadas con el medio ambiente. A pesar de los desafíos para integrar una propuesta que traiga ideas críticas, innovadoras y que pueda generar transformaciones políticas y sociales, el enfoque de este tema debe ser holístico, relacionando al ser humano con la naturaleza dentro del universo en que se encuentra, considerando que los recursos son finitos y el ser humano es uno de los principales causantes de la degradación ambiental. Según Souza *et al.* (2011), en zonas rurales, la educación ambiental ayuda a fomentar prácticas más sostenibles orientadas a la preservación de los recursos y al cambio de los métodos de producción rudimentarios actuales (Streck & Essi, 2013).

Dado que la población mayoritaria del valle del Ribeira está compuesta por comunidades ribereñas, como quilombolas, indígenas y caiçaras, es necesario destacar la interacción de estas comunidades con las propuestas de conservación mencionadas anteriormente. Las tierras que antes pertenecían a los pueblos tradicionales de la región son hoy en su mayoría Unidades de Conservación o Estaciones Ecológicas. De esta manera, antes su base de subsistencia incluía actividades extractivas forestales y de cultivo, complementadas con caza y pesca, y ahora se consideran actividades ilegales dentro de las unidades de conservación. Para promover un futuro orientado a un desarrollo sostenible adecuado para las próximas generaciones, es esencial considerar la velocidad de recuperación de la naturaleza durante la explotación de los recursos naturales, promoviendo un manejo y explotación más adecuado (Ribeiro, 2021; Fonseca & Prado, 2010).

4. Conclusiones

El análisis realizado en la cuenca hidrográfica del río Carapiranga mostró las mejoras en la gestión de la pérdida del suelo prevista para 2050, a través de un escenario positivo al respecto de prácticas conservadoras locales. El estudio permitió la identificación de áreas con diferentes niveles de pérdida del suelo por medio del modelo de previsión futura de cadenas de Markov, contribuyendo a la comprensión de los factores que influyen en los procesos erosivos.

La jerarquización de las APPs, destacando la importancia que tienen los bosques ribereños en la prevención de la erosión, permitió priorizar la recuperación de aquellas áreas con una intensidad de pérdida del suelo que varía entre alta y muy alta. La ausencia de la vegetación nativa, evidenciada en las áreas degradadas, impacta negativamente al medio ambiente, contribuyendo a la sedimentación de los ríos y reducción de su cauce, afectando la biota acuática.

La utilización de técnicas avanzadas de geoprocusamiento de datos fue esencial para la identificación de fragmentos críticos, permitiendo no solo la identificación de esas áreas, sino también la elaboración de planes de acción específicos para cada escenario identificado. La integración del diagnóstico obtenido en la toma de decisiones y planeamiento de organismos responsables, ya sea en el plan de manejo de la cuenca hidrográfica o en áreas destinadas a la protección ambiental, evidencia la necesidad de la continuidad de las unidades de conservación en la región. Este abordaje indica un camino para la obtención de fiscalizadores de mayor eficacia, con el fin de reducir el impacto ambiental ocasionado por la erosión.

Finalmente, para dar una continuidad a las buenas prácticas conversacionales, se sugiere la implementación de una política de Pago por Servicio Ambiental (PSA) como estímulo económico, la intensificación de la

educación ambiental que promueva la concientización y la elaboración de un plan de recuperación de áreas degradadas, que reduzca el deterioro continuo y promueva la recuperación de las áreas de preservación permanente. Estas estrategias convergen a una gestión sustentable de la cuenca hidrográfica, con énfasis en la preservación de los recursos naturales y la promoción de un equilibrio ambiental.

Contribución de la autoría

Caroline Costas Borges: Conceptualización, Curación de datos, Análisis formal, Recursos, Investigación, Metodología, Administración del proyecto, Software, Visualización, Redacción del borrador original. Hetiany Ferreira da Costa: Análisis formal, Metodología, Software, Supervisión. Mayra Vannessa Lizcano Toledo: Investigación, Visualización, Escribiendo – revisión y edición. Darllan Collins da Cunha e Silva: Conceptualización, Recursos, Metodología, Administración del proyecto, Supervisión, Validación, Escribiendo – revisión y edición. Todos los autores han leído y aprobado la publicación del manuscrito.

Agradecimientos y declaración de intereses

Este estudio fue financiado por el Consejo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico (CNPq) bajo el número de subvención 402601/2023-8. Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

Referencias bibliográficas

- Almeida, L., Bim, O., Antuniassi, M. & Silva, F. (2016). Seriam as questões ambientais entraves ao desenvolvimento do Vale do Ribeira? *Cadernos Ceru*, 28(1), 93–104. <https://doi.org/10.11606/issn.2595-2536.v28i1p93-104>
- Alvares, S. M. R. (2018). *Limites e potencialidades da transição agroecológica com sistemas agroflorestais no vale do Ribeira – SP*. [Tesis de doctorado, Universidade Estadual de Campinas]. <https://core.ac.uk/download/pdf/296895655.pdf>
- Alves, W. S., Martins, A. P., Morais, W. A., Pôssa, É. M., Moura, D. M. B., Santos, L. N. S., Ferreira, R. S., Nunes, N. C., Pereira, M. A. B. & Moreira, E. P. (2020). Morfometria da bacia hidrográfica do rio Verdinho, sudoeste de Goiás, Brasil, *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(7), 3636–3658. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.07.p3636-3658>
- Antuniassi, M. H. R. & Reismann, L. (2001). Características socioambientales da bacia hidrográfica do rio Iguape. *Cadernos Ceru*, 12, 171–186. <https://doi.org/10.11606/issn.2595-2536.v12i0p171-186>
- Arantes, L. T., Santos, A. P., Silva, D. C. C. & Lourenço, R. W. (2024). Indicador de vulnerabilidade ao carreamento de sedimentos integrado ao SIG e SR. *Revista Geo UERJ*, (45). <https://doi.org/10.12957/geouerj.2024.74164>
- Arantes, P., Righi, C., Bosi, C., Domenico, C. & Galvez, V. (2017). Agroflorestas familiares no Vale do Ribeira: Diagnóstico produtivo, estratégias e desafios. *Revista Espaço de Diálogo e Desconexão – REDD*, 9(1-2). <https://doi.org/10.32760/1984-1736/REDD/2017.v9i1.10950>
- Barra, C. H., Freitas, F. A. & Casquin, A. P. (2019). Conflitos de uso da terra nas APPs hídricas de manancial da zona da mata mineira, Brasil. *Boletim Goiano de Geografia*, 39, 1–22. <https://doi.org/10.5216/bgg.v39i0.50021>
- Batista, R. A. W., Nery, M., Matus, G. N., Simonetti, V. C. & Silva, D. C. C. (2020). Estimativa do fator de erosividade do solo na região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. *Formação (Online)*, 28(53), 441–460. <https://doi.org/10.33081/formacao.v28i53.8015>
- Borges, M. P. (2020). *Análise da alteração do escoamento superficial pela tendência de evolução do uso e ocupação do solo usando cadeia de Markov e análise espacial para bacia do Córrego de São Pedro, Uberlândia/MG*. [Tesis de maestría, Universidade Federal de Uberlândia]. <https://doi.org/10.14393/ufu.di.2020.3617>
- Caldas, V. I., Silva, A. S. & Santos, J. P. (2019). Suscetibilidade a erosão dos solos da bacia hidrográfica Lagos – São João, no estado de Rio de Janeiro – Brasil, a partir do método AHP e análise multicritério. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12(4), 1415–1430. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.4.p1415-1430>
- Carollo, F. G., Serio, M., Pampalone, V. & Ferro, V. (2024). The unit plot of the Universal Soil Loss Equation (USLE): Myth or reality? *Journal of Hydrology*, 632. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130880>
- Cassol, E., Silva, T., Eltz, F., & Levien, R. (2018). Soil erodibility under natural rainfall conditions as the K Factor of the universal soil loss equation and application of the nomograph for a subtropical ultisol. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, 42. <https://doi.org/10.1590/18069657RBCS20170262>
- Coliado, P. H. S., Nery, M., Simonetti, V. C. & Silva, D. C. C. (2022). Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Carapiranga em registro (SP), Brasil, por meio de técnicas de geoprocessamento. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 15(2), 981–1000. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.2.80073>
- Cordeiro, G., Amorim, M. & Ronquim, C. (2017). Mudança de uso e ocupação da terra no município de Registro, SP, entre os anos de 1987 e 2017, 10º Congresso Interinstitucional de Iniciação Científica – CIIIC, 1-10. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1076941/mudanca-de-uso-e-ocupacao-da-terra-no-municipio-de-registro-sp-entre-os-anos-de-1987-e-2017>
- Coutinho, L. M., Zanetti, S. S., Cecílio, R. A., Garcia, G. O. & Xavier, A. C. (2013). Usos da terra e Áreas de Preservação Permanente (APP) na bacia do rio da Prata, Casterlo – ES. *Floresta e Ambiente*. 20(4), 425–434. <https://doi.org/10.4322/floram.2013.043>

- Cunha, E. R. (2021). *Predições do uso e cobertura da terra e seus impactos na erosão do solo no ecótono Cerrado/Mata Atlântica: estudo de caso da bacia hidrográfica do rio da Prata*. [Tesis de doctorado, Universidade Federal da Paraíba]. <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/24083>
- Dias, R. L. & Oliveira, R. C. (2015). Caracterização socioeconômica e mapeamento do uso e ocupação da terra do litoralsul do estado de São Paulo, *Sociedade & Natureza*. 27(1), 111-123. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320150108>
- Eastman, J. R. (2016). *TerrSet geospatial monitoring and modeling system manual*. Clark Labs
- EMBRAPA (2009). *Boletim de pesquisa e desenvolvimento: Zoneamento agroecológico do município de guia Lopes da Laguna – MS*. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/696663>
- Felix, F., Candido, B. & Moraes, J. (2023). How suitable are vegetation indices for estimating the (R)USLE C-factor for croplands? A case study from Southeast Brazil. *ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 10. <https://doi.org/10.1016/j.ophoto.2023.100050>
- Ferreira, R. V. & Raffo, J. G. (2013). Visualização cartográfica de acessibilidade geográfica aos postos de saúde da região rural de Registro (SP). *Confins: Revista Franco – Brasileira de Geografia*, 18. <https://doi.org/10.4000/confins.8425>
- Fonseca, G. & Prado, D. M. (2010). Discussão sobre o conceito de meio ambiente natural, antrópico e de mosaico e sua apropriação didática no ensino de ecologia e educação ambiental no baixo Vale do Ribeira/SP. *Revista Didática Sistêmica*, 8, 101-112. <https://periodicos.furg.br/redis/article/view/1205>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021): Cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/>
- Janssen, P., Stella, J. C., Rappé, B., Gruel, C.-R., Seignemartin, G., Pont, B., Dufour, S. & Piégay, H. (2021). Long – term river management legacies strongly alter riparian forest attributes and constraint restoration strategies along a large, multi – use river. *Journal of Environmental Management*. 279. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111630>
- Junio, P., Andrade, F., Mendonça, E., Donagemma, G., Fernandes, R., Bhattaharai, R. & Kalita, P. (2017). Soil, water, and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in brazilian atlantic rainforest biome. *Science of the Total Environment*. 583, 53–63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.187>
- Magalhães Filho, F. J. C., Ayres, F. M. & Sobrinho, T. A. (2014) Integrando SIG e USLE para mapeamento da perda de solo em área de proteção ambiental. *Revista Agrarian*, 7(26), 552–559. <https://ojs.ufgd.edu.br/agrarian/article/view/2760>
- Majhi, A., Shaw, R., Mallick, K. & Patel, P. (2021): Towards improved USLE-based soil erosion modelling in India: A review of prevalent pitfalls and implementation of exemplar methods. *Earth-Science Reviews*. 221. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103786>
- Mannigel, A. R., Carvalho, M. P., Moreti, D. & Medeiros, L. R. (2002): Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*. 24(5), 1335–1340. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>
- Moreira, M., Cecilio, R. A., Pinto, F. A. C., Neto, F. L. & Pruski, F. F. (2006). Programa computacional para estimativa da erosividade da chuva no estado de São Paulo utilizando redes neurais artificiais. *Engenharia na Agricultura*. 14(2), 88–92.
- Narezi, G. (2018). A agroecologia como estratégia de gestão de unidades de conservação de uso sustentável no Vale do Ribeira, estado de São Paulo, Brasil. *Redes -Santa Cruz do Sul: Universidade de Santa Cruz do Sul*. 23(1), 69-91. <https://doi.org/10.17058/redes.v23i1.9324>
- Oliveira, L. M., Silva, M. O., Filho, F. A., Rufino, I. A., Brito, H. C. & Lopes, T. M. (2021). Modelagem dinâmica da expansão urbana usando autômato celulares: o caso de Fortaleza – CE. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*. 13. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.e20200092>
- Owens, P. N. (2020). Soil erosion and sediment dynamics in the anthropocene: A review of human impacts during a period of rapid global environmental change. *Journal of Soils and Sediments*. 20, 4115–4143. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02815-9>
- Pagiola, S., Glehn, H. C. V. & Taffarello, D. (2013). *Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. São Paulo: SMA/CBRN*. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/548371468021548454/pdf/864940WPOP088000PORTUGUESEOPSAlivro.pdf>
- Ribeiro, C. A., Soares, V. P., Oliveira, A. M. & Gleriani, J. M. (2005). O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. *Sociedade de Investigações Florestais*. 29(2), 203–212. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000200004>
- Ribeiro, R. F. (2021). *Análise das transformações socioeconômicas e ambientais no município de Registro (SP) por meio de ferramentas de geoprocessamento entre os anos de 2002 a 2020*. [Tesis de graduación, Universidade Federal da Integração Latino-Americana]. <http://dspace.unila.edu.br/123456789/6375>
- Rossi, M. (2017). Mapa pedológico do estado de São Paulo: Revisado e ampliado. Instituto Florestal. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/2017/09/mapa-pedologico-do-estado-de-sao-paulo-revisado-e-ampliado/>
- Schürz, C., Mehdi, B., Kiesel, J., Schürz, K. & Herrnegger, M. (2020). A systematic assessment of uncertainties in large-scale soil loss estimation from different representations of USLE input factors – a case study for Kenya and Uganda. *Hydrology and Earth System Sciences*. 24(9), 4463–4489. <https://doi.org/10.5194/hess-24-4463-2020>
- SIGRH, Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (2021). Comitê da bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul (CBH-RB). <https://sigrh.sp.gov.br/cbhrb/apresentacao>

- Silva, A. M. & Alvares, C. A. (2005). Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. *Geociências*, 24(1), 33–41. <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/181>
- Silva, C.-S., Valladares, G. S., Pereira, M. & Anjos, L. H. (2014). Caracterização de *organossolos* em ambientes de Várzea do nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de ciência do Solo*, 38(1), 26–38. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000100003>
- Silva, D. C. C., Filho, J., Sales, J. & Lourenço, R. (2017). Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. *RAEGA – O espaço geográfico em análise*, 42, 72–85. <https://doi.org/10.5380/raega.v42i0.45524>
- Silva, J. J. I. & Caneparo, S. C. (2017). Análise das variações espaciais no município de pontal do paraná (Paraná – Brasil), entre os anos de 1980 e 2032 decorrentes da instalação do complexo portuário. *Revista Cerrados*, 15(2), 263–290. <https://doi.org/10.22238/rc24482692v15n22017p263a290>
- Silva, R. B., Iori, P., Armesto, C. & Bendini, H. (2010). Assessing rainfall erosivity with artificial neural networks for the Ribeira Valley, Brazil. *International Journal of Agronomy*, 2010(1). <https://doi.org/10.1155/2010/365249>
- Simonetti, V. C., Silva, D. C. C. & Rosa, A. H. (2022). Reflexos ambientais da perda de nutrientes do solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Pirajibu-Mirim (SP). *Revista Caminhos de Geografia*, 23(87), 84–102. <https://doi.org/10.1439/RCG238758895>
- SMA, Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo (2014). *Zoneamento ecológico – econ mico setor costeiro do Vale do Ribeira*. <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/3a00d2e0-cce5-4998-bd34-b749d57eca68>
- Souza, H. M., Buainain, A. M., Silveira, J. M. & Vinholis, M. M. (2011). Condicionantes da adoção de inovações tecnológicas na agricultura. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 28(1), 223–255. <https://doi.org/10.35977/0104-1096.cct2011.v28.i2041>
- Streck, M. T. & Essi, L. (2013).  reas de preservação permanente e reserva legal: experiência em educação ambiental envolvendo famílias de produtores rurais. *REGET*, 14(14), 2832–2838. <https://doi.org/10.5902/2236117010742>
- Tiruwa, D., Khanal, B., Lamichhane, S., & Acharya, B. (2021). Soil erosion estimation using Geographic Information System (GIS) and Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in the Siwalik Hills of Nawalparasi, Nepal. *Journal of Water and Climate Change*, 12(5), 1958–1974. <https://doi.org/10.2166/wcc.2021.198>
- Toniolo, B. P., Silva, D. C. C. & Lourenço, R. W. (2020). Uso de Geotecnologias para delimitação de Susceptibilidade erosiva na unidade de negócio oeste SABESP. *Per dico Técnico e Científico Cidades verdes*, 8(17), 76–90. <https://doi.org/10.17271/2317860481720202309>
- Wischmeier W. H. & Smith, D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: *A guide to conservation planning*. USDA-ARS Agricultura Handbook, Washington, DC. https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/60600505/RUSLE/AH_537%20Predicting%20Rainfall%20Soil%20Losses.pdf
- Wuepper, D., Borrelli, P. & Finger, R. (2020). Pa ses e a taxa global de erosão do solo. *Sustenta  o Nacional*, 3(1), 51–55. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0438-4>