

Uso actual del suelo y calidad hidrogeomorfológica del río San Antonio: alternativas para la restauración fluvial en el Norte de Perú

Current land use and hydrogeomorphological quality of the San Antonio River: alternatives for the fluvial restoration in northern Peru

Elgar Barboza^{1*}, Rolando Salas¹, Miguel Mendoza¹, Manuel Oliva², Fernando Corroto¹

¹ Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas – Perú

² Facultad de Ingeniería y Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas – Perú

* Autor para correspondencia e-mail: ebarboza@indes-ces.edu.pe

ARTÍCULO ORIGINAL

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Recibido 19-10-2017
Aceptado 23-03-2018
On line: 27-04-2018

PALABRAS CLAVES:

Teledetección,
hidrogeomorfología,
sector funcional,
sistema fluvial,
Amazonas

ORIGINAL ARTICLE

ARTICLE INFORMATION

Received 19-10-2017
Accepted 23-03-2018
On line: 27-04-2018

KEY WORDS:

Remote sensing,
hydrogeomorphology,
functional sector,
fluvial system,
Amazonas

RESUMEN

El objetivo del estudio fue evaluar el uso actual del suelo y la calidad hidrogeomorfológica en el río San Antonio, localizado entre las provincias de Chachapoyas y Rodríguez de Mendoza en el Departamento de Amazonas (Perú). Los usos del suelo fueron estimados utilizando el método de clasificación supervisada para las imágenes Sentinel 2A, mientras que la valoración de la calidad del sistema fluvial se realizó a través de la aplicación del índice hidrogeomorfológico (IHG) en cada sector funcional. Los resultados reportaron que la cobertura del suelo en la microcuenca San Antonio está manejada de la siguiente manera: el 44.50 % ocupada por cultivos, el 36.09% por bosques, el 11.24% por pastos, el 7.56% por herbazales y arbustales, y el 0.61 % es zona urbana y cuerpos de agua. A su vez, la calidad hidrogeomorfológica del río San Antonio se encuentra en un rango de calidad de Muy Buena a Deficiente, con mayor impacto antrópico en el curso medio y bajo del río. Se concluye que el uso del suelo influye en la calidad hidrogeomorfológica debido a las actividades agropecuarias, uso urbano y extracción de materiales de construcción en el cauce del río, lo que contribuye a la degradación del sistema fluvial.

ABSTRACT

The objective of the study was to evaluate the current land use and hydrogeomorphological quality in the San Antonio River, located between the provinces of Chachapoyas and Rodríguez de Mendoza in the Department of Amazonas (Peru). The land uses were estimated using the supervised classification method for the Sentinel 2A images, while the assessment of the quality of the fluvial system was carried out through the application of the hydrogeomorphological index (IHG) in each functional sector. The results reported that the soil cover in the San Antonio microbasin is managed in the following way: 44.50% occupied by crops, 36.09% by forests, 11.24% by pasture, 7.56% by grassland and shrubs, and 0.61% is an urban area and water bodies. In turn, the hydrogeomorphological quality of the San Antonio River is in a range of quality from Very Good to Deficient, with a greater anthropic impact in the middle and lower sections of the river. It is concluded that the use of soil influences hydrogeomorphological quality due to agricultural activities, urban use and extraction of construction materials in the riverbed, which contributes to the degradation of the fluvial system.

INTRODUCCIÓN

Del total de agua en el mundo el 97.5% es marina y sólo el 2.5% es continental que se encuentra disponible para la población en la tierra (King & Clarke, 2004). Dos terceras partes de agua continental se localiza en acuíferos y en forma de glaciares, nieve o hielo (Mahmood et al., 2011). Actualmente, el crecimiento demográfico en el planeta sigue en aumento y se estima que para el año 2040 la población será de 8852 millones de personas (Dolgonosov, 2016), lo que generará una demanda de los recursos hídricos y una amenaza potencial para el desarrollo económico sostenible mundial (Wu et al., 2017).

El agua es necesaria para el origen y la supervivencia de la vida (Noack et al., 2016). La disponibilidad y calidad del agua se enfrenta hoy en día a las presiones de la contaminación (Miao et al., 2015) y a efectos del cambio climático, que ponen en peligro la oferta de servicios ambientales básicos para la vida y las actividades humanas (Belayutham et al., 2016). Además, están intrínsecamente ligados al funcionamiento de los ecosistemas y a los ciclos naturales del planeta (Díaz-Pulido et al., 2009).

Las actividades humanas son las principales causas de las transformaciones ambientales, crecimiento de las áreas urbanas y zonas agrícolas. Son responsables de los cambios de usos del suelo (López & Plata, 2009). En consecuencia, originan una problemática mayor como la desertificación y degradación de la tierra, pérdida de vegetación y biodiversidad, cambios en la hidrología de cuencas y los medios de subsistencia de las poblaciones (D'Odorico et al., 2013).

El deterioro de las cuencas hidrográficas sigue en continuo aumento, en una línea de degradación ambiental a causa de las actividades antrópicas. En el cauce y en las cabeceras de cuenca se alteran drásticamente las funciones hidrogeomorfológicas, ecológicas y bioclimáticas, que influyen directa e

indirectamente en los sistemas fluviales (Ibisate et al., 2016).

Ante esta problemática en muchos países, especialmente en Europa, se han propuesto varias metodologías para determinar la condición ecológica de los sistemas fluviales (Rinaldi et al., 2013). Entre las diferentes metodologías usadas, algunas se han centrado en la evaluación de alteraciones hidrológicas o en el transporte de sedimentos (Bledsoe et al., 2010; Santa-María & Fernández Yuste, 2011), en la caracterización de sistemas fluviales (Brierley & Fryirs, 2000) y en el establecimiento de un índice métrico y valoración numérica de la Calidad Morfológica que evalúa hasta 28 indicadores hidromorfológicos (MQI) (Rinaldi et al., 2013).

El índice IHG (Ollero Ojeda et al., 2008) se ha aplicado en diferentes estudios técnicos: propuestas de restauración fluvial, trabajos académicos y proyectos educativos (e.g. Ollero et al., 2009; Ballarín & Rodríguez, 2013; Barboza et al., 2017). Además, este índice ha sido bien valorado por su posible aplicación, de forma universal, para cualquier tipo de curso fluvial (Belletti et al., 2015).

El presente estudio pretende conocer el uso actual del suelo y evaluar la calidad hidrogeomorfológica del río San Antonio en el departamento Amazonas (Perú) con la finalidad de proponer acciones para la restauración ambiental del ecosistema fluvial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del área de estudio

La microcuenca San Antonio se localiza en las provincias de Chachapoyas y Rodríguez de Mendoza, en el departamento Amazonas (Perú), entre los 6° 9' 21" y 6° 30' 48" latitud sur, 77° 21' 51" y 77° 38' 4" longitud oeste. Posee una superficie de 509.49 km² y una longitud de 56.48 km de cauce principal (Figura 1). Nace entre los cerros Ventilla y Jabonera, en la cordillera Pishcohuanuna cercano al caserío Palomar (distrito de Molinopampa) y desemboca en el río

Guambo (tributario del río Huayabamba, perteneciente a la cuenca hidrográfica del Atlántico).

El relieve está representado por montañas de laderas muy empinadas a empinadas con colinas bajas y altitudes que oscilan 3713 y 1315 msnm. El clima se caracteriza por una temperatura media anual de 18.1

°C con una precipitación media de 1467.8 mm/año. La población concentrada a lo largo y ancho de la microcuenca es de 21359 habitantes, teniendo como núcleos principales a las ciudades de Mariscal Benavides, San Nicolás, Omia, Longar, Shucush, Cochamal, Huambo y San José (Instituto Nacional de Estadística e Informática, 2015).

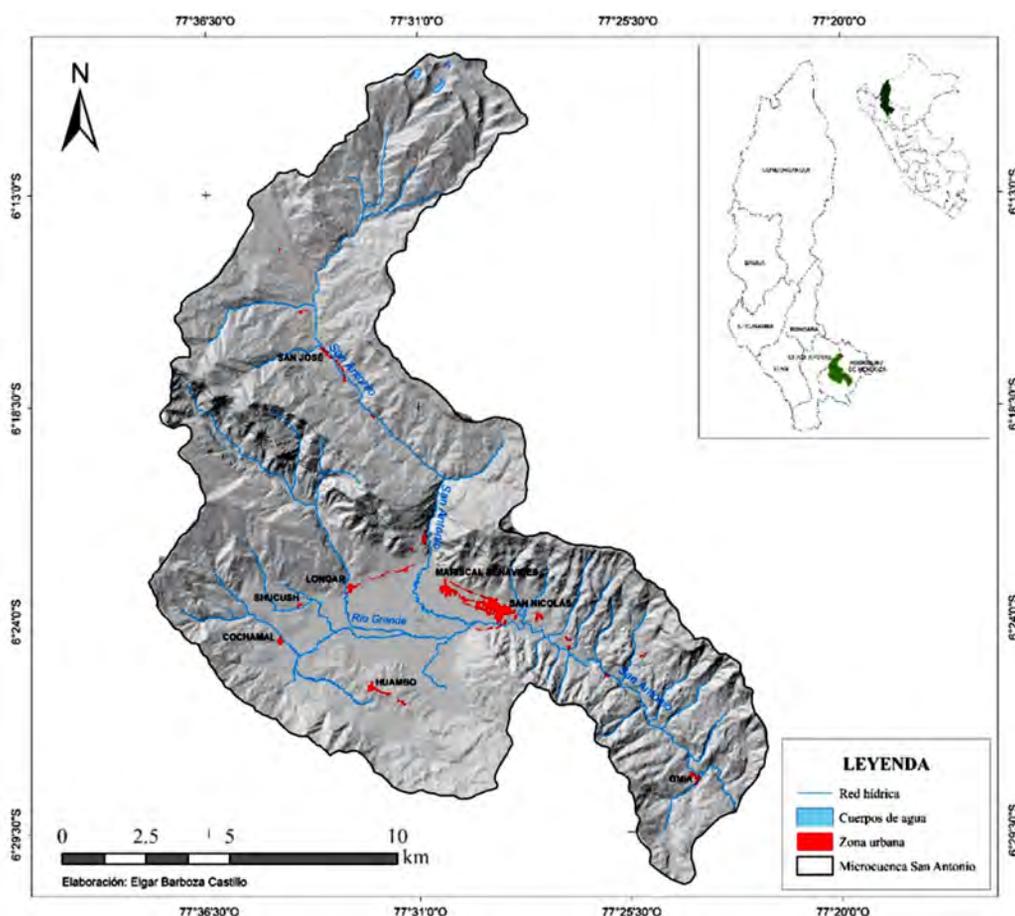


Figura 1. Ubicación de la microcuenca del río San Antonio en las provincias de Chachapoyas y Rodríguez de Mendoza, departamento de Amazonas.

Uso actual del suelo

Campo de entrenamiento. Consistió en identificar y georreferenciar los usos del suelo o áreas de entrenamiento más representativos mediante salidas al campo y la utilización de un receptor GPS Garmin modelo Montana 650 con precisión + 3 metros. Los usos se identificaron siguiendo la clasificación propuesta por Laurent (2011): “bosque”, “pastizal”, “cultivos”, “herbazal y arbustal”, “zona urbana” y “cuerpos de agua”.

Adquisición y tratamiento de imágenes satelitales. Se adquirieron dos imágenes satelitales Sentinel 2A georreferenciadas en el Datum WGS84 (World Geodetic System 1984) y sistema de coordenadas geográficas. La descarga se realizó desde la página web de Earth Observing System (<https://lv.eosda.com>), del mes de julio de 2017 (Path/Row 18MTU y 18 MTT). Estas imágenes fueron seleccionadas por presentar las mejores condiciones de vegetación, menor nubosidad e igual variación del ángulo de elevación solar y azimut, con

la finalidad de obtener resultados con mayor precisión (Chuvieco, 2017).

Corrección de imágenes satelitales. La corrección radiométrica se efectuó con el objetivo de medir la respuesta espectral de cualquier objeto de la superficie terrestre en la imagen con una recepción ideal y convertir los Niveles Digitales (ND) a radiancia (Díaz Aguilar et al., 2017). Posteriormente, se realizó la corrección atmosférica para eliminar el efecto de la dispersión de la radiación electromagnética originada por parte de los gases y partículas en suspensión de la atmósfera (Laurente, 2011). Estos procesos se realizaron con el SCP (Semi-Automatic Classification Plugin) del software libre QGIS v. 2.18 (Congedo, 2017).

Clasificación de imágenes satelitales. La clasificación supervisada se realizó mediante el algoritmo de clasificación de Máxima Verosimilitud (Salas et al., 2014) y en base a las firmas espectrales de las 66 áreas de entrenamiento georreferenciadas en campo. Se emplearon seis bandas que corresponden al espectro visible e infrarrojo; seguidamente se generaron composiciones en falso color y color natural, a fin de resaltar los tipos de uso actual del suelo para su identificación visual. Además, se realizó un análisis visual a las imágenes mediante el método de interpretación interdependiente de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (2001). Método confiable que reduce al mínimo los errores de posición y clasificación (Ramírez & Zubieta, 2005), modificando las áreas donde se produjeron errores de clasificación debido a la similitud espectral de los usos (por ejemplo, café bajo sombra, bosque y arbustal).

Análisis de confiabilidad y exactitud temática. Se efectuó mediante la creación de matrices de confusión a partir de la tabulación cruzada de la información generada por la clasificación y la verdad-terreno (Laurente, 2011). Se comparó 196 puntos de verificación obtenidos según la fórmula establecida por Chuvieco (2016), que toma en cuenta las áreas

relativas de cada una de las clases, establecidas a través de un muestreo aleatorio sistemático no alineado estratificado (Ministerio del Ambiente, 2014). La validación de estos puntos se realizó mediante salidas al campo y apoyo de imágenes del Google Earth Pro (Velasco Murguía et al., 2014). Finalmente, en base a la matriz de confusión, se calculó la exactitud total observada y el índice de Kappa (Chuvieco, 2016; Alarcón et al., 2016).

Caracterización y tramificación de la red fluvial

La caracterización del sistema fluvial consistió en tipificar los sectores funcionales, de manera que el índice IHG se obtuviese individualmente. Para ello se empleó la caracterización de cursos fluviales propuesta por Horacio & Ollero (2011), basada en el uso de los sistemas de información geográfica (SIG) y la aplicación de criterios de tramificación en función de dos variables geomorfológicas: la geomorfología del valle y la pendiente del cauce. Asimismo, se identificaron los cuatro tipos de cursos fluviales: abierto, suavemente encajado, moderadamente encajado y muy encajado.

Evaluación hidrogeomorfológica

El índice hidrogeomorfológico (IHG) se estructura en tres apartados: Calidad Funcional del Sistema Fluvial (CFSF), Calidad del Cauce (CC) y Calidad de las Riberas (CR). A su vez, de cada apartado se analiza a partir de tres aspectos relevantes del funcionamiento hidrogeomorfológico de un río. En cada subapartado se puede asignar un máximo de 10 puntos, por lo que la puntuación de cada área de calidad puede alcanzar los 30 puntos, con una puntuación final del índice que oscila entre 0 y 90 puntos (Tabla 1).

Tabla 1. Calidad resultante de puntuaciones del IHG

Puntuación por apartado	Calidad hidrogeomorfológica	Puntuación total IHG
0 – 6	Muy Mala	0 – 20
7 – 13	Deficiente	21 – 41
14 – 19	Moderada	42 – 59
20 – 24	Buena	60 – 74
25 – 30	Muy Buena	75 – 90

Fuente: Modificado de Ollero et al. (2009).

A partir de la calidad hidrogeomorfológica obtenida con el IHG, se discutieron las posibilidades de

restablecimiento de los elementos impactados del sistema fluvial, frente a las restricciones impuestas por intervenciones humanas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Uso actual del suelo

La clasificación supervisada se ha utilizado ampliamente para conocer la cobertura terrestre y permite determinar la detección de cambios (Joshi et al., 2011; Alarcón et al., 2016). En la Figura 2 se muestra el uso actual del suelo en la microcuenca San Antonio obtenido a partir de la clasificación supervisada de las imágenes satelitales Sentinel 2A. Los cultivos ocupan el 44.50% (22671.34 ha) del área total de la microcuenca y está conformado principalmente por cultivos de café, piña, maíz, frejol y caña de azúcar. Según Torres & Siche (2016) Rodríguez de Mendoza es una de las provincias con mayor producción de café en el departamento de Amazonas, predominando el sistema de producción

orgánico, por la cual el impacto al ecosistema es menor, ya que se considera como una producción sostenible.

Los bosques en la microcuenca abarcan el 36.09% (18389.75 ha) y se localizan principalmente en la cabecera y en zonas muy accidentadas de difícil acceso; una de las especies principales es la comunidad vegetal de palmeras *Ceroxylon* sp, comúnmente llamado “pona”. Los pastizales abarcan el 11.24% de la superficie total (5724.64 ha). Principalmente se ubican en el valle del Huayabamba y curso alto de río San Antonio en las localidades de San José, Ocol e Izcuchaca (distrito de Molinopampa) (Oliva et al., 2017).

La zona de hierbas y arbustos representa el 7.56% (3853.75 ha) del área total. A su vez la zona urbana está constituida por los núcleos principales que ocupan el 0.55% (280.42 ha), mientras que los cuerpos de agua el 0.06% (29.04 ha).

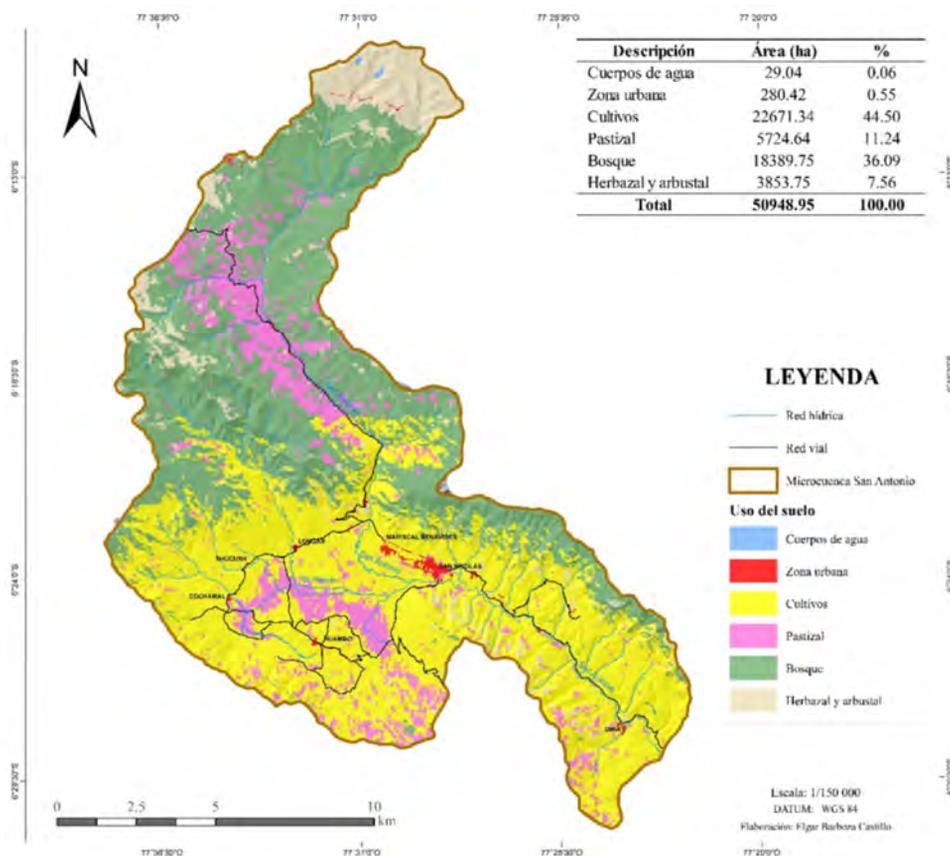


Figura 2. Uso actual del suelo de la microcuenca San Antonio.

La matriz de confusión elaborada a partir de la tabulación cruzada de las seis clases identificadas permitió validar la información generada por la clasificación supervisada. Se obtuvieron 196 puntos de muestreo, de los cuales 179 puntos coincidieron en

campo (Tabla 2). El índice de Kappa fue de 0.89, considerado como casi perfecta (Ministerio del Ambiente, 2014) y similar a los resultados reportados por Laurente (2011) y Mendoza et al. (2015) en sus respectivos estudios.

Tabla 2. Matriz de confusión y exactitud temática

Nº	Coberturas	Zona urbana	Herbazal y arbustal	Bosque	Pastizal	Cultivos	Cuerpos de agua	Total	Exactitud mapa	Error comisión
1	Zona urbana	33	0	0	1	0	0	34	97.06	2.94
2	Herbazal y arbustal	0	31	1	0	0	0	32	96.88	3.13
3	Bosque	0	2	36	0	0	0	38	94.74	5.26
4	Pastizal	3	1	3	38	1	0	46	82.61	17.39
5	Cultivos	3	1	0		36	0	40	90	10
6	Cuerpos de agua	0	1	0	0	0	5	6	83.33	16.67
	Total	39	36	40	39	37	5	196		
	Exactitud de campo (%)	84.62	86.11	90	97.44	97.3	100		179	
	Error de Omisión	15.38	13.89	10	2.56	2.7	0		Índice Kappa =	0.89

Caracterización y tramificación de la red fluvial.

La metodología utilizada permitió obtener 17 sectores funcionales, según la morfología del valle a lo largo del curso fluvial (Figura 3). De los 17 sectores, nueve son abiertos y representan el 63% del

cauce total del río; seis son cursos suavemente encajados, y constituye el 23%, un curso es moderadamente encajado, y un curso muy encajado, y entre los dos representan el 9% y el 5% del total del cauce, respectivamente.

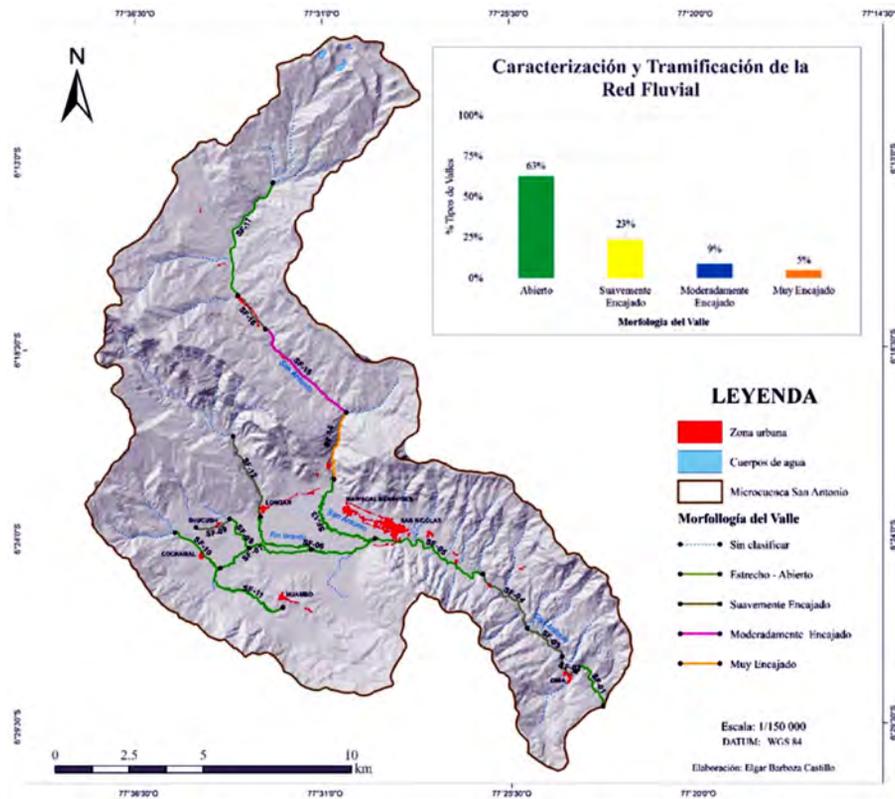


Figura 3. Caracterización y tramificación de la red fluvial de la microcuenca San Antonio.

Evaluación hidrogeomorfológica

La valoración hidrogeomorfológica dio como resultado que un 41.18% de los tramos presentan una calidad “Muy buena” o “Buena”. El 41.18% de los tramos alcanzaron calidad hidrogeomorfológica “Moderada” y el 17.75% tienen una calidad hidrogeomorfológica “Deficiente”.

Los tramos con calidad hidrogeomorfológica “Muy buena” a “Buena” (SF-01, SF-09, SF-10, SF-12, SF-13, SF-14 y SF-15) recorren un sector de la cuenca

cuyas clases del uso del suelo son, en su mayoría, áreas de cultivos y pastoreo antiguas, que después de ser abandonadas, iniciaron el proceso de regeneración vegetativa. En estos fragmentos, los parámetros que indican cambios hidrogeomorfológicos están asociados a la calidad funcional del sistema fluvial, más específicamente a los cambios en la cantidad de agua que circula por el sistema, y a las ligeras modificaciones en la disponibilidad de sedimentos aportados por la microcuenca (De Souza & Pompeo, 2016).

Tabla 3. Resultados de la aplicación del IHG en el río San Antonio

Sector Funcional	Calidad Funcional	Calidad de Cauce	Calidad de Ribera	Puntuación Final	Calidad Hidrogeomorfológica
SF - 01	26	27	21	74	Bueno
SF - 02	15	14	11	40	Deficiente
SF - 03	13	17	12	42	Moderado
SF - 04	7	11	12	30	Deficiente
SF - 05	15	19	13	47	Moderado
SF - 06	23	22	8	53	Moderado
SF - 07	16	24	0	40	Deficiente
SF - 08	21	25	5	51	Moderado
SF - 09	23	26	23	72	Bueno
SF - 10	24	24	17	65	Bueno
SF - 11	18	23	6	47	Moderado
SF - 12	22	24	20	66	Bueno
SF - 13	22	24	23	69	Bueno
SF - 14	26	26	23	75	Muy Bueno
SF - 15	20	23	21	64	Bueno
SF - 16	19	23	17	59	Moderado
SF - 17	22	22	15	59	Moderado

A partir del SF-02 y en adelante, el río San Antonio presenta pérdidas hidrogeomorfológicas más significativas, reportando calidad fluvial deficiente a moderada en los SF-03, SF-04, SF-05, SF-06, SF-07, SF-08, SF-11, SF-16 y SF-17. Esta reducción de calidad está influenciada por la densa ocupación urbana que promueve el aumento del área impermeabilizada y que avanza sobre las laderas. Además, la apertura de carreteras a lo largo y ancho de la cuenca causan modificaciones en el funcionamiento del drenaje natural, ya que actúan como diques elevados en relación a los terrenos adyacentes, que contribuye a la retención de sedimentos aportados por la microcuenca (De Souza & Pompeo, 2016).

Algo similar ocurre con la calidad del cauce, que sufre modificaciones puntuales en su trazado en función de las infraestructuras de puentes construidas para permitir la expansión urbana. Cabe destacar que estos impactos son más notables aún debido a la presencia de canteras e infraestructuras lineales (Leiva-Tafur et al., 2015).

Las deforestaciones, la consolidación de áreas urbanas e incremento de la frontera agrícola (Para et al., 2015), se reflejan en la actual condición del río San Antonio. Esto se atribuye a la disminución de la franja ribereña en el río principal y sus tributarios por el incremento de áreas agrícolas y de pasturas, con el consecuente acceso de los animales al cauce, lo que

umenta el aporte de materiales contaminantes (Guerrero Chuez et al., 2016). En muchos casos sus funciones ambientales se presentan bastante limitadas, principalmente en lo que se refiere a la anchura potencial y la continuidad longitudinal, siendo estos importantes elementos de protección del medio ambiente, sistema fluvial y biodiversidad (Buytaert et al., 2006).

CONCLUSIONES

El uso actual del suelo para la microcuenca San Antonio está representado principalmente por cultivos, seguido de bosques y pastos, y en menor proporción por herbazales y arbustales, zona urbana y cuerpos de agua.

La calidad hidrogeomorfológica del río San Antonio se sitúa en valores de “Muy buena” a “Deficiente”. Esta última se debe a las actividades humanas tales como vertidos, urbanizaciones, presas, extracción de material para construcción e infraestructuras puntuales en las orillas del cauce, que impactan directamente en el sistema fluvial. Finalmente la calidad de las riberas a lo largo de todo el río San Antonio es el más afectado producto de la conversión de las mismas para usos antropogénicos.

Las acciones para la mejora de la calidad hidrogeomorfológica de los cursos fluviales del río San Antonio deberían centrarse en el mantenimiento de los caudales de la forma más natural posible. Paralelamente, se debe realizar la renaturalización de las franjas ribereñas, con la generación de espacios fluviales, donde se suministrasen condiciones favorables para la movilidad del cauce y ampliación de zonas naturales de ribera. Además, eliminar las infraestructuras sin uso, como defensas ribereñas de concreto, puentes, infraestructuras para extracción de material de álveos de ríos, etc. Hay que tener en cuenta que una pequeña actuación que libere procesos dinámicos va a suponer, en muy poco tiempo, una mejora destacable en la dinámica local del cauce (Ollero et al., 2009).

AGRADECIMIENTO

Al Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva INDES-CES por financiar la presente investigación a través del Proyecto SNIP “Creación del Servicio de un Laboratorio de Geomática y Teledetección de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas”.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcón, G., Díaz, J., Vela, M., García, M., & Gutiérrez, J. (2016). Deforestación en el sureste de la amazonia del Perú entre los años 1999-2013; caso Regional de Madre de Dios (Puerto Maldonado–Inambari). *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 18(3), 319-330. <http://dx.doi.org/10.18271/ria.2016.221>
- Ballarín, D. & Rodríguez, I. (2013). *Hidromorfología fluvial: algunos apuntes aplicados a la restauración de ríos en la cuenca del Duero*. Confederación Hidrográfica del Duero, Valladolid, España. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Daniel_Ballarín_Ferrer2/publication/282074996_Hidromorfologia_fluvial_algunos_apuntes_aplicados_a_la_restauracion_de_rios_en_la_cuenca_del_Duero/links/56026efc08aed9851827d73d/Hidromorfologia-fluvial-algunos-apuntes-aplicados-a-la-restauracion-de-rios-en-la-cuenca-del-Duero.pdf
- Barboza, E., Corroto, F., Salas, R., Gamarra, O., Ballarín, D. & Ollero, A. (2017). Hidrogeomorfología en áreas tropicales: aplicación del Índice Hidrogeomorfológico (IHG) en el río Utcubamba (Perú). *Ecología Aplicada*, 16(1), 39-47. <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v16i1.902>
- Belayutham, S., González, V. A., & Yiu, T. W. (2016). A cleaner production-pollution prevention based framework for construction site induced water pollution. *Journal of Cleaner Production*, 135, 1363-1378. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.003>

- Belletti, B., Rinaldi, M., Buijse, A. D., Gurnell, A. M. & Mosselman, E. (2015). A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73, 2079-2100. <https://qmro.qmul.ac.uk/xmlui/handle/123456789/9790>
- Bledsoe, B. P., Hawley, R. J., Stein, E. D., & Booth, D. B. (2010). Hydromodification screening tools: Field manual for assessing channel susceptibility. *Technical Report*, 606. Retrieved from http://ftp.sccwrp.org/pub/download/DOCUMENTS/TechnicalReports/606_HydromodScreeningTools_FieldManual.pdf
- Brierley, G. J. & Fryirs, K. A. (2000). River styles, a geomorphic approach to catchment characterization: Implications for river rehabilitation in Bega catchment, New South Wales, Australia. *Environmental Management*, 25(6), 661-679. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1007/s002670010052>
- Buytaert, W., Celleri, R., Debievre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J. & Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1-2), 53-72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>
- Congedo, L. (2017). Semi-automatic classification plugin documentation. Release, 4(0.1), 29. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Luca_Congedo/publication/307593091_Semi-Automatic_Classification_Plugin_Documentation_Release_6011/links/58a5fae492851cf0e3a5b3d5/Semi-Automatic-Classification-Plugin-Documentation-Release-6011.pdf
- Chuvieco, E. (2016). *Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach, Second Edition*. Boca Raton, Estados Unidos: CRC press. Retrieved from <https://www.crcpress.com/Fundamentals-of-Satellite-Remote-Sensing-An-Environmental-Approach-Second/Chuvieco/p/book/9781498728058>
- De Souza, P. S. & Pompeo, C. A. (2016). Valiação hidrogeomorfológica de um curso d'água urbano e as perspectivas de restabelecimento dos padrões de qualidade: estudo de caso do rio Córrego Grande, Florianópolis, Brasil. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, 4(1), 69-79. <http://dx.doi.org/10.9771/gesta.v4i1.15235>
- Díaz Aguilar, R. D., Larico, S., Vanesa, S., Lujano Laura, E., & Lujano Laura, A. (2017). Análisis multi-temporal entre 1975 y 2015 sobre cambios de la cobertura glaciar en los nevados Allin Capac y Chichi Capac, Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 19(3), 265-274. <http://dx.doi.org/10.18271/ria.2017.291>
- Díaz-Pulido, A., Chingaté-Hernández, N., Muñoz-Moreno, D., Olaya-González, W., Perilla-Castro, C., Sánchez-Ojeda, F., & Sánchez-González, K. (2009). Desarrollo sostenible y el agua como derecho en Colombia. *Estudios Socio-Jurídicos*, 11(1), 84-116. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/3021654.pdf>
- Dolgonosov, B. M. (2016). Knowledge production and world population dynamics. *Technological Forecasting & Social Change*, 103, 127-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2015.10.023>
- D'Odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K. F., Ravi, S., & Runyan, C. W. (2013). Global desertification: drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources*, 51, 326-344. <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.01.013>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2001). *Global Forest Resources Assessment 2000 Main Report*. Roma, Italia. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/004/Y1997E/Y1997E00.HTM>
- Guerrero Chuez, N., Díaz Ponce, M., Urdanigo Zambrano, J., Tayhing Cajas, C., Guerrero Chuez, R., & Yopez Rosado, Á. (2016). Uso de suelo y su influencia en la calidad del agua de la

- microcuenca El Sapanal, Ecuador / Soil use and its influence on the water quality of the El Sapanal micro watershed, Ecuador. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 5(2), 11. Retrieved from <http://www.rccb.uh.cu/index.php/RCCB/article/view/156/265>
- Horacio, J. & Ollero, A. (2011). Clasificación geomorfológica de cursos fluviales a partir de sistemas de información geográfica (S.I.G.). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (56), 373- 96. Retrieved from <http://www.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/1357/1280>
- Ibisate, A., Ollero, A., Sáenz de Olazagoitia, A., Acín, V., Granado, D., Ballarín, D., ... & Mora, D. (2016). Condiciones de referencia para la restauración de la geomorfología fluvial de los ríos de las cuencas de Oiartzun y Oria (Gipuzkoa). *Cuaternario y Geomorfología*, 30(1-2), 49-60. <http://doi:10.17735/cyg.v30i1-2.43995>
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (2015). PERÚ: *Estimaciones y proyecciones de población por sexo, según departamento, provincia y distrito, 2000-2015*. Lima, Perú. Retrieved from <http://proyectos.inei.gob.pe/web/biblioineipub/bancopub/Est/Lib0842/libro.pdf>
- Joshi, R. R., Warthe, M., Dwivedi, S. Vijay, R. & Chakrabarti, T. (2011). Monitoring changes in land use land cover of Yamuna riverbed in Delhi: a multitemporal analysis. *Int. International Journal of Remote Sensing*, 32(24), 9547-9558. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.565377>
- King, J. & Clarke, R. (2004). The water atlas a unique visual analysis of the world's most critical resource, Spring, 978, 1-56584. Retrieved from <http://www.waterbucket.ca/aw/sites/wbcaw/documents/media/43.pdf>
- Laurente, M. Á. (2011). Medición de la deforestación mediante percepción remota en la microcuenca río Supte, Tingo María-Perú. *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (11), 1-15. Retrieved from http://geofocus.rediris.es/2011/Informel_2011.pdf
- Leiva-Tafur, D., Coronel, E., & Corroto, F. (2015). Uso de diatomeas para medir el impacto de la extracción de agregados en ríos altoandinos, Amazonas, Perú. *Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 3(1), 33-42. <http://dx.doi.org/10.25127/indes.20153.132>
- López, V. H. & Plata, W. (2009). Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000. *Investigaciones Geográficas*, (68), 85-101. <http://dx.doi.org/10.14350/ig.18000>
- Mahmood, K., Rana, A. D., Tariq, S., Kanwal, S., Ali, R., & Haidar, A. (2011). Groundwater levels susceptibility to degradation in lahore metropolitan. *Depression*, 150, 8-01. Retrieved from http://www.sci-int.com/pdf/102089200722-123-126-Groundwater%20Levels%20Susceptibility%20_revised_%20Space%20Science%20Khalid.pdf
- Mendoza, M. E., López, R. S., & Barboza, E. (2015). Análisis multitemporal de la deforestación usando la clasificación basada en objetos, distrito de Leymebamba (Perú). *Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 3(2), 67 - 76. <http://dx.doi.org/10.25127/indes.20153.210>
- Miao, X., Tang, Y., Wong, C. W., & Zang, H. (2015). The latent causal chain of industrial water pollution in China. *Environmental Pollution*, 196, 473-477. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.11.010>
- Ministerio del Ambiente. (2014). *Protocolo: Evaluación de la Exactitud Temática del Mapa de Deforestación*. Lima, Perú. Retrieved from <http://www.minam.gob.pe/ordenamientoterritorial/wp-content/uploads/sites/18/2013/10/Protocolo-Validacion-Mapa-Deforestacion.pdf>

- Noack, L., Höning, D., Rivoldini, A., Heistracher, C., Zimov, N., Journaux, B., ... & Bredehöft, J. H. (2016). Water-rich planets: How habitable is a water layer deeper than on Earth?. *Icarus*, 277, 215-236. <https://doi.org/10.1016/j.icarus.2016.05.009>
- Oliva, M., Culqui Mirano, L., Leiva, S., Collazos, R., Salas, R., Vásquez, H., & Maicelo Quintana, J. L. (2017). Reserve of carbon in a silvopastoral system composed of *Pinus patula* and native herbaceous. *Scientia Agropecuaria*, 8(2), 149-157. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2017.02.07>
- Ollero, A., Ballarín, D. & Mora, D. (2009). *Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en la cuenca del Ebro. Guía metodológica*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, España. Retrieved from <http://www.chebro.es/contenido.streamFichero.do?idBinario=12507>
- Ollero Ojeda, A., Ballarín Ferrer, D., Díaz Bea, E., Mora Mur, D., Sánchez Fabre, M., Acín, V., ... & Sánchez Gil, N. (2008). IHG: un índice para la valoración hidrogeomorfológica de sistemas fluviales. *Limnetica*, 27(1), 171-188. Retrieved from <https://ddd.uab.cat/record/28001>
- Parra, J., Espinosa Rojas, N. P., Jaque, E., & Ollero, A. (2015). Caracterización y evaluación hidrogeomorfológica para la restauración fluvial urbana en la cuenca del Andalién (Región Biobío, Chile). *II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial. Actas del Congreso*, 692 - 696. Retrieved from <https://lirias.kuleuven.be/handle/123456789/535802>
- Ramírez, J. S. & Zubieta, R. (2005). *Análisis regional y comparación metodológica del cambio en la cubierta forestal en la Región Mariposa Monarca Informe Técnico Final*. Instituto de Geografía, UNAM, México. Retrieved from http://awsassets.panda.org/downloads/mmona_rca_analisis_cambio_forestal.pdf
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F. & Bussetini, M. (2013). A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: the Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180, 96-108. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.09.009>
- Salas, R., Barboza, E. & Oliva, S. M. (2014). Dinámica multitemporal de índices de deforestación en el distrito de Florida, departamento de Amazonas, Perú. *Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(1), 18-27. <http://dx.doi.org/10.25127/indes.20142.59>
- Santa-María, C. & Fernández Yuste, J. A. (2011). Obtención de escenarios de régimen ambiental de caudales (RAC) a partir del régimen natural: una nueva extensión del software IAHRIS. In: *"I Congreso Ibérico de Restauración Fluvial – RestauraRíos"*. León, España. Retrieved from <http://oa.upm.es/20756/>
- Torres, E., & Siche, R. (2016). Sostenibilidad ambiental de dos sistemas de producción de café en Perú: orgánico y convencional. *Revista Ciencia y Tecnología*, 12(3), 51-65. Retrieved from <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/PGM/article/view/1401/1416>
- Velasco Murguía, A., Duran Medina, E., Rivera, R., & Bray, D. (2014). Cambios en la cobertura arbolada de comunidades indígenas con y sin iniciativas de conservación, en Oaxaca, México. *Investigaciones Geográficas*, 83, 55-73. <https://doi.org/10.14350/rig.34975>
- Wu, F., Bai, Y., Zhang, Y., & Li, Z. (2017). Balancing water demand for the Heihe River Basin in Northwest China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 101, 178-184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2017.07.002>

