



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**“EFECTOS HIDROLÓGICOS DE LA CONVERSIÓN DE UN BOSQUE
MONTANO TROPICAL A TIERRAS AGRÍCOLAS EN LOS ANDES
CENTRALES DE PERÚ”**

Tesis para optar el título profesional de:

INGENIERO AMBIENTAL

Presentado por:

José André Noriega Puglisevich (0000-0003-4510-7314)

Asesora:

Karen Ilse Eckhardt Rovalino (0000-0001-6165-6597)

Lima – Perú

2022

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 22 de noviembre 2021.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidente: Dra. Susan Mery Medina Canzio
Miembro: Dra. Llerme Navarro Vásquez
Miembro: Mg. Alfredo Néstor Salinas Castro

Se reúnen para evaluar la tesis titulada:

“EFECTOS HIDROLÓGICOS DE LA CONVERSIÓN DE UN BOSQUE MONTANO TROPICAL A TIERRAS AGRÍCOLAS EN LOS ANDES CENTRALES DE PERÚ”

Presentada por la/el estudiante/bachiller:

- **José André Noriega Puglisevich**

Para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesorado por: Mg. Karen Ilse Eckhardt Rovalino

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño del estudiante de la carrera de Ingeniería Ambiental a en la sustentación, concluyen de manera unánime (X) por mayoría simple () calificar a:

Tesis: José André Noriega Puglisevich			Nota (en letras): 17 (Diecisiete)	
Aprobado ()	Aprobado - Muy buena (X)	Aprobado Sobresaliente ()	-	Desaprobado ()

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



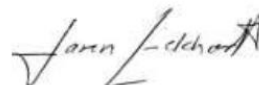
Dra. Susan Mery Medina Canzio
Presidente



Dr. Ing. Llerme Navarro Vásquez
Miembro 1



Mg. Ing. Alfredo Néstor Salinas Castro
Miembro 2



Mg. Karen Ilse Eckhardt Rovalino
Asesor

Hydrological effects of the conversion of tropical montane forest to agricultural land in the central Andes of Peru.

José André Noriega-Puglisevich^{1*}, Karen Eckhardt¹

¹ Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Científica del Sur, Carretera Panamericana Sur km. 19, Villa El Salvador 15067, Lima, Peru.

*Corresponding author: anpuglisevich@gmail.com

Abstract

Knowledge regarding the effects on hydrological variables generated both by the conversion of forest to agricultural systems and by the natural regeneration of forest due to the abandonment of agricultural areas is still limited. In this research, the hydrological components that characterize the ecosystem service of water supply and water regulation (actual evapotranspiration, surface runoff and groundwater recharge) were calculated in four land cover types (mature montane forest (BMC), natural regenerating secondary forest (BMR), coffee agroforestry systems (AF) and cropland (C)) located in the central Andes of Peru. Results showed the hydrological components calculated in the four land cover types were as follows (% based on precipitation): BMR (41.2%), AF (40.4%), BMC (40%) and C (38%) for annual actual evapotranspiration; C (16.1%), BMC (8.3%), BMR (5.2%) and AF (4.6%) for annual surface runoff; and AF (43%), BMR (41.6%), C (34%) and BMC (31.7%) for annual groundwater recharge. Furthermore, the relation between vegetation structure and the hydrological components calculated in the four land cover types was also evaluated, and the results showed that the reduction of thicker and taller trees would increase surface runoff generation, while the thinner and shorter trees would favor groundwater recharge.

Keywords: land cover change, tropical montane forests, mature forests, secondary forest, coffee agroforestry systems, croplands, water supply, water regulation.

Practitioner Points

- Coffee agroforestry systems and natural regenerating secondary forests offer higher groundwater recharge and lower surface runoff than mature forests.
- Thicker and taller trees have a greater influence on surface runoff generation.
- Thinner and shorter trees favor groundwater recharge.

1. Introduction

Tropical montane forests of the Andes are considered biodiversity hotspots worldwide, since they represent an extremely species-rich system with high rates of endemism, which are threatened by anthropic intervention (Kappelle, 2004). The hydrology of this ecosystem is strongly influenced by the vegetation cover; plants intercept the precipitation that drips to the ground or evaporates from the leaves' surface, consume water through transpiration and shade the soil, thus reducing soil evaporation (Price et al., 2011). In addition, they have an extensive root network that generates porous and filtering soils (Fiquepron et al., 2013), which play an important role in preventing erosion and reducing flooding risk (Price et al., 2011).

In Peru, tropical montane forests represent 11.71% of the national territory and are located on the eastern slopes of the Andes between 600 and 3800 m.a.s.l (Ministerio del Ambiente de Perú, 2019). Due to their geomorphology that presents steep slopes with altitudinal gradients and drastic climatic variations, they are highly vulnerable to climate change (Karmalkar et al., 2008), as well as to anthropogenic pressure that leads to land use and land cover change in the tropical Andes (Armenteras et al., 2011). Previous studies confirm that tropical forests are the main source of new land for

agricultural expansion (Gibbs et al., 2010). This problem is reflected in the montane ecosystems of the central Andes of Peru, where specifically in the Junin region a total of 165 201 ha of forests have been lost between 2001 and 2019, according to Platform for Monitoring Changes in the Forests Coverage in Peru (GEOBOSQUES, <http://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/perdida.php>), being agriculture the economic activity that contributes the most to the deforestation of forests in this region of the country. This problem is due to the fact that forest land owners in this area tend to change the natural forest for permanent and annual croplands that are more economically beneficial to them, without considering the benefits in water supply and water regulation.

Several studies show the impact of the conversion of forests to agricultural lands on hydrological variables. For example, Shawul et al. (2019) showed that shift from native forest, shrubs and grasses to croplands and urban areas over a 40-year period caused a relatively significant increase in surface runoff (18.4%), while lateral flow, groundwater flow and actual evapotranspiration decreased (24.0%, 2.1% and 0.1% respectively). In another study, Ouyang et al. (2019) showed that the active groundwater recharge and evapotranspiration in forestlands were higher (12.2% and 1.3% respectively) than in agriculture lands, while the surface runoff was 8.3% lower, after a 10-year period simulation model in a humid subtropical watershed. Likewise, Dias et al. (2015) reported that the annual evapotranspiration in agriculture ecosystems was 39% lower compared with natural ecosystems (tropical forest and Brazilian savanna), while the annual streamflow was 114% higher. Hayhoe et al. (2011), in turn, reported that the exchange of tropical forests for soybean crops increases water yield by approximately four times.

The conversion of forests to crops in the tropics is associated with an increase in total annual streamflow, due to the lower evapotranspiration of the replacement vegetation (Bruijnzeel, 2004), in addition to significantly modifying the water balance by reducing rainfall interception, plant

transpiration and surface soil hydraulic conductivity, which in many cases can be translated into increases in surface runoff flows, deep drainage and direct evaporation (Connolly, 1998; Foley et al., 2005; Scanlon et al., 2005; Chhabra et al., 2006; Bondeau et al., 2007). On the other hand, the association of crops and trees known as agroforestry systems would improve the efficiency in the capture and use of water than conventional crop systems (Ong et al., 2002; van Noordwijk et al., 2015; Yang et al., 2021). Particularly in coffee agroforestry systems, shade trees can influence the hydrological cycle by favorably affecting the distribution and interception of rain, runoff, infiltration and evapotranspiration in coffee plantations (Siles et al., 2010). Furthermore, it has been shown that there is complementarity rather than competition in water absorption between coffee crops (*Coffea arabica* L.) and associated trees in the humid tropics (Cannavo et al., 2011; Muñoz-Villers et al., 2020), since shade trees preferentially use water from deeper soil horizons than coffee systems (Cannavo et al., 2011; van Noordwijk et al., 2015; Muñoz-Villers et al., 2020). Some studies carried out in Costa Rica highlights important benefits of these agroecosystems on coffee monocultures in relation to water. In one study, a decrease in surface runoff (3.7% and 4.2%) and water drainage (7.9% and 5.0%) were reported in a coffee agroforestry system compared to a coffee monoculture for two consecutive years (Cannavo et al., 2011). In another study, it was shown that annual transpiration in coffee systems associated with three different tree species increased by 86-119% compared to full sun coffee systems (van Kanten & Vaast, 2006). Siles et al. (2010), in turn, reported increases in rain interception (1.8%) and stemflow (4.6%) in coffee agroforestry systems compared to coffee monocultures. However, research on the partitioning of water sources in coffee agroforestry systems and the role they play in terms of water supply remains limited (Cannavo et al., 2011; Muñoz-Villers et al., 2020), as well as the hydrological responses due to the conversion of forest to coffee agroforestry system.

Another important aspect to know about tropical montane forests is the degree to which restoration of hydrological functions occurs from forests natural regeneration after a disturbance (Bruijnzeel, 2004; Bruijnzeel et al., 2011). Studies carried out in Mexico ensure that 20 and 40 years of forest natural regeneration are enough to largely restore the original hydrological conditions of a tropical montane forest after being occupied by agricultural lands and pastures (Muñoz-Villers & McDonnell, 2013; López-Ramírez et al., 2020). However, more information is required on the hydrological functioning of natural regenerating montane forest to confirm this hypothesis.

This research evaluates the effect of the conversion of a tropical montane forest to agricultural lands on the hydrological components: evapotranspiration, surface runoff and groundwater recharge, which are related to the ecosystem service of water supply and regulation (Ekhuemelo et al., 2016). The objectives are: (i) determine the vegetation structure in each land cover type identified; (ii) estimate evapotranspiration, surface runoff and groundwater recharge through a soil water balance for each land cover type; and (iii) establish the relationship between the vegetation structure change and the behavior of hydrological components.

2. Materials and Methods

2.1. Study area

This research was developed in two sites located within the Chanchamayo district, Junin region, Peru. The first site is located in Toro Catchment (TC), between the coordinates 459262 to 465699 m E, and 8778887 to 8784385 m N (UTM 18S), in an elevation range of 734 to 2366 m.a.s.l. and with an extension of 18.69 km² (Figure 1). This zone corresponds to a lower montane rain forest according to classification by Bruijnzeel (2001, 2005) and presents the following soil association: Leptosol dystric – Cambisol dystric – Regosol dystric (Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales de Perú, 1981). Land use in this catchment consists of permanent croplands, with coffee (*Coffea*

arabica L.) being the main commercial crop of farmers in the area, and a secondary forest with several years of natural regeneration due to crops and plantations abandonment, where you can find species such as “ulcumano” (*Nageia rospigliossi* P.), “matico” (*Piper aduncum* L.) and “huampo” (*Heliocarpus americanus* L.).

The second site is located in the northeast of Pampa Hermosa National Sanctuary, called for this study Pampa Hermosa Reference Zone (PHRZ). This natural protected area constitutes a unique representative sample of the remaining tropical montane forest in the central Andes of Peru, which includes high ecological diversity values, highlighting endemic or restricted range species and taxonomic groups relevant to science (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado del Perú, 2014). PHRZ has an elevation range of 1347 to 2341 m.a.s.l. and is located between the coordinates 453227 to 454910 m E, and 8786116 to 8787527 m N (UTM 18S), 3.2 km from TC (Figure 1). This area corresponds to a lower montane cloud forest (Bruijnzeel, 2001, 2005). It presents the same soil association as TC and land use corresponds to a protection forest. Flora species such as “cedro de altura” (*Cedrela lilloi*), “nogal” (*Juglans neotropica*), *Ficus spp* and several species of lauraceae (*Moenas*) distinctively the genre *Ocotea* and *Nectandra* in the upper canopy, and small trees and shrubs of the families *Rubiaceae*, *Laureaceae*, *Chrysobalanaceae*, *Piperaceae* and tree ferns in the lower canopy (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado de Perú, 2014) can be found there.

2.2. Vegetation structure estimation

For the present study, three most common land cover (LC) types found in TC were selected: secondary tropical montane forest with 10 to 50 years old of natural regeneration due to crop abandonment (BMR), coffee agroforestry systems from 18 to 40 years old integrated with crops such as banana, avocado, pineapple (AF) and mixed croplands such as banana, coffee, passion fruit, citrus

and vegetables under 10 years old (C). In PHRZ, the only LC type found was selected, which corresponds to a mature tropical montane forest over 50 years old, very little disturbed by selective timber extraction (BMC). In BMC, 12 study plots of 50 x 20 m were randomly located in PHRZ (Fig. 1), while in BMR, AF and C were established 17, 15 and 17 study plots respectively (of the same dimensions as in BMC), located in the middle and upper zone of TC (Fig. 1). In each study plot, 3 subplots of 10 x 10 m were randomly established, where total tree height and trunk diameter of trees with diameter at breast height (DBH) greater than or equal to 5.0 cm and less than 30.0 cm were measured (diameter class 1, DC1), including fruit trees for the case of AF and C that fitted in that measure, while in 50 x 20 m plots, trees with DBH greater than or equal to 30.0 cm (diameter class 2, DC2). Canopy cover and ground cover (herbaceous) were evaluated following the line-point transect method (Food and Agriculture Organization, 2015), which consisted in collecting data for both variables with a densitometer (GRS Densitometer™) at 120 sampling points distributed in two X-shaped transects in each study plot.

With data collected, the percentage of canopy cover and ground cover, mean tree height, average trunk diameter, tree density and basal area per hectare of both diameter classes were calculated. Additionally, the vertical canopy structure of each LC type was estimated with the coefficient of variation of tree height (de Souza et al., 2013). Sampling was conducted from November 2018 to November 2020.

2.3. Soil water balance

A soil water balance was carried out in each LC type to estimate actual evapotranspiration, surface runoff and groundwater recharge, following Schosinsky (2006). This methodology is based on the principle of conservation of matter, i.e. the amount of water that enters like precipitation is equal to the amount of water that is stored in soil, plus the water that leaves it in form of the hydrological

components subject to study. For its application, it is first necessary to know the fraction of rain that is intercepted by the foliage, secondly, the fraction of water that infiltrates the soil and finally, make a water balance taking into consideration variables such as land slope, vegetation cover, soil properties, root depth of plant units and potential evapotranspiration, which have an influence on the behavior of the hydrological components to be estimated.

2.3.1. Meteorological data

Meteorological data was extracted through the gridded product PISCO (Peruvian Interpolation of the SENAMHI's Climatological and Hydrological data observed). Precipitation, potential evapotranspiration and temperature (maximum and minimum) values were extracted through PISCOp v2.1, PISCOpe v1.1 and PISCOt v1.1 respectively for each study site on a monthly scale, over a 36-year period (1981-2016) (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, 2015; Aybar et al., 2017; Huerta et al., 2018; Aybar et al., 2019). Monthly rainfall regimes were classified following Richards (1996), where months registered less than 100 mm were considered dry, those that registered between 100 and 200 mm were considered humid and those that registered more than 200 mm were considered very humid. Data extracted from PISCO product can be free downloaded from the International Research Institute for Climate and Society (IRI) web page (<http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.SEAMHI/.HSR/.PISCO/?Set-Language=es>).

2.3.2. Determination of soil properties

One-meter-deep pits were made in each study plot. In each pit, a composite sample of soil was taken from five subsamples collected at different depths (5, 20, 40, 60 and 80 cm) for subsequent processing in the Soil, Plants, Water and Fertilizer Analysis Laboratory of the Universidad Nacional Agraria La Molina. The parameters analyzed were: soil texture (hydrometer method), organic matter content

(Walkley & Black, 1934), field capacity and wilting point (both with centrifugation method at 2000 rpm for 30 min). With data of organic matter content and soil texture (sand and clay content), the soil saturated hydraulic conductivity (fc) was calculated through pedotransfer functions using the Soil Water Characteristics software (Saxton & Rawls, 2006). To estimate root depth of plant units in each LC type, the average of roots depth reported by Foxx et al. (1984) for evergreen trees was considered for BMC and BMR (3.36 m), and for AF and C, the ranges of maximum effective root depth for common crops following Food and Agriculture Organization (2006). In AF, the mean root depth of crops found in each plot were averaged with tree root depth value for forests. Bulk density and root depth of plant units in each study plot were used to convert field capacity and wilting point from percentage by weight of dry soil to millimeters of water.

2.3.3. Hydrological components calculation

Once the monthly precipitation (P) values were obtained, the calculation of the monthly rain interception (INT) in each LC type was carried out following equation 1:

$$INT = P \times Cfo \tag{1}$$

Where Cfo is the foliage coefficient, considering a value of 0.20 for very dense forest and 0.12 for others (Schosinsky, 2006).

Once the soil saturated hydraulic conductivity (fc) was calculated for each LC type, the infiltration coefficient due to soil texture (Kfc) was determined following equation 2 (Schosinsky & Losilla, 2000):

$$Kfc = 0.267 \times \ln(fc) - 0.000154 \times fc - 0.723 \tag{2}$$

This coefficient added with the infiltration coefficients due to the effect of slope (Kp) and the vegetation cover (Kv), both taken from the table proposed by Junker (2005), make up the soil infiltration coefficient (Ci), expressed by equations 3 and 4:

$$Ci = 1; \text{ if } (Kp + Kv + Kfc) > 1 \quad (3)$$

$$Ci = Kp + Kv + Kfc; \text{ if } (Kp + Kv + Kfc) \leq 1 \quad (4)$$

With Ci data it was possible to calculate the monthly infiltrating precipitation (INF), following equation 5:

$$INF = Ci \times (P - INT) \quad (5)$$

Where, P is monthly precipitation and INT is rainfall interception, expressed in mm mo^{-1} .

Surface runoff (SR) generated by monthly rainfall was calculated following equation 6:

$$SR = P - INT - INF \quad (6)$$

Finally, to calculate the groundwater recharge (GWR), it was previously required to know the soil moisture at the beginning and end of the month (HSi and HSf respectively) and the actual evapotranspiration (ET) that were estimated following Schosinsky (2006), data that were entered in equation 7:

$$GWR = INF + HSi - HSf - ET \quad (7)$$

The stepwise of the soil water balance carried out following Schosinsky (2006) is summarized in Figure 2.

2.4. Statistical analysis

A data distribution analysis of all variables was carried out by applying Shapiro-Wilk normality test. Variables that presented a normal distribution were applied the parametric One-way ANOVA test, followed by Tukey's HSD (Honestly Significant Difference) for multiple comparisons. The non-parametric Kruskal-Wallis test was applied to variables that were not normally distributed, followed by Dunn's post hoc test for multiple comparisons with Benjamini-Hochberg adjustment (Benjamini and Hochberg, 1995). These tests were used to determine significant differences in the variables of vegetation structure (VS), soil properties (SP) and hydrological components between the different LC types. To determine the significant differences between the meteorological variables in the two study sites, the t-test was applied for normally distributed variables and the Mann-Whitney test for non-normally distributed variables.

VS and SP were analyzed in a Principal Component Analysis (PCA), considering variables with loading factor > 0.5 . Finally, Spearman's rank correlation was made between VS variables and the components of soil water balance calculated to determine the VS variables that most influence the behavior of actual evapotranspiration, surface runoff and groundwater recharge. All statistical tests were performed in R software.

3. Results

3.1. Precipitation, potential evapotranspiration and temperature

Mean annual precipitation in TC and PHRZ was $3142.0 \pm 398.6 \text{ mm yr}^{-1}$ and $2494.7 \pm 330.5 \text{ mm yr}^{-1}$ respectively with a mean annual potential evapotranspiration of $1347.6 \pm 30.6 \text{ mm yr}^{-1}$ in TC and $1068.6 \pm 27.3 \text{ mm yr}^{-1}$ in PHRZ. In TC, the very wet season was observed from September to April, while in PHRZ, from December to March. Wet months were observed only in August in TC and from September to November and April in PHRZ, while dry months were observed from May to July in

TC and from May to August in PHRZ (Figure 3). Precipitation and potential evapotranspiration differed significantly between both sites ($p < 0.001$).

Average minimum temperature in TC and PHRZ was 16.2 ± 0.4 °C and 10.7 ± 0.4 °C respectively, while average maximum temperature registered values of 24.5 ± 0.4 °C in TC and 19.5 ± 0.5 °C in PHRZ. Figure 3 shows that the decrease in the minimum and maximum temperatures in both TC and PHRZ coincide with months where less rain was recorded, showing a more pronounced decrease in the minimum temperature in PHRZ (Figure 3b). Likewise, both the maximum and minimum temperatures differed significantly at both sites ($p < 0.001$).

3.2. Contrasts between the four land cover types

In the first PCA, the two axes explained 52.8% of the variance of VS variables. The first axis corresponds to a gradient of plots from BMC to C and explained 35.4% of the total variance. The independent variables canopy cover, basal area and tree density of both diameter classes register higher values in plots of both forest types compared to AF and C plots. The second axis is independent of the gradient BMC to C and explained 17.4% of the total variance. The variables trunk diameter and total tree height of DC1 are the ones that correlate the highest with this axis (Figure 4a).

In the second PCA, the two axes explained 74.7% of the variance of SP variables. The first axis is independent of the gradient BMC to C and explained 50.0% of the total variance. Regenerating secondary forest plots are similar to agroforestry plots. The soil properties field capacity, wilting point, silt and clay content were higher in mature forest plots, while sand content, bulk density and soil saturated hydraulic conductivity were higher in agroforestry and regenerating secondary forest plots. The second axis is also independent of the gradient BMC to C and explained 24.7% of the total

variance. Variables most correlated with this axis were organic matter content and soil saturated hydraulic conductivity (Figure 4b).

3.3. Vegetation structure and soil properties in the four land cover types

Means with their respective standard deviations of variables that describe VS and SP in the four land cover types are shown in Table 1 and Table 2 respectively. Canopy cover in both forest types was significantly different than in AF ($p < 0.01$) and C ($p < 0.001$), however, ground cover in C was significantly different than in AF and in both forest types ($p < 0.001$). Vertical canopy structure, expressed as the coefficient of variation of the total height of trees with $DBH \geq 5.0$ cm, did not present significant differences between the different LC types evaluated. Trunk diameter of DC1 was similar in all LC types, except in AF, which was significantly greater ($p \leq 0.001$). Trunk diameter of DC2 was significantly greater in BMC than in the others LC types ($p < 0.01$). Total mean tree height of DC1 was similar in the different LC types, except in C, which was significantly lower ($p < 0.01$). In DC2, total mean tree height was similar for the four LC types. Basal area of DC1 in BMR was significantly different than in AF ($p < 0.05$) and C ($p < 0.001$). In DC2, only basal area in BMC was significantly different from the other LC types ($p \leq 0.001$). Tree density of DC1 in the two forest types was significantly higher than in AF and C ($p < 0.001$), while for DC2, tree density in BMC was significantly different than in AF and C ($p < 0.001$), however, tree density in BMR was only significantly different from C ($p < 0.001$).

With regard to soil properties, the highest organic matter contents were found in BMC and BMR, being the organic matter content in BMC significantly different from that of AF and C ($p < 0.05$). It was found that in BMC, sand content was the lowest and in turn, the one that presented the highest clay content, being significantly different from the other three LC types for both variables. Silt content and soil saturated hydraulic conductivity did not have significant differences between the different

LC types evaluated; however, a lower silt content was observed in BMR and a higher soil saturated hydraulic conductivity in AF followed by BMR (Table 2). Higher values of field capacity and wilting point were recorded in BMC and C, being field capacity and wilting point in BMC significantly different from that of BMR ($p < 0.05$) and AF ($p < 0.01$). Finally, a lower bulk density was recorded in BMC, being significantly different from that of AF and C ($p < 0.01$).

3.4. Hydrological components of the soil water balance

Means with their respective standard deviations of the components of the soil water balance calculated for each LC type are shown in Table 3. Actual evapotranspiration presented the lowest value in C, being significantly different from the other LC types ($p \leq 0.01$), while the highest value was recorded in BMR, being also significantly different from the other LC types ($p < 0.01$). Regarding surface runoff, the lowest values were recorded in BMR and AF, both differing significantly from surface runoff generated in C ($p < 0.05$). On the other hand, groundwater recharge was higher in AF, differing significantly from BMC and C ($p \leq 0.01$), but not from BMR (Table 3).

It was observed that in February and March there is a greater groundwater recharge in the four land cover types, coinciding with the months of greatest rainfall (Figure 5). It can also be seen that in AF and C no recharge was recorded in a period of four months (May to August), while in BMR and BMC no recharge was recorded in five and six months respectively (Fig. 5). On the other hand, a considerable increase in surface runoff is observed for all months in C compared to that of the other LC types, not to mention a considerable reduction in actual evapotranspiration in dry season, specifically in June, July and August (Figure 5).

3.5. Relationship between vegetation structure and hydrological components

Correlations between the VS variables and the hydrological components of soil water balance are shown in Table 4. Variables that had a moderate positive correlation with actual evapotranspiration were canopy cover ($r_s = 0.44$, $p < 0.001$), basal area of DC1 ($r_s = 0.43$, $p = 0.001$) and the tree density of both diameter classes (Table 4). In addition, a moderate negative correlation with ground cover was observed ($r_s = -0.43$, $p = 0.001$) and a weak positive correlation with mean tree height of DC1 ($r_s = 0.35$, $p = 0.011$). With respect to surface runoff, a weak negative correlation with tree density of DC2 was registered ($r_s = -0.31$, $p = 0.014$) and a weak positive correlation with ground cover ($r_s = 0.33$, $p = 0.010$) (Table 4). Finally, only trunk diameter of DC1 showed a moderate and significant positive correlation ($r_s = 0.41$, $p = 0.002$) with groundwater recharge (Table 4).

4. Discussion

4.1. Climate data

Mean annual precipitation in TC registered a much higher value than in PHRZ, despite being located at a lower mean altitude, which coincides with the findings of Rapp & Silman (2012) who showed how precipitation decreased as elevation increased in montane forest in southeastern Peru. Similar trends were reported in studies carried out in Colombia, registering in one of them a higher annual rainfall of a montane forest located at 2550 m.a.s.l. (2115 mm) than another located at 3370 m.a.s.l. (1452 mm) (Veneklaas & Van Ek, 1990), while in another study, lower rainfall was recorded with the increased in elevation in montane forests located at 1700, 1950 and 3000 m.a.s.l. (3968, 2779 and 2123 mm respectively) in a period of 16 months of measurement (Vis, 1986). However, other studies carried out in montane forests at different sites in the eastern Andes show an increase in precipitation with increasing elevation (Emck, 2007; Gómez-Peralta et al., 2008; Schawe et al., 2011; Ramírez et al., 2017), which suggests that, although in some cases there is a relationship between both variables, it will depend on other climatological phenomena which determine the behavior of precipitation in

these ecosystems. On the other hand, the very humid months recorded in both study sites coincide with the findings of Gómez-Peralta et al. (2008) and Rapp & Silman (2012), indicating in their respective studies in montane forests of Peru that the very wet season manifested from December to March (Figure 3).

The lower temperature in PHRZ compared to TC is mainly due to the higher mean elevation in which it is found, a factor for which lower potential evapotranspiration was also recorded at that site, since at higher elevation, evapotranspiration rates decrease due to lower atmospheric demand, as a result of lower temperatures and higher relative humidity (Ramírez et al., 2017). Our results coincide with different studies in montane forests of the eastern Andes, which report decreases in temperature with increasing altitude (Emck, 2007; Schawe et al., 2011; Rapp & Silman, 2012; Ramírez et al., 2017).

4.2. *Vegetation structure*

The highest canopy covers recorded in the two forest types compared to AF and C is consistent with that reported by Rutten et al. (2015), who found higher vegetation coverage and leaf area index in a lower montane forest by traditional agroforestry systems in home gardens, commercial coffee farms and grasslands on Mount Kilimanyaro. Likewise, the lower canopy coverage in BMR compared to BMC can be attributed to the fact that BMC has much more developed and structured tree canopies, basically by the greater number of successional stages it has gone through without anthropogenic alteration (Table 1). The highest ground cover was recorded in C mainly due to the presence of undergrowth in several evaluated plots, as well as by the vegetable plants that covered the ground in some of them; in the same way, in AF the ground cover was slightly higher than forests due to undergrowth (Table 1). Vertical canopy structure in the agroforestry system did not differ from the forests, since according to previous studies, the agroforestry systems with several layers have a complex vertical vegetation structure similar to that of secondary forests (Jensen, 1993). However,

there was also no significant difference with C for this variable, this due to the variation of the canopies of bananas and other fruit trees, in addition to the occasional tree present in some of the evaluated plots (Table 1).

The higher basal area and tree density in BMC and BMR compared to AF in both diameter classes coincides with the findings of López-Gómez et al. (2008), who reported higher values of density and basal area of trees with $DBH \geq 5$ cm in forest fragments belonging to protected ecological reserves compared to shaded coffee farms, also finding that the mean tree height in both LC types were statistically similar, as in our results (Table 1). Similarly, Gusli et al. (2020) reported that basal area and tree density in remaining secondary forests were higher than in cacao agroforestry systems of different age ranges, being statistically different from each other. The average trunk diameter of DC1 in C was similar to that in BMC and BMR due to the presence of banana trees in several evaluated plots of this LC type, causing an increase in the average of this variable. The same happened in AF, which presented mixed coffee and banana crops in several plots. On the other hand, AF presented trees (shade trees) a little higher for DC1 compared to the two forest types, which could be due to the lower competition that these agroecosystems have for light, water and nutrients, mainly due to the lower tree density compared to the two forest types (Table 1).

As it was expected, a greater average trunk diameter and basal area of DC2 was recorded in BMC, basically due to the presence of thicker trees, which have gone through a greater number of years of ecological succession without anthropic intervention (Table 1). In a study conducted in the Pampa Hermosa National Sanctuary, where vegetation structure was evaluated in a 1 ha plot located between 1570 and 1600 m.a.s.l., an average tree height of 10.9 m (5.5 m – 20.0 m), an average trunk diameter of 25.3 cm and a basal area of $32.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ for trees with $DBH \geq 10$ cm were recorded (La Torre-Cuadros et al., 2007). These results differ with those presented in this research, in which a mean tree

height of 16.2 m was recorded with emerging trees between 30 to 35 m in height and few exceeding 40 m, in addition to a larger average trunk diameter and basal area of 32.3 cm and 40.3 m² ha⁻¹ respectively, considering trees with DBH \geq 10 cm. These findings would indicate that the 1 ha plot of forest evaluated by La Torre-Cuadros et al. (2007) must have suffered some human intervention in the past as it is located in the boundary zone of the National Sanctuary (verifying the geographic coordinates) and does not present as many years of ecological succession compared to the plots evaluated in the present study. Other studies conducted in mature montane forests in Peru report similar results to ours for trees with DBH > 10 cm, for example, Gomez-Peralta et al. (2008) recorded average tree heights of 14.3 \pm 3.7 m and 15.5 \pm 2.8 m for a lower montane cloud forest and lower montane rain forest respectively in the Yanachaga-Chemillén National Park, while Gonzalez et al. (2014), reported an average basal area of mature montane forest plots of 41 m² ha⁻¹. The slight difference in mean tree height in BMC and BMR for both diameter classes may be explained by the higher altitude at which the study plots are distributed in BMC, which is consistent with the results reported by Clark et al. (2015), who evaluated the change in the structure of montane forests located at different altitudes in Costa Rica, finding that as elevation increased, the maximum, mean, median, range and coefficient of variation of tree canopy height with DBH \geq 10 cm decreased.

4.3. *Soil properties*

The higher presence of organic matter in both forest types compared to AF and C may be due to the greater addition of tree and shrub litter to the soil surface (Nsabimana et al., 2008; Worku et al., 2014; Yimer et al., 2007), in addition to the contribution of organic matter from mycorrhizal fungi and fine dead roots of trees and shrubs to the subsoil (Lemma et al., 2006; Yimer et al., 2007). A higher organic matter content was expected in AF compared to C, due to the leaf litter from coffee shade trees, however, the higher elevation at which C plots are distributed could explain why the average organic

matter content in this LC type was equal to that of the agroforestry system (Table 2). Low temperatures at higher elevation maintain a low organic matter decomposition rate (Wei et al., 2013), with increases in soil surface organic carbon having been reported with increasing elevation in previous studies (Aguilera et al., 2013). With respect to soil texture, higher clay content and lower sand content were recorded in BMC, which differed significantly from the other LC types. This may be due to the protection offered by tree and shrub canopy, leaf litter and roots to the soil surface against erosion (Yeshaneh, 2015); however, BMR did not present similar values in sand and clay content as BMC, so it can be inferred that the texture similarity of the three land cover types located in TC is due to a similar degraded parental material among them, which was also supported by Kassa et al. (2017) in their research by finding similarities in sand, silt and clay content between forest, agroforestry system and cropland in the subsoil (40 – 60 cm).

The presence of lower soil saturated hydraulic conductivity in BMC compared to the other LC types may be due to the presence of higher clay content (Table 2), since fine-textured soils have low hydraulic conductivity values, independent of water content (Reatto et al., 2007). A lower hydraulic conductivity was also recorded in BMR compared to AF, being contradictory to the findings of Marín-Castro et al. (2016), who reported lower soil hydraulic conductivity values in coffee plantation plots (57.1 cm h⁻¹ in the north and 29.4 cm h⁻¹ in the south) than in those conducted in secondary forests (124.6 cm h⁻¹ in the north and 65.0 cm h⁻¹ in the south). However, the authors attributed the low clay content in the secondary forest as one of the factors explaining the high hydraulic conductivity recorded in that ecosystem. The high standard deviation values of this variable in the four LC types indicate the great variability of this soil property per se, coinciding with findings obtained in other investigations. For example, Jačka et al. (2016) evaluated the soil saturated hydraulic conductivity at three different sites within a catchment located in the central part of the

Sumava National Park in Czech Republic, distributed at different altitudes. The range of the coefficient of variation of soil saturated hydraulic conductivity obtained among the eight different equations used for its estimation was at the first site (1190 m.a.s.l.) from 100% to 120%, at the second site (1240 m.a.s.l.) from 148% to 185% and at the third (1270 m.a.s.l.) from 128% to 163%. Likewise, in another study also conducted in Czech Republic, the soil hydraulic conductivity was evaluated using three field methodologies, obtaining coefficients of variation for that variable between 111% and 182% (Jačka et al., 2014).

The presence of higher bulk density in AF and C compared to both forest types may be due to the decrease of organic matter by tillage, since this activity contributes to the reduction of soil organic carbon by disaggregating the soil structure, thus exposing the organic matter to the decomposition agent (Negasa et al., 2017), as well as soil compaction occurred in harvesting work in both LC types, since from previous studies it is known that the reduction of bulk density is an indicator of lower compaction and higher soil porosity (Arévalo-Gardini et al., 2015). It was observed that AF presented higher bulk density compared to C, which contradicts previous research where lower bulk density values were reported in agroforestry systems than in cropland (Hailelassie et al., 2005; Ababayehu & Eyassu, 2011; Negasa et al., 2017). It is possible that the greater amount of time that coffee agroforestry systems have been in use (18 to 40 years) compared to cropland (< 10 years) as areas destined for agriculture could have caused this small increase in this variable in AF. On the other hand, BMC showed the highest field capacity and wilting point compared to soils of the other LC types, having similar results with Owuor et al. (2018), who recorded higher values of field capacity and wilting point in native forests than in forest plantations, tea plantations, croplands and grasslands. This is due to the fact that cultivation reduces soil water retention capacity by altering the soil-pore capillary system (Li et al., 2007; Kodešová et al., 2011). However, AF was the one that presented the

lowest values of field capacity and wilting point, even lower than in C, which could be due once again to the longer time of use of AF as agricultural land compared to C, since according to previous studies, after 50 years of cultivation, reductions in water content at field capacity and wilting point of up to 38% and 52% respectively were detected (Meza-Pérez & Geissert-Kientz, 2006). However, BMR also presented values of field capacity and wilting point lower than C, but higher than AF, inferring that because in the past the secondary forests evaluated were mostly agroforestry systems, natural regeneration is recovering water retention properties as time goes by.

4.4. *Hydrological components*

The lowest surface runoff (based on % of precipitation) was recorded in AF, a result that coincides with the findings of López-Ramírez et al. (2020), who reported a lower runoff rate in a catchment dominated by shaded coffee (0.46) followed by catchments dominated by young secondary forest (0.53), intermediate age secondary forest (0.58), mature forest (0.67) and high pasture intensity (0.69). Although surface runoff in BMC does not differ significantly from BMR of AF, it presented higher annual surface runoff compared to both LC types. This may be due to the higher clay content that the soil has in BMC, which together with the low saturated hydraulic conductivity may have contributed to the reduction of infiltration rates and the increase in surface runoff (Table 2). Results similar to ours, regarding runoff in AF, were reported by Cannavo et al. (2011), who obtained annual surface runoff values (% of precipitation) in a coffee agroforestry system of 5.6% and 3.3% for two consecutive years. In addition, the difference in mean altitude in which the BMC study plots are located (1661 m.a.s.l.) compared to those of BMR and AF (1424 and 1460 m.a.s.l. respectively) could have played an important role in the behavior of the surface runoff in these LC types, since as mentioned in a previous section, evapotranspiration rates are lower at higher altitudes due to lower atmospheric demand driven by lower temperatures and higher relative humidity, which reduces water

losses by evapotranspiration and increases the amounts of runoff (Sáenz et al., 2014; Ramírez et al., 2017). On the other hand, the higher surface runoff in C compared to both forest types is consistent with the results obtained by Guzha et al. (2018), who found increases in surface runoff due to the loss of forest cover, being this significantly higher in cultivated plots than in forest plots.

As mentioned in the previous paragraph, the evapotranspiration rate is lower at higher altitudes, which would explain the lower annual evapotranspiration in BMC compared to BMR and AF (Table 3). However, despite that the mean elevation where the BMC and C plots are distributed is not distant (1661 and 1623 m.a.s.l. respectively), the fact that they differ significantly in annual evapotranspiration is mainly due to the forested ecosystems have higher rainfall interception (Holwerda et al., 2010) compared to croplands that have a lower leaf area index, in addition to shallow roots that cause reduced evapotranspiration in these ecosystems (Foley et al., 2003). Results similar to those of the present study were found by Ouyang et al. (2019), who reported slight differences in the annual evapotranspiration of the forest and agricultural lands, being the forest the one that presented the highest annual evapotranspiration between both LC types. The shallow depth reached by crop roots could explain why in dry season a considerable decline in actual evapotranspiration is registered in C compared to the other LC types (Figure 5), since it has been demonstrated in studies carried out in the Amazon, that up to 75% of all the water extracted during the dry season originates in soil layers below 2 m, which only trees can access (Nepstad et al., 1994). In the case of agroforestry systems, previous studies suggest that shade trees preferentially use water from deeper soil horizons (> 120 cm deep) (Cannavo et al., 2011). Likewise, the small difference in actual evapotranspiration between AF and BMR can be attributed to the greater soil evaporation that coffee agroforestry system has, which represents around 13% of total evapotranspiration (Holwerda & Meesters, 2019), being this component reduced in forests because of their dense canopy (Levia et al., 2011). This causes its

lower interception to be counteracted with greater soil evaporation due to a more open area and without vegetation, causing higher evapotranspiration (López-Ramírez et al., 2020).

AF was the LC type that most contributed to groundwater recharge (43% of precipitation), having found higher values of this variable for the same LC type in other investigations. In a study carried out in Costa Rica, annual drainage obtained in coffee agroforestry systems was estimated, reporting values of 56.6% and 56.1% of precipitation for two consecutive years (Cannavo et al., 2011). In another study carried out in the same country, it was reported a drainage of 54% of precipitation in this LC type (Harmand et al., 2007). A difference in groundwater recharge of 7.6% of precipitation was registered between BMR and C, being BMR the LC type that most contributed to groundwater recharge between the two (Table 3), which is consistent with the findings of Ouyang et al. (2019), who reported a higher annual active groundwater recharge in forest (110.13 mm yr⁻¹) than in agricultural land (98.17 mm yr⁻¹). However, when comparing the potential groundwater recharge in C and BMC, the recharge in C was 2.3% higher (% of precipitation) (Table 3). This may be due to the greater amount of water that intercepts the forest by trees canopy, in addition to the greater evapotranspiration that it reaches due to its deeper roots that allow it to capture water from deeper soil horizons, not to mention that BMC presented higher clay content and lower hydraulic conductivity than the others LC types (Table 2), causing less water to percolate to the aquifer. Likewise, in a previous study carried out in montane forests in Brazil, the potential groundwater recharge was calculated for two consecutive years through a water balance, obtaining values lower than ours of up to 403.8 mm (18% of precipitation) and 710.5 mm (25.8% of precipitation) for two consecutive years (Mello et al., 2019).

4.5. Relationship between vegetation structure and hydrologic components

The positive correlation of mean tree height, basal area and tree density of the DC1, tree density of the DC2 and canopy cover with actual evapotranspiration would indicate that thinner and relatively shorter trees have a greater influence on actual evapotranspiration than thicker and taller ones, whose felling would considerably decrease the amount of water that would return to the atmosphere. Some previous studies confirm this effect, for example, Kolb et al. (2009) reported that a 35% reduction of basal area by thinning trees in a Ponderosa pine forest in northern Arizona reduced evapotranspiration by 15% to 17%, while in another study, reducing 22% of canopy cover and 48% of basal area due to thinning 50% of existing trees in a Japanese cypress forest plot decreased annual transpiration by 38% (Sun et al., 2014). A negative relationship between ground cover and evapotranspiration was also recorded, basically due to the large difference in the amount of water evapotranspired by a tree-covered area compared to an herbaceous-covered area. The first is much greater, since a significant amount of rainwater is retained in the foliage favoring evapotranspiration, while in the latter, rainwater reaches the soil more quickly and can infiltrate or be transformed into surface runoff.

A negative relationship was obtained between surface runoff and tree density of the DC2, which could be due to the fact that tree density stimulates rainfall interception and evapotranspiration, which causes a reduction in the amount of water that reaches the ground (Cruz-García et al., 2020), mainly because canopies of large and thick trees are more exposed to precipitation due to their greater height. In addition, it is known from previous studies that thick-barked trees have more interception storage capacity than thin-barked trees (Levia & Frost, 2003; Levia & Germer, 2015), therefore, less water would reach the soil by stemflow in thicker trees. Likewise, a positive relationship with ground cover was obtained, which coincides with the findings of Zhang et al. (2020) who evaluated the volume of runoff generated in five types of ground covers (herbaceous) after seven days of exposure to artificial

rail, observing that from the fourth day onwards, four of the five ground covers generated more surface runoff than a bare soil plot.

On the other hand, a positive correlation of the average trunk diameter of DC1 with the potential groundwater recharge was recorded, this may be due to the fact that as stemflow in small trees is much higher (Siegert & Levia, 2014; Chen et al., 2019; Návar et al., 1999; Germer et al., 2010), water reaches the soil in a controlled way accumulating at the base of these facilitating infiltration, since according to previous studies, it was concluded that groundwater recharge was influenced by stemflow (Taniguchi et al., 1996; Tanaka et al., 1996). No significant relationship was evidenced between tree density of DC1 with the potential groundwater recharge (Table 4), coinciding with the results of a previous study conducted in a coffee agroforestry system in Costa Rica, in which no relationship was found between infiltrability and shade tree density (Benegas et al., 2014). Other studies ensure that groundwater recharge can be maximized with intermediate tree densities (referred to distance between trees) on degraded lands, reaching a maximum of 16% of the annual rainfall when the distance between trees is smaller and insignificant amounts of water (1.3% of the annual rainfall) when there is a greater distance between these, obtaining an inverse linear relationship between drainage and the distance to the stem of the nearest tree (Ilstedt et al., 2016). Similar results were reported by Benegas et al. (2014) who obtained significantly higher infiltration rates in sites close to trees (146 mm h^{-1}) than in open pasture sites (47 mm h^{-1}). This is due to the fact that with a low or intermediate tree cover, each new tree can improve soil hydraulic properties by having hydrological gains that can be proportionally higher than additional losses from increased interception and transpiration. However, there appears to be an upper limit where denser tree cover again leads to reductions in groundwater recharge, apparently when hydrological gains from infiltration are outweighed by transpiration and interception losses (Ellison et al., 2017), which would support the

non-existence of a relationship between tree density of the DC1 and groundwater recharge, suggesting further research on this specifically in forests and coffee agroforestry systems in humid tropics.

5. Conclusions

The vegetation structure changed considerably following a gradient of land cover change from mature forest to cropland. The variables that registered the greatest change were canopy cover, basal area and tree density of the two diameter classes evaluated. In the soil properties this gradient was not observed, however, field capacity, wilting point, silt and clay contents were higher in mature forest while sand content, bulk density and soil saturated hydraulic conductivity were higher in coffee agroforestry systems and in natural regenerating secondary forests.

Average annual actual evapotranspiration in regenerating secondary forest was the highest compared to the other land cover types evaluated. Cropland recorded the highest average annual surface runoff generation, while coffee agroforestry systems recorded the lowest annual surface runoff generation based on precipitation. The highest annual groundwater recharge was recorded in coffee agroforestry systems, being statistically similar with the regenerating secondary forest.

A significant relationship of actual evapotranspiration was obtained with the variables mean tree height, basal area and tree density of diameter class 1, tree density of diameter class 2, canopy cover and ground cover. Surface runoff was significantly related to the variables ground cover and tree density of diameter class 2, while groundwater recharge was only significantly related to average trunk diameter of diameter class 1. These findings highlight the potential that coffee agroforestry systems and regenerating secondary forests have in water supply and water regulation as an ecosystem service, being the water benefits offered by these land cover types better than that of a mature forest. On the other hand, it highlights the negative effect of forest conversion to cropland.

Finally, based on the results, it can be inferred that thicker and larger trees have a greater relationship with surface runoff, whose reduction could increase the generation of surface runoff, while thinner and relatively smaller trees would intervene to a greater extent with groundwater recharge.

Acknowledgement

This study was funded by Universidad Científica del Sur as part of two internal funding contests: Undergraduate Thesis Project Funding Contest 2018-2 and Teaching Research Project Contest “Seed Fund 2019-2”. We thank the farmers of Toro Catchment for allowing us access to their land to carry out the sampling stage, as well as their hospitality throughout the study. We would also like to thank Walescka Cachay for her support in vegetation sampling, Fausto Corsino and Adaia Alegre for their support in soil sampling and the students of Facultad de Ciencias Ambientales of Universidad Científica del Sur for their support in field work.

Conflict of interest

The authors have no conflict of interest to declare.

Author contributions

José André Noriega-Puglisevich: Conceptualization; data curation; formal analysis; investigation; methodology; software; visualization; resources. Karen Eckhardt: Conceptualization; data curation; formal analysis; methodology; visualization; resources; supervision.

Data availability statement

The datasets used and/or analyzed during the current study are available from the corresponding author on reasonable request.

ORCID

José André Noriega-Puglisevich, <https://orcid.org/0000-0003-4510-7314>

Karen Eckhardt, <https://orcid.org/0000-0001-6165-6597>

References

Abebayehu, A., & Eyassu, E. (2011). Soil nutrient stock evaluation under different land use types in the smallholder farming systems of Jimma Zone, Ethiopia. *International Journal of Agricultural Research*, *6*, 707–713. doi:10.3923/ijar.2011.707.713.

Aguilera, J., Motavalli, P., Valdivia, C., & Gonzales, M.A. (2013). Impacts of cultivation and fallow length on soil carbon and nitrogen availability in the Bolivian Andean Highland region. *Mountain Research and Development*, *33*, 391–403. Retrieved from www.jstor.org/stable/mounresedeve.33.4.391.

Arévalo-Gardini, E., Canto, M., Alegre, J., Loli, O., & Julca, A. (2015). Changes in Soil Physical and Chemical Properties in Long Term Improved Natural and Traditional Agroforestry Management Systems of Cacao Genotypes in Peruvian Amazon. *PLoS One*, *10*, e0136784. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0136784>.

Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., & Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forest of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, *11*, 693–705. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>.

Aybar, C., Lavado-Casimiro, W., Huerta, A., Fernández, C., Vega, F., Sabino, E., & Felipe-Obando, O. (2017). Uso del Producto Grillado “PISCO” de precipitación en Estudios, Investigaciones y Sistemas Operacionales de Monitoreo y Pronóstico Hidrometeorológico. Nota Técnica 001 SENAMHI-DHI-2017. Retrieved from <https://repositorio.senamhi.gob.pe/handle/20.500.12542/260>.

- Aybar, C., Fernández, C., Huerta, A., Lavado, W., Vega, F., & Felipe-Obando, O. (2019). Construction of a high-resolution gridded rainfall dataset for Peru from 1981 to the present day. *Hydrological Sciences Journal*, *65*, 770–785. <http://doi.org/10.1080/02626667.2019.1649411>.
- Benegas, L., Ilstedt, U., Roupsard, O., Jones, J., & Malmer, A. (2014). Effects of trees on infiltrability and preferential flow in two contrasting agroecosystems in Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *183*, 185–196. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.027>.
- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995). Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Journal of the Royal Statistical Society*, *57*, 289-300. <http://www.jstor.org/stable/2346101>.
- Bondeau, A., Smith, P.C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M., & Smith, B. (2007). Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, *13*, 679-706. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01305.x>.
- Bruijnzeel, L.A. (2001). Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. *Land Use and Water Resources Research*, *1*, 1.1–1.18. doi:10.22004/ag.econ.47849.
- Bruijnzeel, L.A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *104*, 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>.
- Bruijnzeel, L.A. (2005). Tropical montane cloud forest: a unique hydrological case. In: Bonell, M., Bruijnzeel, L.A. (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management* (pp. 462–489). Cambridge, UK: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511535666.024.

- Bruijnzeel, L. A., Mulligan, M., & Scatena, F. S. (2011). Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes*, 25, 465–498. <https://doi.org/10.1002/hyp.7974>.
- Cannavo, P., Sansoulet, J., Harmand, J. M., Siles, P., Dreyer, E., & Vaast, P. (2011). Agroforestry associating coffee and *Inga densiflora* results in complementarity for water uptake and decreases deep drainage in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 1–13. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.005>.
- Chen, S., Cao, R., Yoshitake, S., & Ohtsuka, T. (2019). Stemflow hydrology and DOM flux in relation to tree size and rainfall event characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology*, 279, 107753. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107753>.
- Chhabra, A., Geist, H., Houghton, R.A., Haberl, H., Braimoh, A.K., Vlek, P., Patz, J., Xu, J.C., Ramankutty, N., Coomes, O., & Lambin, E. F. (2006). Multiple impacts of land use/cover change. In: Lambienm E.F., Geist, H.J. (Eds.), *Land-use and Land-cover Change: Local Processes and Global Impacts* (pp. 71–116). Berlin, Germany: Springer. https://doi.org/10.1007/3-540-32202-7_4.
- Clark, D.B., Hurtado, J., & Saatchi, S.S. (2015). Tropical rain forest structure, tree growth and dynamics along a 2700-m elevational transect in Costa Rica. *PLoS One*, 10, e0122905. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0122905>.
- Connolly, R.D. (1998). Modelling effects of soil structure on the water balance of soil-crop systems: A review. *Soil and Tillage Research*, 48, 1-19. Retrieved from <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=NL1998005657>.

- Cruz-Garcia, F., González, J.C.M., Teclé, A., Wehenkel, C., & Perez-Verdin, G. (2020). Effects of stand variables on stemflow and surface runoff in pine-oak forests in Northern Mexico. *PLoS One*, *15*, 1–16, e0235320. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0235320>.
- de Souza, A.L.T.D., Fonseca, D.G., Libório, R.A., & Tanaka, M.O. (2013). Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, *298*, 12–18. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>.
- Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., & Neill, C. (2015). Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *4*, 108–122. <http://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>.
- Ekhuemelo, D. (2016). Importance of forest and trees in sustaining water supply and rainfall. *Nigeria Journal of Education, Health and Technology Research*, *8*, 273–280. Retrieved from <https://oer.uam.edu.ng/read/importance-of-forest-and-trees-in-sustainable-water-supply-and-rainfall?rdr=1>.
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., van Noordwijk, M., Creed, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Bargués Tobella, A., Ilstedt, U., Teuling, A.J., Gebreyohannis Gebrehiwot, S., Sands D.C., Muys, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y., & Sullivan, C.A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, *43*, 51–61. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>.
- Emck, P. (2007). A climatology of south Ecuador-with special focus on the major Andean ridge as Atlantic-Pacific climate divide (Ph.D. Thesis). Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg (FAU), Naturwissenschaftliche Fakultät.

- Fiquepron, J., García, S., & Stenger, A. (2013). Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of water supply sector. *Journal of Environmental Management*, *126*, 113–121. <https://doi.org/doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.002>.
- Foley, J.A., Costa, M.H., Delire, C., Ramankutty, N., & Snyder, P. (2003). Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *1*, 38–44. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0038:GSHTEC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0038:GSHTEC]2.0.CO;2).
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., & Snyder, P.K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, *309*, 570-574. doi:10.1126/science.1111772.
- Food and Agriculture Organization. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO: Riego y drenaje 56. Retrieved from <http://www.fao.org/3/x0490s/x0490s00.htm>.
- Food and Agriculture Organization. (2015). Testing fields methods for assessing the forest protective function for soil and water. Forest Resources Assessment Working Paper No. 185. <http://www.fao.org/documents/card/es/c/9f08bf8f-27f5-4207-bb58-b6a08948b4d4/>.
- Foxx, T.S., Tierney, G.D., & Williams, J.M. (1984). Rooting depths of plants relative to biological and environmental factors (LA-10254-MS). <https://doi.org/10.2172/6215530>.
- Germer, S., Werther, L., & Elsenbeer, H. (2010). Have we underestimated stemflow? Lessons from an open tropical rainforest. *Journal of Hydrology*, *395*, 169–79. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.022>.

- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J.A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *107*, 16732–16737. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.0910275107>.
- Gomez-Peralta, D., Oberbauer, S.F., McClain, M.E., & Philippi, T.E. (2008). Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. *Forest Ecology and Management*, *255*, 1315–1325. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.058>.
- Gonzalez, P., Kroll, B., & Vargas, C.R. (2014). Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. *Forest Ecology and Management*, *312*, 78-91. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.019>.
- Gusli, S., Sumeni, S., Sabodin, R., Muqfi, I.H., Nur, M., Hairiah, K., Useng, D., & van Noordwijk, M. (2020). Soil organic matter, mitigation of and adaptation to climate change in cocoa-based agroforestry systems. *Land*, *9*, 323. <http://doi.org/10.3390/LAND9090323>.
- Guzha, A.C., Rufino, M.C., Okoth, S., Jacobs, S., & Nóbrega, R.L.B. (2018). Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *15*, 49–67. <http://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>.
- Hailelassie, A., Priess, J., Veldkamp, E., Teketay, D., & Lesschen, J.P. (2005). Assessment of soil nutrient depletion and its spatial variability on smallholders' mixed farming systems in Ethiopia using partial versus full nutrient balances. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *108*, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.010>.
- Harmand, J.M., Avila, H., Dambrine, E., Skiba, U., De Miguel, S., Renderos Duran, R.V., Oliver, R., Jimenez, F., & Beer, J. (2007). Nitrogen dynamics and soil nitrate retention in a *Coffea arabica*–

- Eucalyptus deglupta agroforestry system in Southern Costa Rica. *Biogeochemistry*, 85, 125–139. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9120-4>.
- Hayhoe, S.J., Neill, C., Porder, S., McHorney, R., Lefebvre, P., Coe, M.T., Elsenbeer, H., & Krusche, A.V. (2011). Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Global Change Biology*, 17, 1821–1833. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x>.
- Holwerda, F., Bruijnzeel, L.A., Muñoz-Villers, L.E., Equihua, M., & Asbjornsen, H. (2010). Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, 384, 84–96. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.01.012.
- Holwerda, F., & Meesters, A.G.C.A. (2019). Soil evaporation in a shaded coffee plantation derived from eddy covariance measurements. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124, 1472–1490. <https://doi.org/10.1029/2018JG004911>.
- Huerta, A., Aybar, C., Lavado-Casimiro, W. (2018). PISCO temperatura v.1.1. SENAMHI-DHI-2018. Retrieved from http://iridl.ldeo.columbia.edu/documentation/.pisco/.PISCOt_report.pdf.
- Ilstedt, U., Bargués Tobella, A., Bazié, H. R., Bayala, J., Verbeeten, E., Nyberg, G., Sanou, J., Benegas, L., Murdiyarso, D., Laudon, H., Sheil, D., & Malmer, A. (2016). Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. *Scientific Reports*, 6, 1–12. <http://doi.org/10.1038/srep21930>.
- Jačka, L., Pavlásek, J., Kuráž, V., & Pech, P. (2014). A comparison of three measuring methods for estimating the saturated hydraulic conductivity in the shallow subsurface layer of mountain podzols. *Geoderma*, 219–220, 82–88. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.027>.

- Jačka, L., Pavlásek, J., Pech, P., & Kuráž, V. (2016). Assessment of evaluation methods using infiltration data measured in heterogeneous mountain soils. *Geoderma*, 276, 74–83. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.023>.
- Jensen, M. (1993). Soil conditions, vegetation structure and biomass of a Javanese homegarden. *Agroforestry Systems*, 24, 171–186. <http://doi.org/10.1007/BF00706890>.
- Junker, M. (2005). Método RAS para determinar la Recarga de Agua Subterránea. San Salvador, El Salvador: Forgaes.
- Karmalkar, A.V., Bradley, R.S., & Diaz, H.F. (2008). Climate change scenario for Costa Rican montane forests. *Geophysical Research Letters*, 35, L11702. <https://doi.org/10.1029/2008GL033940>.
- Kappelle, M. (2004). Tropical Montane Forests. *Encyclopedia of Forest Sciences*, 4, 1782–1793. <http://doi.org/10.1016/b0-12-145160-7/00175-7>.
- Kassa, H., Dondeyne, S., Poesen, J., Frankl, A., & Nyssen, J. (2017). Impact of deforestation on soil fertility, soil carbon and nitrogen stocks: the case of the Gacheb catchment in the White Nile Basin, Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 247, 273–282. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.034>.
- Kodešová, R., Jirků, V., Kodeš, V., Mühlhanslová, M., Nikodem, A., & Žigová, A. (2011). Soil structure and soil hydraulic properties of Haplic Luvisol used as arable land and grassland. *Soil and Tillage Research*, 111, 154–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.09.007>.
- Kolb, T.E., Breshears, D., & Flikkema, P. (2009). Impacts of Forest Thinning on Water Balance. Final Report. Arizona Water Institute, AWI-08-23, USA.

- La Torre-Cuadros, M.D.L.Á., Herrando-Pérez, S., & Young, K.R. (2007). Diversity and structural patterns for tropical montane and premontane forests of central Peru, with an assessment of the use of higher-taxon surrogacy. *Biodiversity and Conservation*, *16*, 2965–2988. <http://doi.org/10.1007/s10531-007-9155-9>.
- Lemma, B., Kleja, D.B., Nilsson, I., & Olsson, M. (2006). Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. *Geoderma*, *136*, 886–898. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.06.008>.
- Levia, D. F., & Frost, E. E. (2003). A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *Journal of Hydrology*, *274*, 1–29. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00399-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00399-2).
- Levia, D.F, Carlyle-Moses, D., & Tanaka, T. (2011). *Forest hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, USA. doi:10.1007/978-94-007-1363-5.
- Levia, D.F., & Germer, S. (2015). A review of stemflow generation dynamics and stemflow-environment interactions in forests and shrublands. *Reviews of Geophysics*, *53*, 673–714. <https://doi.org/10.1002/2015RG000479>.
- Li, X.G., Li, F.M., Zed, R., Zhan, Z.Y., & Singh, B. (2007). Soil physical properties and their relations to organic carbon pools as affected by land use in an alpine pastureland. *Geoderma*, *139*, 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.006>.
- López-Gómez, A.M., Williams-Linera, G., & Manson, R.H. (2008). Tree species diversity and vegetation structure in shade coffee farms in Veracruz, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *124*, 160–172. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.008>.

- López-Ramírez, S.M., Sáenz, L., Mayer, A., Muñoz-Villers, L.E., Asbjornsen, H., Berry, Z.C., Looker, N., Manson, R., & Gómez Aguilar, L.R. (2020). Land use change effects on catchment streamflow response in a humid tropical montane cloud forest region, central Veracruz, Mexico. *Hydrological Processes*, *34*, 3555–3570. <http://doi.org/10.1002/hyp.13800>.
- Marín-Castro, B.E., Geissert, D., Negrete-Yankelevich, S., & Gómez-Tagle Chávez, A. (2016). Spatial distribution of hydraulic conductivity in soils of secondary tropical montane cloud forests and shade coffee agroecosystems. *Geoderma*, *283*, 57–67. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.002>.
- Mello, C.R., Ávila, L.F., Lin, H., Terra, M.C.N.S., & Chappell, N.A. (2019). Water balance in a neotropical forest catchment of southeastern Brazil. *Catena*, *173*, 9–21. <http://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.046>.
- Meza-Pérez, E., & Geissert-Kientz, D. (2006). Estabilidad de estructura en andisoles de uso forestal y cultivados. *Terra Latinoamericana*, *24*, 163-170. Retrieved from <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57311108002>.
- Ministerio del Ambiente de Perú. (2019). Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú: Memoria descriptiva. Retrieved from <https://sinia.minam.gob.pe/mapas/mapa-nacional-ecosistemas-peru>.
- Muñoz-Villers, L.E., & McDonnell, J.J. (2013). Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. *Hydrology and Earth System Sciences*, *17*, 3543–3560. <https://doi.org/10.5194/hess-17-3543-2013>.
- Muñoz-Villers, L.E., Geris, J., Alvarado-Barrientos, M.S., Holwerda, F., & Dawson, T. (2020). Coffee and shade trees show complementary use of soil water in a traditional agroforestry

- ecosystem. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24, 1649–1668. <https://doi.org/10.5194/hess-24-1649-2020>.
- Návar, J., Charles, F., & Jurado, E. (1999). Spatial variations of interception loss components by Tamaulipan thornscrub in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 124, 231–239. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00077-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00077-8).
- Nepstad, D.C., de Carvalho, C.R., Davidson, E.A., Jipp, P.H., Lefebvre, P.A., Negreiros, G.H., da Silva, E.D., Stone, T.A., Trumbore, S.E., & Vieira, S. (1994). The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature*, 372, 666-669. <http://doi.org/10.1038/372666a0>.
- Negasa, T., Ketema, H., Legesse, A., Sisay, M., & Temesgen, H. (2017). Variation in soil properties under different land use types managed by smallholder farmers along the toposequence in southern Ethiopia. *Geoderma*, 290, 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.021>.
- Nsabimana, D., Klemendtsen, L., Kaplin, B.A., & Wallin, G. (2008). Soil carbon and nutrient accumulation under forest plantations in southern Rwanda. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2, 142–149. <https://doi.org/10.5897/AJEST.9000098>.
- Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales de Perú. (1981). Mapa de Suelos del Perú. Retrieved from <https://www.geogpsperu.com/2015/10/mapa-de-suelos-onern.html>.
- Ong, C.K., Wilson, J., Deans, J.D., Mulayta, J., Raussen, T., & Wajja-Musukwe, N. (2002). Tree–crop interactions: manipulation of water use and root function. *Agricultural Water Management*, 53, 171-186. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(01\)00163-9](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(01)00163-9).
- Ouyang, Y., Jin, W., Grace, J.M., Obalum, S.E., Zipperer, W.C., & Huang, X. (2019). Estimating impact of forest land on groundwater recharge in a humid subtropical watershed of the Lower

- Mississippi River Alluvial Valley. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 26, 100631. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100631>.
- Owuor, S. O., Butterbach-Bahl, K., Guzha, A. C., Jacobs, S., Merbold, L., Rufino, M. C., Pelster, D.E., Días-Pinés, E., & Breuer, L. (2018). Conversion of natural forest results in a significant degradation of soil hydraulic properties in the highlands of Kenya. *Soil and Tillage Research*, 176, 36–44. <http://doi.org/10.1016/j.still.2017.10.003>.
- Price, M. F., Gratzner, G., Duguma, L. A., Kohler, T., Maselli, D., & Romeo, R. (Eds.). (2011). Mountain Forests in a Changing World Mountain Forests in a Changing World Realizing values, addressing challenges. Rome, Italy: Published by FAO/MPS and SDC. Retrieved from http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/mountain_partnership/docs/FAO_Mountain-Forests-in-a-Changing-World.pdf.
- Ramírez, B.H., Teuling, A.J., Ganzeveld, L., Hegger, Z., & Leemans, R. (2017). Tropical Montane Cloud Forests: Hydrometeorological variability in three neighbouring catchments with different forest cover. *Journal of Hydrology*, 552, 151–167. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.023>.
- Rapp, J.M., & Silman, M.R., (2012). Diurnal, seasonal, and altitudinal trends in microclimate across a tropical montane cloud forest. *Climate Research*, 55, 17–32. <http://dx.doi.org/10.3354/cr01127>.
- Reatto, A., Bruand, A., Silva, E.M., Martins, E.S., & Brossard, M. (2007). Hydraulic properties of the diagnostic horizon of Latosols of a regional toposequence across the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 139, 51–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.003>.
- Richards, P.W. (1996). *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*, second ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Rutten, G., Ensslin, A., Hemp, A., & Fischer, M. (2015). Vertical and horizontal vegetation structure across natural and modified habitat types at Mount Kilimanjaro. *PLoS One*, *10*, 1–15. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0138822>.
- Sáenz, L., Mulligan, M., Arjona, F., & Gutierrez, T. (2014). The role of cloud forest restoration on energy security. *Ecosystem Services*, *9*, 180–190. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.012>.
- Saxton, K.E., & Rawls, W.J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, *70*, 1569-1578. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Stonestrom, D.A., Prudic, D.E., & Dennehy, K.F. (2005). Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology*, *11*, 1577-1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>.
- Schawe, M., Gerold, G., & Bach, K. (2011). Hydrometeorological patterns in relation to montane forest types along an elevational gradient in the Yungas of Bolivia. In: Bruijnzeel, L.A. (Ed.), *Tropical Montane Cloud Forests*, International Hydrology Series (pp. 199–207). Cambridge, UK: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511778384.022.
- Schosinsky, G. (2006). Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos. *Revista Geológica de América Central*, *34-35*, 13-30. doi:10.15517/RGAC.V0I34-35.4223.
- Schosinsky, G., & Losilla, M. (2000). Modelo analítico para determinar la infiltración con base en la lluvia mensual. *Revista Geológica de América Central*, *23*, 43-55. doi:10.15517/RGAC.V0I23.8579.

Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado del Perú. (2014). Santuario Nacional Pampa Hermosa: Diagnóstico Plan Maestro 2012–2017. Retrieved from <https://old.sernanp.gob.pe/sernanp/bplanesmaestros.jsp>.

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2015). Generación de una base de datos de evapotranspiración grillada y de alta resolución a nivel nacional (1981-2014). Retrieved from <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/1906>.

Shawul, A.A., Chakma, S., & Melesse, A.M. (2019). The response of water balance components to land cover change based on hydrologic modeling and partial least squares regression (PLSR) analysis in the Upper Awash Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 26, 100640. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100640>.

Siegert, C.M., & Levia, D.F. (2014). Seasonal and meteorological effects on differential stemflow funneling ratios for two deciduous tree species. *Journal of Hydrology*, 519, 446–454. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.038>.

Siles, P., Vaast, P., Dreyer, D., & Harmand, J.M. (2010). Rainfall partitioning into throughfall, stemflow and interception loss in a coffee (*Coffea arabica* L.) monoculture compared to an agroforestry system with *Inga densiflora*. *Journal of Hydrology*, 395, 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.005>.

Sun, X., Onda, Y., Otsuki, K., Kato, H., Hirata, A., & Gomi, T. (2014). The effect of strip thinning on tree transpiration in a Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endl.) plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197, 123-135. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.06.011>.

Tanaka, T., Taniguchi, M., & Tsujimura, M. (1996). Significance of stemflow in groundwater recharge. 2: A cylindrical infiltration model for evaluating the stemflow contribution to

- groundwater recharge. *Hydrological Processes*, 10, 81–88. doi:10.1002/(SICI)1099-1085(199601)10:1<81::AID-HYP302>3.0.CO;2-M.
- Taniguchi, M., Tsujimura, M., & Tanaka, T. (1996). Significance of stemflow in groundwater recharge. 1: Evaluation of the stemflow contribution to recharge using a mass balance approach. *Hydrological Processes*, 10, 71–80. doi:10.1002/(SICI)1099-1085(199601)10:1<71::AID-HYP301>3.0.CO;2-Q.
- Van Kanten, R., & Vaast, P. (2006). Transpiration of arabica coffee and associated shade tree species in sub-optimal, low-altitude conditions of Costa Rica. *Agroforestry Systems*, 67, 187–202. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-3744-y>.
- van Noordwijk, M., Lawson, G., Hairiah, K., & Wilson, J. (2015). Root distribution of trees and crops: competition and/or complementarity. In: Ong, C.K., Black, C.R., Wilson, J. (Eds.), *Tree-Crop Interactions: Agroforestry in a Changing Climate*, second ed. (pp. 221–257). Wallingford, UK: CAB International. <https://doi.org/10.1079/9781780645117.0221>.
- Veneklaas, E.J., & Van Ek, R. (1990). Rainfall interception in two tropical montane rain forests, Colombia. *Hydrological Processes*, 4, 311–326. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360040403>.
- Vis, M. (1986). Interception, drop size distributions and rainfall kinetic energy in four Colombian forest ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 11, 591–603. <https://doi.org/10.1002/esp.3290110603>.
- Walkley, A., & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>.

- Wei, Y., Li, M., Chen, H., Lewis, B.J., Yu, D., Zhou, L., Zhou, W., Fang, X., Zhao, W., & Dai, L. (2013). Variation in carbon storage and its distribution by stand age and forest type in boreal and temperate forests in northeastern China. *PloS One*, 8, 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072201>.
- Worku, G., Bantider, A., & Temesgen, H. (2014). Effects of land use/land cover change on some soil physical and chemical properties in Ameleke micro-watershed Gedeo and Borena Zones, South Ethiopia. *Journal of Environment and Earth Science*, 4, 13–24. Retrieved from <https://www.iiste.org/Journals/index.php/JEES/article/view/13986>.
- Yang, B., Meng, X., Zhu, X., Zakari, S., Singh, A.K., Bibi, F., Mei, N., Song, L., & Liu, W. (2021). Coffee performs better than amomum as a candidate in the rubber agroforestry system: Insights from water relations. *Agricultural Water Management*, 244, 106593. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106593>.
- Yeshaneh, G.T. (2015). Assessment of micronutrient status in different land use soils in Maybar Lake watershed of Albuko District, South Wello Zone, North Ethiopia. *American Journal of Environmental Protection*, 3, 30–36. doi:10.12691/env-3-1-4.
- Yimer, F., Ledin, S., & Abdu, A. (2007). Changes in soil organic carbon and total nitrogen contents in three adjacent land use types in the Bale Mountains: south-eastern highlands of Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 242, 337–342. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.087>.

Table 1. Mean and standard deviation (in parentheses) of measured variables that describe vegetation structure in the four land cover types: mature forest (BMC), natural regenerating secondary forest (BMR), coffee agroforestry system (AF) and cropland (C). Mean values of vegetation structure variables in each land cover type with similar letters are not significantly different from each other ($p < 0.05$).

Land cover type	Canopy cover (%)	Ground cover (%)	Vertical canopy structure (CV tree height)	Diameter class 1 (DC1)*				Diameter class 2 (DC2)**			
				Trunk diameter (cm)	Tree height (m)	Basal area (m ² ha ⁻¹)	Tree density (ind ha ⁻¹)	Trunk diameter (cm)	Tree height (m)	Basal area (m ² ha ⁻¹)	Tree density (ind ha ⁻¹)
BMC (n=12)	96.3 (2.4) a	43.7 (6.7) b	0.65 (0.11) a	10.6 (1.2) b	8.0 (1.3) a	12.4 (3.3) ab	1078 (169) a	55.1 (20.0) a	22.3 (5.0) a	30.2 (15.5) a	116 (45) a
BMR (n=17)	77.4 (7.0) b	44.0 (12.6) b	0.59 (0.12) a	11.6 (2.2) b	9.7 (2.3) a	12.8 (5.6) a	943 (341) a	40.9 (5.9) b	22.9 (4.7) a	9.9 (9.0) b	64 (48) ab
AF (n=15)	57.6 (10.4) c	45.3 (24.0) b	0.49 (0.24) a	16.7 (4.1) a	10.1 (6.6) a	7.9 (4.9) bc	269 (164) b	42.6 (14.3) b	19.8 (9.0) a	5.7 (4.5) b	29 (29) b
C (n=17)	20.4 (19.6) d	76.4 (18.5) a	0.35 (0.31) a	10.5 (4.0) b	4.0 (1.5) b	3.9 (3.3) c	141 (236) b	34.6 (3.0) b	16.7 (2.9) a	1.3 (0.5) b	2 (6) c

* Trees with $5 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 30 \text{ cm}$.

** Trees with $\text{DBH} \geq 30 \text{ cm}$.

Table 2. Mean and standard deviation (in parentheses) of measured variables that describe soil properties in the four land cover types: mature forest (BMC), natural regenerating secondary forest (BMR), coffee agroforestry system (AF) and cropland (C). Mean values of soil properties in each land cover type with similar letters are not significantly different from each other ($p < 0.05$).

Land cover type	Organic matter (%)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Field capacity (%)	Wilting point (%)	Bulk density (g cm ⁻³)	Soil saturated hydraulic conductivity (mm d ⁻¹)
BMC (n=12)	4.7 (2.8) a	28 (6) b	38 (5) a	34 (7) a	33.3 (4.8) a	20.0 (2.8) a	1.20 (0.11) b	211.6 (159.3) a
BMR (n=17)	3.1 (1.9) ab	43 (13) a	32 (7) a	25 (7) b	26.5 (6.7) bc	15.1 (4.2) b	1.33 (0.21) ab	374.0 (237.5) a
AF (n=15)	2.2 (1.5) b	44 (11) a	35 (6) a	21 (7) b	24.6 (7.0) c	14.0 (4.7) b	1.41 (0.16) a	398.7 (266.4) a
C (n=17)	2.2 (1.1) b	37 (8) a	37 (6) a	26 (7) b	30.8 (7.1) ab	17.8 (4.5) ab	1.36 (0.14) a	250.0 (163.2) a

Table 3. Calculation of the components of soil water balance in the four land cover types: mature forest (BMC), natural regenerating secondary forest (BMR), coffee agroforestry system (AF) and cropland (C). The percentages are relative to the annual precipitation. Actual evapotranspiration, surface runoff and groundwater recharge (mean and standard deviation in parentheses). Mean values of the components of soil water balance in each land cover type with similar letters are not significantly different from each other ($p < 0.05$).

Land cover type	Annual precipitation		Rainfall interception		Actual evapotranspiration		Surface runoff		Groundwater recharge	
	mm yr ⁻¹	%	mm yr ⁻¹	%	mm yr ⁻¹	%	mm yr ⁻¹	%	mm yr ⁻¹	%
BMC (n=12)	2494.7	100	498.9	20	997.3 (20.7)	40.0 (0.8) b	206.6 (194.7)	8.3 (7.8) ab	791.9 (176.6)	31.7 (7.1) c
BMR (n=17)	3142.0	100	377.1	12	1294.2 (13.7)	41.2 (0.4) a	163.7 (219.8)	5.2 (7.0) b	1307.1 (207.1)	41.6 (6.6) ab
AF (n=15)	3142.0	100	377.1	12	1268.7 (24.9)	40.4 (0.8) b	144.3 (247.0)	4.6 (7.9) b	1351.9 (225.2)	43.0 (7.2) a
C (n=17)	3142.0	100	377.1	12	1192.8 (66.7)	38.0 (2.1) c	504.4 (442.6)	16.1 (14.1) a	1067.7 (381.0)	34.0 (12.1) bc

Table 4. Spearman’s correlation coefficients (r_s) between the variables that describe vegetation structure and calculated hydrological components. Coefficients with $p < 0.05$ indicate a significant relationship between independent variables. DC1 = diameter class 1 (trees with $5 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 30 \text{ cm}$); DC2 = diameter class 2 (trees with $\text{DBH} \geq 30 \text{ cm}$).

Variable	Actual evapotranspiration (%)		Surface runoff (%)		Groundwater recharge (%)	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p
Canopy cover (%)	0.44	< 0.001	-0.18	0.164	-0.14	0.275
Ground cover (%)	-0.43	0.001	0.33	0.010	-0.21	0.102
Vertical canopy structure	0.22	0.112	-0.10	0.465	-0.06	0.649
Trunk diameter DC1 (cm)	0.19	0.174	-0.25	0.067	0.41	0.002
Mean tree height DC1 (m)	0.35	0.011	-0.26	0.065	0.21	0.123
Basal area DC1 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	0.43	0.001	-0.18	0.205	-0.01	0.924
Tree density DC1 (ind ha^{-1})	0.43	0.001	-0.07	0.574	-0.22	0.082
Trunk diameter DC2 (cm)	-0.09	0.547	0.04	0.818	-0.24	0.121
Mean tree height DC2 (m)	0.15	0.351	-0.05	0.735	-0.01	0.944
Basal area DC2 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	0.01	0.953	-0.09	0.568	-0.20	0.191
Tree density DC2 (ind ha^{-1})	0.46	< 0.001	-0.31	0.014	0.00	0.987

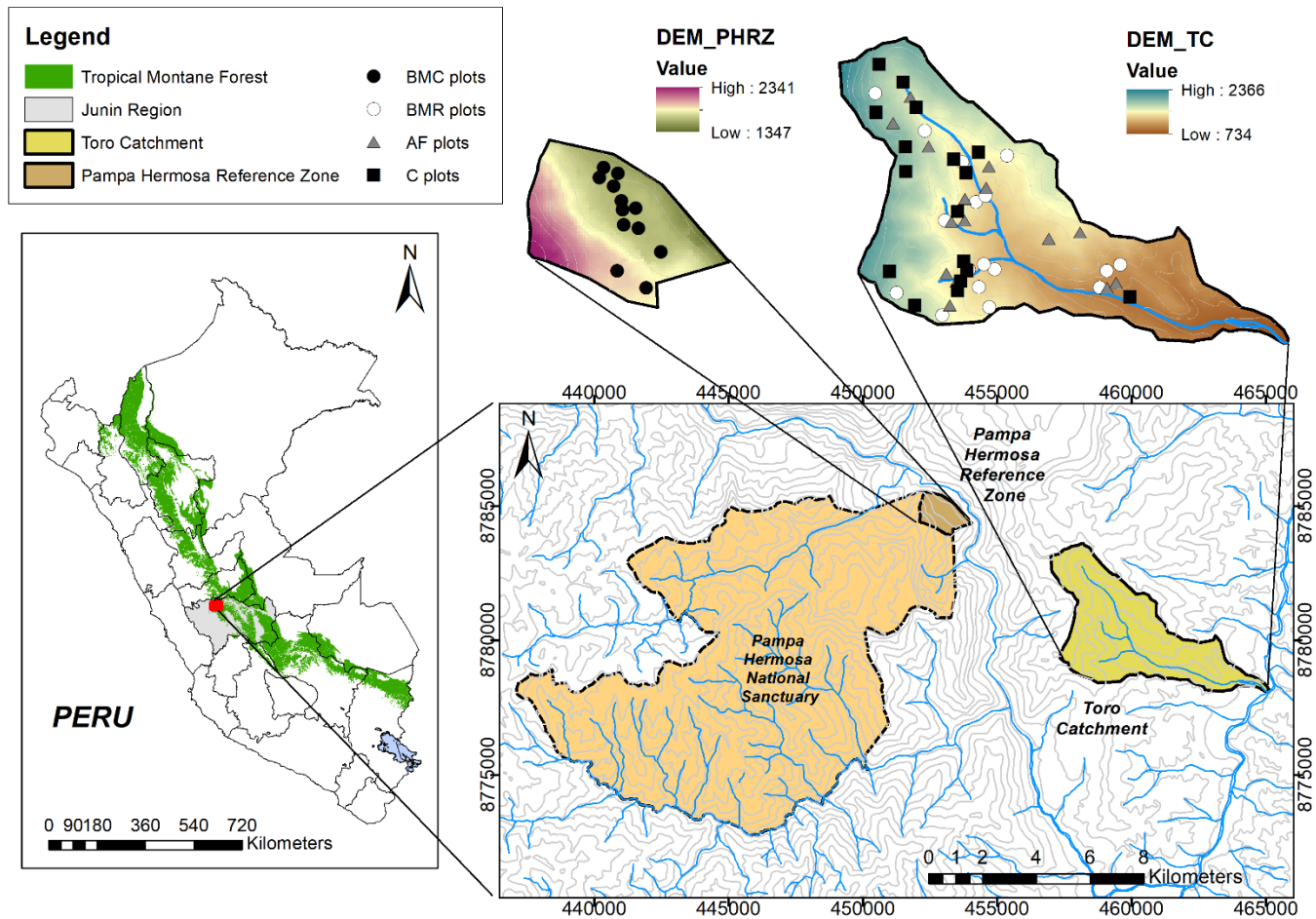


Figure 1. Location of the study sites and distribution of the study plots of the four land cover types. BMC = Mature forest; BMR = Natural regenerating secondary forest; AF = Coffee agroforestry system; C = Cropland.

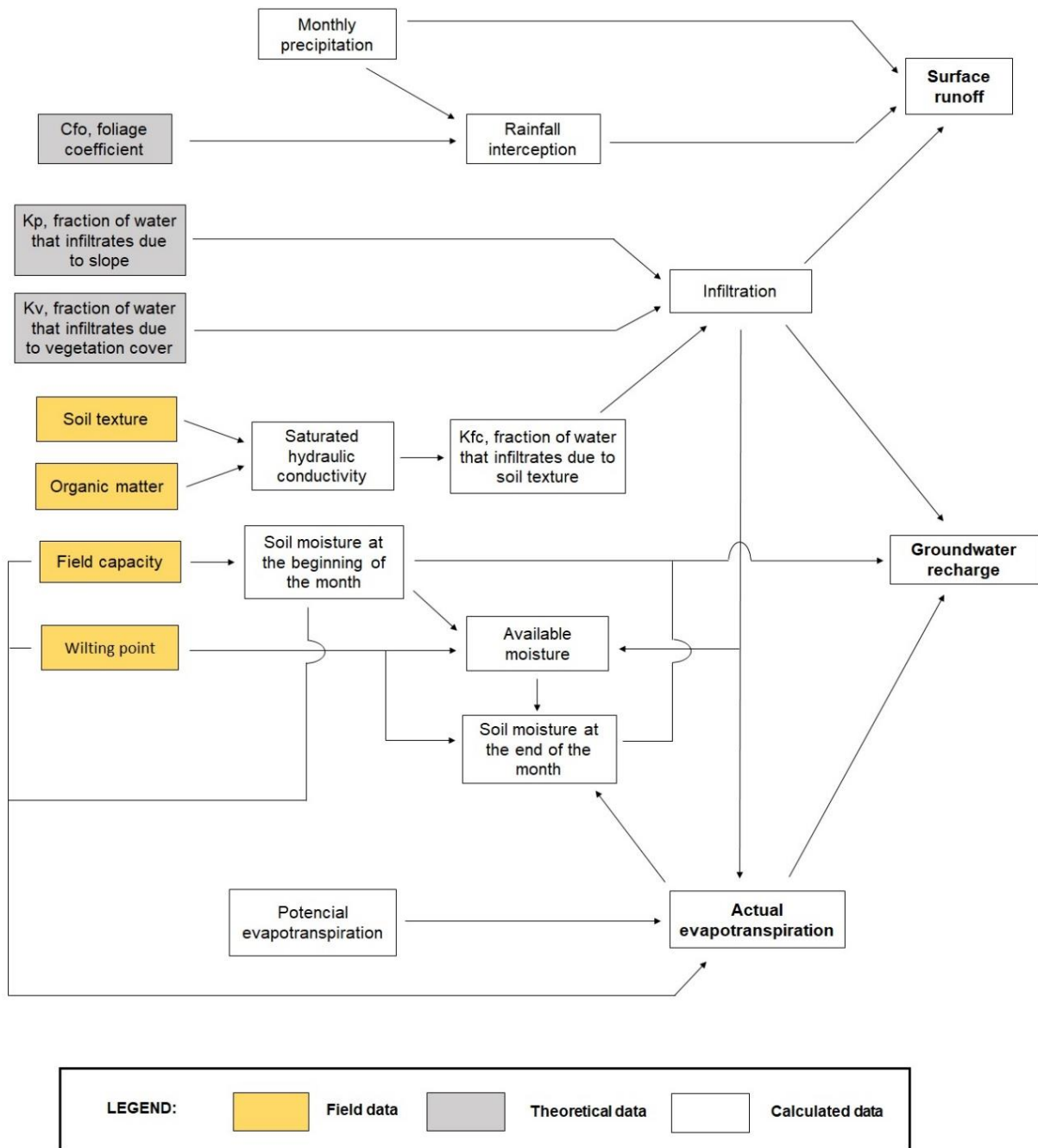


Figure 2. Summary flow chart of the soil water balance.

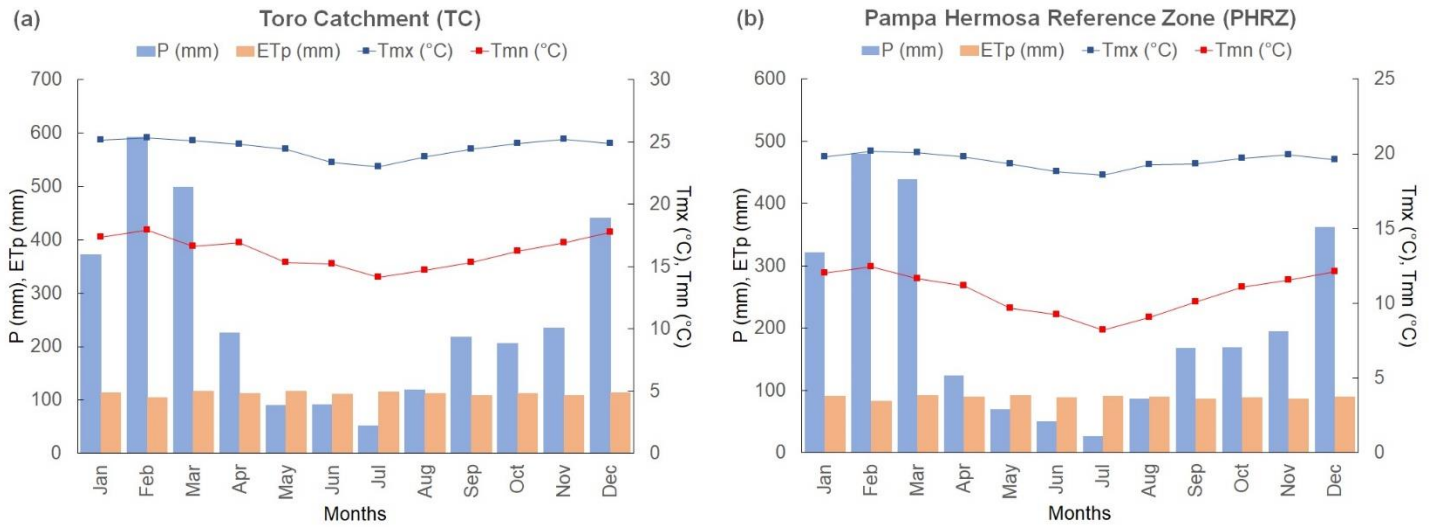


Figure 3. Average monthly record of precipitation (P), potential evapotranspiration (ETp), minimum temperature (Tmn) and maximum temperature (Tmx) in (a) TC and (b) PHRZ, for a 36-year period (1981-2016).

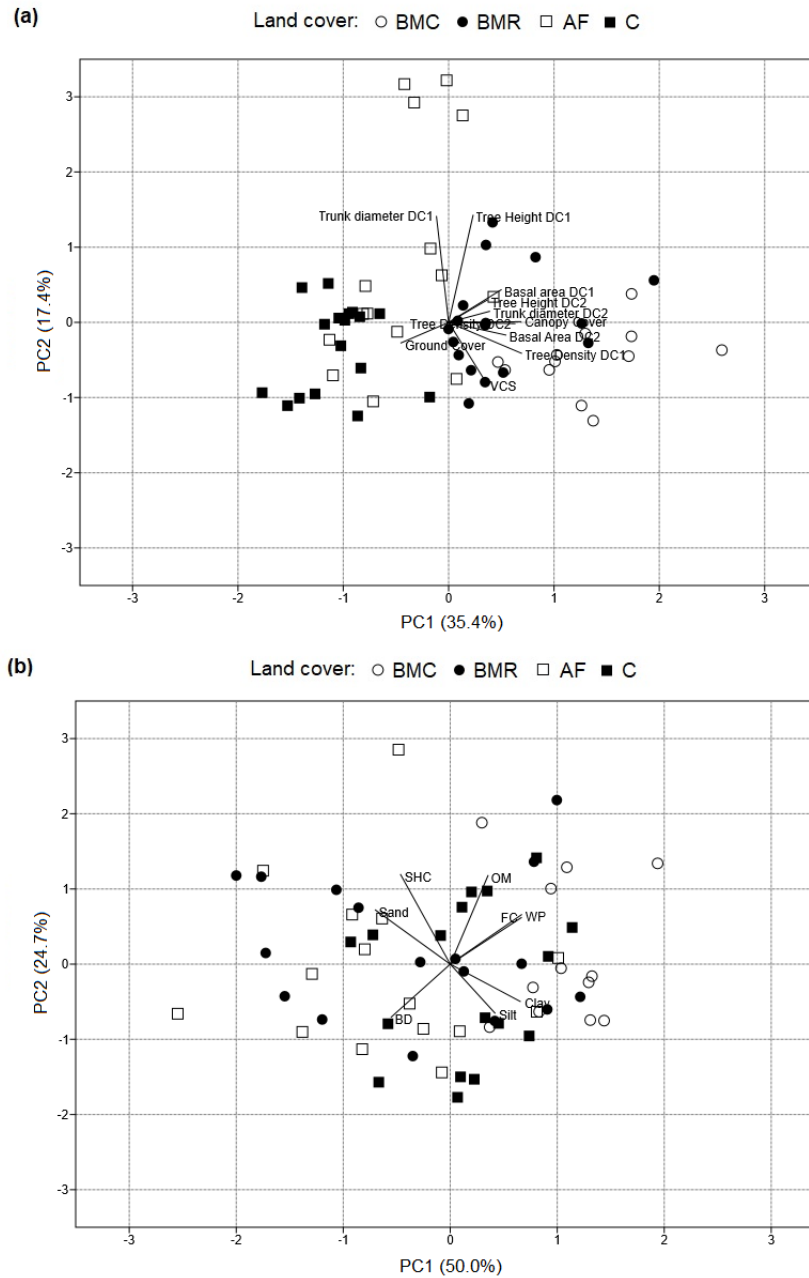


Figure 4. Principal Component Analysis of (a) vegetation structure and (b) soil properties of the four land cover types. BMC = Mature forest; BMR = Natural regenerating secondary forest; AF = Coffee agroforestry system; C = Cropland; VCS = Vertical canopy structure; OM = Organic matter; FC = Field capacity; WP = Wilting point; BD = Bulk density; SHC = Saturated hydraulic conductivity.

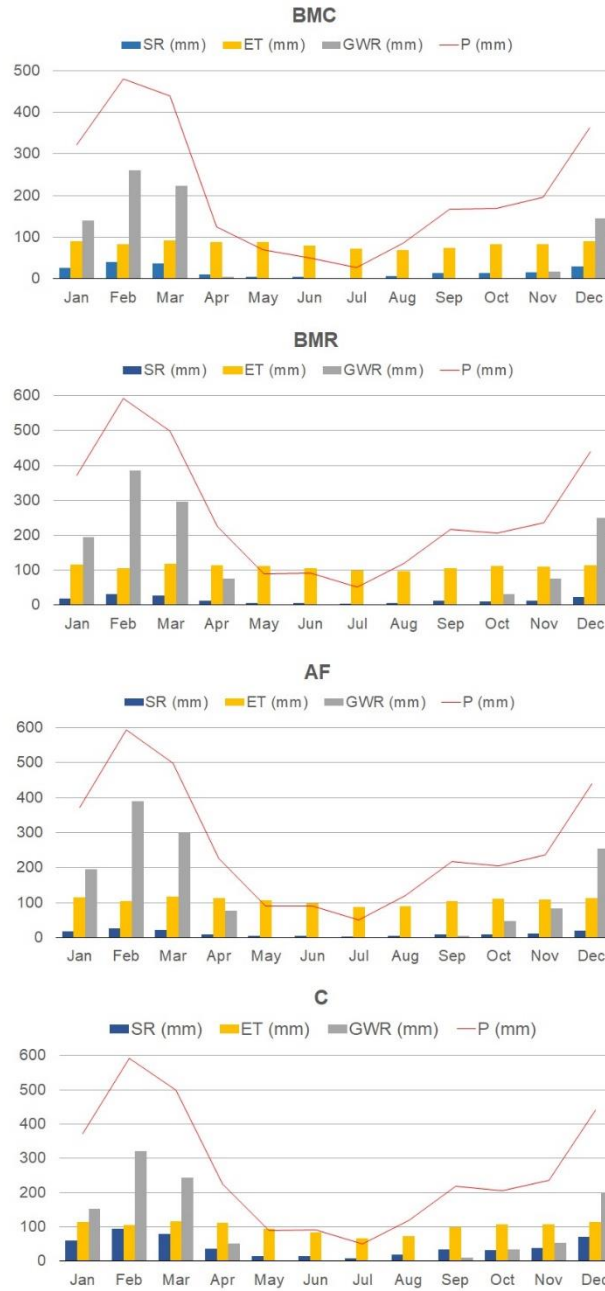


Figure 5. Monthly behavior of the hydrological components in the four land cover types. BMC = Mature forest; BMR = Natural regenerating secondary forest; AF = Coffee agroforestry system; C = Cropland.

Efectos hidrológicos de la conversión de un bosque montano tropical a tierras agrícolas en los Andes centrales de Perú.

José André Noriega-Puglisevich^{1*}, Karen Eckhardt¹

¹ Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Científica del Sur, Carretera Panamericana Sur km. 19, Villa El Salvador 15067, Lima, Perú.

* Autor de correspondencia: anpuglisevich@gmail.com

Resumen

El conocimiento respecto a los efectos en las variables hidrológicas generados tanto por la conversión de bosques a sistemas agrícolas, como por la regeneración natural de los bosques debido al abandono áreas agrícolas sigue siendo limitado. En esta investigación se calcularon los componentes hidrológicos que caracterizan al servicio ecosistémico de suministro y regulación de agua (evapotranspiración real, escorrentía superficial y recarga de agua subterránea) en cuatro tipos de cobertura de la tierra (bosque montano maduro (BMC), bosque secundario en regeneración natural (BMR), sistemas agroforestales de café (AF) y tierras de cultivo (C)) ubicados en los Andes centrales de Perú. Los resultados mostraron que los componentes hidrológicos calculados en los cuatro tipos de cobertura de la tierra fueron los siguientes (% basado en la precipitación): BMR (41.2%), AF (40.4%), BMC (40%) y C (38%) para la evapotranspiración real anual; C (16.1%), BMC (8.3%), BMR (5.2%) y AF (4.6%) para la escorrentía superficial; y AF (43%), BMR (41.6%), C (34%) y BMC (31.7%) para la recarga anual de aguas subterráneas. Además, también se evaluó la relación entre la estructura de la vegetación y los componentes hidrológicos calculados en los cuatro tipos de cobertura del suelo, y los resultados mostraron que la reducción de los árboles más gruesos y altos

aumentarían la generación de escorrentía superficial, mientras que los árboles más delgados y cortos favorecerían la recarga de aguas subterráneas.

Palabras clave: cambio de cobertura de la tierra, bosques montanos tropicales, bosque maduro, bosque secundario, sistema agroforestal de café, tierras de cultivo, suministro de agua, regulación de agua.

Puntos prácticos

- Los sistemas agroforestales de café y los bosques secundarios en regeneración natural ofrecen una mayor recarga de aguas subterráneas y una menor escorrentía superficial que los bosques maduros.
- Los árboles más gruesos y altos tienen una mayor influencia en la generación de escorrentía superficial.
- Los árboles más delgados y cortos favorecen la recarga de las aguas subterráneas.

1. Introducción

Los bosques montanos tropicales de los Andes son considerados como “hotspots” de biodiversidad a nivel mundial, ya que representa un sistema extremadamente rico en especies con altas tasas de endemismos, que se encuentran amenazados por la intervención antrópica (Kappelle, 2004). La hidrología de este ecosistema está fuertemente influenciada por la cobertura vegetal; las plantas interceptan la precipitación que gotea al suelo o se evapora de la superficie de las hojas, estas consumen agua a través de la transpiración y dan sombra al suelo, reduciendo así su evaporación (Price et al., 2011). Además, cuentan con una extensa red de raíces que genera suelos porosos y filtradores (Fiquepron et al., 2013), lo cual es esencial para prevenir la erosión y reducir el riesgo de inundaciones (Price et al., 2011).

En Perú, los bosques montanos tropicales representan el 11.71% del territorio nacional y se ubican en las vertientes orientales de los Andes entre los 600 y 3800 msnm (Ministerio del Ambiente de Perú, 2019). Debido a su geomorfología que presenta pendientes pronunciadas con gradientes altitudinales y variaciones climáticas drásticas, son altamente vulnerables al cambio climático (Karmalkar et al., 2008), así como también a la presión antropogénica que conduce al cambio de uso y cobertura del suelo en los Andes tropicales (Armenteras et al., 2011). Estudios previos confirman que los bosques tropicales son la principal fuente de nuevas tierras para la expansión agrícola (Gibbs et al., 2010). Dicha problemática se refleja en los ecosistemas montanos de los Andes centrales de Perú, en donde específicamente en la región Junín se ha perdido entre el 2001 y 2019 un total de 165 201 ha de bosques, según la Plataforma de Monitoreo de Cambios Sobre la Cobertura de los Bosques de Perú (GEOBOSQUES, <http://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/perdida.php>), siendo la agricultura la actividad económica que más contribuye a la deforestación de los bosques en esta región del país. Esta problemática se debe a que los dueños del terreno forestal en esta zona tienden a cambiar los bosques naturales por tierras de cultivos permanentes y anuales que les sean más beneficiosos económicamente, sin considerar los beneficios en el suministro y regulación de agua.

Varios estudios muestran el impacto de la conversión de bosques a tierras agrícolas en las variables hidrológicas. Por ejemplo, Shawul et al. (2019) mostraron que el cambio de los bosques, matorrales y pastos autóctonos a tierras de cultivo y áreas urbanas en un lapso de 40 años causó un incremento relativamente significativo en la escorrentía superficial (18.4%), mientras que el flujo lateral, el flujo de agua subterránea y la evapotranspiración real disminuyeron (24.0%, 2.1% y 0.1% respectivamente). En otro estudio, Ouyang et al. (2019) mostraron que la recarga activa de las aguas subterráneas y la evapotranspiración en las tierras forestales eran mayores (12.2% y 1.3% respectivamente) que en las tierras agrícolas, mientras que la escorrentía superficial era un 8.3% menor, tras un modelo de simulación de un periodo de 10 años en una cuenca subtropical húmeda.

Asimismo, Dias et al. (2015) reportaron que la evapotranspiración anual en los ecosistemas agrícolas era un 39% menor en comparación con los ecosistemas naturales (bosque tropical y sabana brasileña), mientras que el caudal anual era un 114% mayor. Hayhoe et al. (2011), a su vez, reportaron que el cambio de bosques tropicales por cultivos de soja aumenta aproximadamente en cuatro veces el rendimiento de agua.

La conversión de bosques a cultivos en los trópicos está asociada con un aumento en los caudales totales anuales, debido a la menor evapotranspiración de la vegetación de reemplazo (Bruijnzeel, 2004), además de modificar significativamente el balance de agua al disminuir la intercepción de lluvias, la transpiración vegetal y la conductividad hidráulica del suelo superficial, provocando incrementos en los flujos de escurrimiento superficial, drenaje profundo y evaporación directa (Connolly, 1998; Foley et al., 2005; Scanlon et al., 2005; Bondeau et al., 2007; Chhabra et al., 2006).

Por otro lado, la asociación de cultivos y árboles conocidos como sistemas agroforestales mejorarían la eficiencia en la captura y utilización del agua que sistemas de cultivos convencionales (Ong et al., 2002; van Noordwijk et al., 2015; Yang et al., 2021). Particularmente en los sistemas agroforestales de café, los árboles de sombra pueden influir en el ciclo hidrológico al afectar favorablemente la distribución e interceptación de la lluvia, la escorrentía, la infiltración y la evapotranspiración en las plantaciones de café (Siles et al., 2010). Además, se ha demostrado que existe complementariedad en lugar de competencia en la absorción de agua entre los cultivos de café (*Coffea arabica* L.) y los árboles asociados en los trópicos húmedos (Cannavo et al., 2011; Muñoz-Villers et al., 2020), ya que los árboles de sombra usan preferentemente agua de horizontes de suelo más profundos que los sistemas de café (Cannavo et al., 2011; van Noordwijk et al., 2015; Muñoz-Villers et al., 2020). Algunas investigaciones realizadas en Costa Rica, resaltan importantes beneficios de estos ecosistemas sobre los monocultivos de café con relación al agua. En un estudio, se reportó una disminución de escorrentía superficial (3.7% y 4.2%) y drenaje de agua (7.9% y 5%) en un sistema

agroforestal de café al compararlo con un monocultivo de café para dos años consecutivos (Cannavo et al., 2011). En otro estudio, se demostró que la transpiración anual en sistemas de café asociados con tres diferentes especies de árboles aumentó en un 86 – 119% comparado con sistemas de café sin sombra (van Kanten and Vaast, 2006). Siles et al. (2010), a su vez, reportaron aumentos en la interceptación de lluvia (1.8%) y escurrimiento cortical (4.6%) en sistemas agroforestales de café comparado con monocultivos de café. Sin embargo, la investigación sobre la partición de las fuentes de agua en los sistemas agroforestales de café y el papel que cumplen en términos de suministro de agua sigue siendo limitada (Cannavo et al., 2011; Muñoz-Villers et al., 2020), así como también las respuestas hidrológicas debido a la conversión de bosques a sistemas agroforestales de café.

Otro aspecto importante por conocer sobre los bosques montanos tropicales es el grado en que se produce la restauración de las funciones hidrológicas de los bosques a partir de la regeneración natural después de una perturbación (Bruijnzeel, 2004; Bruijnzeel et al., 2011). Estudios realizados en México aseguran que 20 y 40 años de regeneración natural de los bosques son suficientes para restaurar en gran medida las condiciones hidrológicas originales de un bosque montano tropical luego de ser ocupado por terrenos agrícolas y pastizales (Muñoz-Villers and McDonnell, 2013; López-Ramírez et al., 2020). Sin embargo, se requiere de mayor información sobre el funcionamiento hidrológico de los bosques montanos en regeneración natural para confirmar dicha hipótesis.

La presente investigación evalúa el efecto de la conversión de un bosque montano tropical a tierras agrícolas en los componentes hidrológicos: evapotranspiración, escorrentía superficial y recarga de agua subterránea, los cuales se relacionan con el servicio ecosistémico de suministro y regulación de agua (Ekhuemelo et al., 2016). Los objetivos son: (i) determinar la estructura de la vegetación en cada tipo de cobertura de la tierra identificado; (ii) estimar la evapotranspiración, escorrentía superficial y recarga de agua subterránea mediante un balance hídrico de suelos en cada tipo de cobertura de la

tierra; y (iii) establecer la relación entre la estructura de la vegetación y el comportamiento de los componentes hidrológicos.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La presente investigación se desarrolló en dos locaciones ubicadas dentro del distrito de Chanchamayo, región Junín, Perú. La primera locación se ubica en la microcuenca del río Toro (TC), entre las coordenadas 459262 a 465699 m E, y 8778887 a 8784385 m N (UTM 18S), en un rango de elevación de 734 a 2366 msnm y con una extensión de 18.69 km² (Figura 1). Esta zona corresponde a un bosque lluvioso montano bajo (*lower montane rain forest*, en inglés) según la clasificación de Bruijnzeel (2001, 2005) y presenta la siguiente asociación de suelos: Leptosol dístico – Cambisol dístico – Regosol dístico (Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales de Perú, 1981). El uso de la tierra en dicha microcuenca se compone de terrenos de cultivos permanentes, siendo el café (*Coffea arabica* L.) el principal cultivo comercial por los agricultores de la zona, y bosque secundario con varios años de regeneración natural debido al abandono de cultivos y plantaciones, en donde se pueden encontrar especies como el “ulcumano” (*Nageia rospigliossi* P.), “matico” (*Piper aduncum* L.) y el “huampo” (*Heliocarpus americanus* L.).

La segunda área de estudio se ubica en la zona noreste del Santuario Nacional Pampa Hermosa, denominado para este estudio como Zona de Referencia de Pampa Hermosa (PHRZ). Esta área natural protegida constituye una muestra representativa única de los bosques montanos tropicales remanentes en los Andes centrales de Perú, la cual contiene elevados valores de diversidad ecológica, destacando especies endémicas o de distribución restringida y grupos taxonómicos relevantes para la ciencia (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado del Perú, 2014). La PHRZ tiene un rango de elevación de 1347 a 2341 msnm y está situado entre las coordenadas 453227 a

454910 m E, y 8786116 a 8787527 m N (UTM 18S), a 3.2 km de distancia del TC (Figura 1). Esta área corresponde a un bosque nuboso montano bajo (*lower montane cloud forest*, en inglés) (Bruijnzeel, 2001, 2005), presenta la misma asociación de suelos que TC y el uso de la tierra corresponde a un bosque de protección. Se pueden encontrar especies de flora como el “cedro de altura” (*Cedrela lilloi*), “nogal” (*Juglans neotropica*), *Ficus spp* y varias especies de lauráceas (*Moenas*) destacando el género *Ocotea* y *Nectandra* en el dosel superior, y árboles pequeños y arbustos de las familias *Rubiaceae*, *Laureaceae*, *Chrysobalanaceae*, *Piperaceae* y helechos arborecentes en el dosel inferior (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado de Perú, 2014).

2.2. Estimación de la estructura de la vegetación

Para el presente estudio fueron seleccionados tres tipos de cobertura de la tierra (LC) más comunes encontrados en TC: bosque montano tropical secundario con 10 a 50 años de regeneración natural por abandono de cultivos (BMR), sistemas agroforestales de café de 18 a 40 años integrado con cultivos como plátano, palta, piña (AF) y tierras de cultivo de mixtos como plátano, café, granadilla, cítricos y hortalizas menor a 10 años de edad (C). En PHRZ se seleccionó el único tipo de LC encontrado, que corresponde a un bosque montano tropical maduro de más de 50 años muy poco perturbado por la extracción selectiva de madera (BMC). En BMC se establecieron 12 parcelas de estudio de 50 x 20 m ubicados aleatoriamente en PHRZ (Fig. 1), mientras que en BMR, AF y C se establecieron 17, 15 y 17 parcelas de estudio respectivamente (de las mismas dimensiones que en BMC), los cuales fueron ubicados en la zona media y alta de TC (Fig. 1). En cada parcela de estudio se establecieron 3 subparcelas de 10 x 10 m de manera aleatoria, en donde se midieron la altura de los árboles y el diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 5.0 cm y menor a 30.0 cm (clase diamétrica 1, DC1), incluidos los árboles frutales para el caso de AF y C que calzaron en esa medida,

y en la parcela de 50 x 20 m los árboles con DAP mayor a 30.0 cm (clase diamétrica 2, DC2). La cobertura del dosel y la cobertura del suelo (herbáceas) se evaluaron siguiendo la metodología del transecto de punto de línea (Food and Agriculture Organization, 2015), que consistió en la toma de datos de ambas variables con un densitómetro (GRS Densitometer™) en 120 puntos de muestreo distribuidos en dos transectos en forma de X para cada parcela de estudio.

Con la data recolectada se calculó el porcentaje de cobertura de dosel y del suelo, la altura promedio de árboles, el diámetro promedio del tronco, la densidad de árboles y área basal por hectárea de ambas clases diamétricas. Adicionalmente, se estimó la estructura vertical promedio del dosel de cada tipo de LC con el coeficiente de variación de altura de árboles (de Souza et al., 2013). El muestreo se realizó desde noviembre de 2018 hasta noviembre de 2020.

2.3. *Balance hídrico de suelos*

Se realizó un balance hídrico de suelos en cada tipo de LC para estimar la evapotranspiración real, la escorrentía superficial y la recarga de agua subterránea, siguiendo la metodología de Schosinsky (2006). Esta metodología se fundamenta en el principio de la conservación de la materia, es decir que la cantidad de agua que ingresa en forma de precipitación es equivalente al agua que se almacena en el suelo más el agua que sale de él en forma de las componentes hidrológicas sujetas a estudio. Para esto, se tiene que conocer en primer lugar la porción de lluvia que es interceptada por el follaje, en segundo lugar, la porción de agua que infiltra al suelo y, por último, realizar un balance de agua teniendo en consideración variables como la pendiente del terreno, la cobertura vegetal, las propiedades del suelo, la profundidad de raíces de las unidades vegetales y la evapotranspiración potencial, los cuales tienen influencia en el comportamiento de los componentes hidrológicos a estimar.

2.3.1. *Data meteorológica*

La data meteorológica fue extraída a través del producto grillado PISCO (Peruvian Interpolation of the SENAMHI's Climatological and Hydrological data observed). Mediante la elaboración de un código en el software R se extrajeron los datos de precipitación, evapotranspiración potencial y temperatura (máxima y mínima) a través de los productos PISCOp v2.1, PISCOpe v1.1 y PISCOt v1.1 respectivamente, para cada área de estudio a escala mensual, en un periodo de 36 años (1981 – 2016) (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, 2015; Aybar et al., 2017; Huerta et al., 2018; Aybar et al., 2019). Los regímenes de lluvia mensual fueron clasificados siguiendo a Richards (1996), en donde los meses que registraron menos de 100 mm fueron considerados secos, los que registraron entre 100 y 200 mm fueron considerados húmedos y los que registraron más de 200 mm fueron considerados como muy húmedos. La data extraída del producto PISCO se puede descargar gratuitamente en la página web del IRI (International Research Institute for Climate and Society, <http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.SENAMHI/.HSR/.PISCO/?Set-Language=es>).

2.3.2. *Determinación de las propiedades del suelo*

Se realizaron calicatas de un metro de profundidad en cada parcela de estudio. En cada calicata se tomó una muestra compuesta de suelo a partir de 5 submuestras recolectadas a diferentes profundidades (5, 20, 40, 60 y 80 cm de profundidad), para su posterior procesamiento en el Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Los parámetros que se analizaron fueron: textura del suelo (método del hidrómetro), densidad aparente (método del cilindro de metal), contenido de materia orgánica (Walkley and Black, 1934), capacidad de campo y punto de marchitez (ambos con el método de la centrifugación a 2000 rpm durante 30 minutos).

Con los datos de contenido de materia orgánica y textura del suelo (contenido de arena y arcilla) se calculó la conductividad hidráulica saturada del suelo (fc) mediante funciones de pedotransferencia usando el software Soil Water Characteristics (Saxton and Rawls, 2006). La estimación de la profundidad de las raíces de las unidades vegetales en cada tipo de LC, se consideró para los estratos BMC y BMR el promedio de raíces reportado por Foxx et al. (1984) para “evergreen trees” (3.36 m), y para AF y C, los rangos de profundidad máxima efectiva de las raíces para cultivos comunes según Food and Agriculture Organization (2006). En el estrato AF fueron promediados los datos de profundidad de raíces de los cultivos encontrados en cada parcela con el dato de profundidad de raíces de árboles para los bosques. La densidad aparente y la profundidad de raíces de las unidades vegetales en cada parcela de estudio se utilizaron para convertir la capacidad de campo y el punto de marchitez de porcentaje por peso de suelo seco a milímetros de agua.

2.3.3. Cálculo de componentes hidrológicos

Obtenidos los valores de la precipitación mensual (P) se procedió a realizar el cálculo de la interceptación de lluvia mensual (INT) en cada tipo de LC siguiendo la ecuación 1:

$$INT = P \times Cfo \quad (1)$$

Donde Cfo es el coeficiente del follaje, considerando un valor de 0.20 para bosques muy densos y 0.12 para otros (Schosinsky, 2006).

Calculada la conductividad hidráulica saturada del suelo (fc) para cada tipo de LC se procedió a determinar el coeficiente de infiltración debido a la textura del suelo (Kfc) siguiendo la ecuación 2 (Schosinsky and Losilla, 2000):

$$Kfc = 0.267 \times \ln(fc) - 0.000154 \times fc - 0.723 \quad (2)$$

Este coeficiente sumado con los coeficientes de infiltración debido al efecto de la pendiente (Kp) y la cobertura vegetal (Kv), ambos tomados de la tabla propuesta por Junker (2005), conforman el coeficiente de infiltración del suelo (Ci), expresado por las ecuaciones 3 y 4:

$$Ci = 1; \text{ si } (Kp + Kv + Kfc) > 1 \quad (3)$$

$$Ci = Kp + Kv + Kfc; \text{ si } (Kp + Kv + Kfc) \leq 1 \quad (4)$$

Con el dato de Ci se pudo calcular la precipitación que infiltra mensualmente (INF), siguiendo la ecuación 5:

$$INF = Ci \times (P - INT) \quad (5)$$

Donde, P es la precipitación mensual y INT , la interceptación expresado en mm mes^{-1} .

La escorrentía superficial (SR) generada por la lluvia mensual fue calculada siguiendo la ecuación 6:

$$SR = P - INT - INF \quad (6)$$

Finalmente, para calcular la recarga de agua subterránea (GWR), previamente se requirió conocer la humedad del suelo al inicio y al final del mes (HSi y HSf respectivamente) y la evapotranspiración real (ET) que se estiman siguiendo a Schosinsky (2006), datos que fueron ingresados en la ecuación 7:

$$GWR = INF + HSi - HSf - ET \quad (7)$$

El paso a paso del balance hídrico de suelos realizado siguiendo a Schosinsky (2006) está resumido en la Figura 2.

2.4. Análisis estadístico

Se elaboró un análisis de distribución de datos de todas las variables, mediante la aplicación de la prueba de normalidad Shapiro-Wilk. Las variables que presentaron una distribución normal se les aplicó la prueba paramétrica ANOVA de un factor, seguida de Tukey's HSD (Honestly Significant Difference) para comparaciones múltiples. Las variables que no se distribuyeron normalmente se les aplicó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, seguida de la prueba Dunn's post hoc para comparaciones múltiples con el ajuste de Benjamini-Hochberg (Benjamini and Hochberg, 1995). Dichas pruebas fueron empleadas para determinar diferencias significativas de las variables de estructura de la vegetación (VS), propiedades del suelo (SP) y los componentes hidrológicos entre los distintos tipos de LC. Para determinar las diferencias significativas entre las variables meteorológicas de los dos sitios de estudio, se aplicó la prueba t para las variables con distribución normal y la prueba de Mann-Whitney para las de distribución no normal.

Las variables de VS y SP fueron analizadas en un Análisis de Componentes Principales (PCA), considerando las variables con "factor loading" > 0.5. Finalmente, se realizaron correlaciones (Spearman's rank correlation) entre las variables de VS y los componentes del balance hídrico de suelos calculados para determinar las variables de VS que más influyen en el comportamiento de la evapotranspiración real, escorrentía superficial y recarga de agua subterránea. Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas en el software R.

3. Resultados

3.1. Precipitación, evapotranspiración potencial y temperatura

La precipitación media anual en TC y PHRZ fue de 3142.0 ± 398.6 mm año⁻¹ y 2494.7 ± 330.5 mm año⁻¹ respectivamente con una evapotranspiración potencial media anual de 1347.6 ± 30.6 mm año⁻¹ en TC y 1068.6 ± 27.3 mm año⁻¹ en PHRZ. En TC, la temporada muy húmeda fue observada de setiembre hasta abril, mientras que en PHRZ, de diciembre hasta marzo. Los meses húmedos

fueron observados solo en agosto en TC y de setiembre a noviembre y abril en PHRZ, mientras que los meses secos se observaron de mayo a julio en TC y de mayo a agosto en PHRZ (Figura 3). Tanto la precipitación como la evapotranspiración potencial difirieron significativamente entre ambos sitios ($p < 0.001$).

La temperatura mínima promedio en TC y PHRZ fue de 16.2 ± 0.4 °C y 10.7 ± 0.4 °C respectivamente, mientras que la temperatura máxima promedio registró valores de 24.5 ± 0.4 °C en TC y 19.5 ± 0.5 °C en PHRZ. La figura 3 muestra que el descenso de las temperaturas mínima y máxima tanto en TC como PHRZ coinciden con los meses donde se registró menor lluvia, evidenciándose un descenso más pronunciado de la temperatura mínima en PHRZ (Figura 3b). Asimismo, tanto la temperatura máxima como la mínima difirieron significativamente en ambos sitios ($p < 0.001$).

3.2. *Contrastes entre los cuatro tipos de cobertura de la tierra*

En el primer PCA, los dos ejes explicaron el 52.4% de la varianza de las variables de VS. El primer eje corresponde a un gradiente de parcelas de BMC a C y explicó el 35.0% de la varianza total. Las variables independientes cobertura del dosel, área basal y densidad de árboles de ambas clases diamétricas registran valores más altos en las parcelas de ambos tipos de bosque comparado con las parcelas agroforestales y de tierras de cultivo, mientras que para la variable cobertura del suelo se registraron los valores más altos en las parcelas de tierra de cultivo. El segundo eje es independiente de la gradiente BMC a C y explicó el 17.4% de la varianza total. Las variables diámetro de tronco y altura total de árboles de la DC1 son las que mayor se correlacionaron con dicho eje (Figura 4a).

En el segundo PCA, los dos ejes explicaron el 74.6% de la varianza de las variables de SP. El primer eje es independiente de la gradiente BMC a C y explicó el 50.0% de la varianza de las variables de

SP. Las parcelas de bosque secundario en regeneración son similares a las parcelas agroforestales. Las propiedades del suelo capacidad de campo, punto de marchitez, contenido de limo y arcilla fueron más altos en las parcelas de bosque maduro, mientras que el contenido de arena, densidad aparente y la conductividad hidráulica saturada del suelo fueron más altos en las parcelas agroforestales y de bosque en regeneración. El segundo eje, al igual que el primer eje, es independiente de la gradiente BMC a C y explicó el 24.7% de la varianza de las variables de SP. Las variables más correlacionadas con dicho eje fueron el contenido de materia orgánica y la conductividad hidráulica saturada del suelo (Figura 4b).

3.3. Estructura de la vegetación y propiedades del suelo en los cuatro tipos de cobertura de la tierra

Las medias con sus respectivas desviaciones estándar de las variables que describen la VS y SP en los cuatro tipos de uso de suelo se muestran en la Tabla 1 y Tabla 2 respectivamente. La cobertura de dosel en ambos tipos de bosque fue significativamente diferente que en AF ($p < 0.01$) y C ($p < 0.001$), sin embargo, la cobertura del suelo en C fue significativamente diferente que en AF y en ambos tipos de bosque ($p < 0.001$). La estructura vertical del dosel, expresado como el coeficiente de variación de la altura total de árboles con $DAP \geq 5.0$ cm, no presentó diferencias significativas entre los diferentes tipos de LC evaluados. El diámetro del tronco de los árboles pertenecientes a la DC1 fue similar en todos los tipos de LC, excepto en AF que fue significativamente mayor ($p \leq 0.001$). El diámetro del tronco de los árboles pertenecientes a la DC2 fue significativamente mayor en BMC que en los otros tipos de LC ($p < 0.01$). La altura media total de los árboles pertenecientes a la DC1 fue similar en los diferentes tipos de LC, excepto en C que fue significativamente menor ($p < 0.01$). En la DC2, la altura total de árboles fue similar para los cuatro tipos de LC. El área basal de la DC1 en ambos tipos de bosque fue significativamente diferente que en AF ($p < 0.05$) y C ($p < 0.001$). En la DC2, solo el área basal en BMC fue significativamente diferente a los demás tipos de LC ($p \leq 0.001$).

La densidad de árboles de la DC1 en los dos tipos de bosque fue significativamente mayor que en AF y C ($p < 0.001$), mientras que, para la DC2, la densidad de árboles en BMC fue significativamente diferente que en AF y C ($p < 0.001$), sin embargo, en BMR la densidad de árboles solamente es significativamente diferente de C ($p < 0.001$).

Con respecto a las propiedades del suelo, los mayores contenidos de materia orgánica se encontraron en BMC y BMR, siendo el contenido de materia orgánica en BMC significativamente diferente al de AF y C ($p < 0.05$). Se encontró que en BMC el contenido de arena fue el menor y a su vez, el que presentó mayor contenido de arcilla, siendo significativamente diferente a los otros tres tipos de LC para ambas variables. El contenido de limo y la conductividad hidráulica saturada del suelo no tuvieron diferencias significativas entre los distintos tipos de LC evaluados, sin embargo, se observó un menor contenido de limo en BMR y una mayor conductividad hidráulica saturada del suelo en AF seguido por BMR (Tabla 2). Se registraron mayores valores de capacidad de campo y punto de marchitez en BMC y C, siendo la capacidad de campo y el punto de marchitez en BMC significativamente diferente al de BMR ($p < 0.05$) y AF ($p < 0.01$). Finalmente, se registró una menor densidad aparente en BMC, siendo significativamente diferente al de AF y C ($p < 0.01$).

3.4. Componentes hidrológicos del balance hídrico de suelos

Las medias con sus respectivas desviaciones estándar de los componentes del balance hídrico de suelos calculados para cada tipo de LC se muestran en la Tabla 3. La evapotranspiración real presentó el menor valor en C, siendo esta significativamente diferente a los demás tipos de LC ($p \leq 0.01$). Mayores valores se dieron en BMR y AF para dicha variable, siendo la evapotranspiración en BMR significativamente diferente al de BMC ($p < 0.001$). Con respecto a la escorrentía superficial, los valores más bajos fueron registrados en BMR y AF, diferenciándose ambos significativamente de la

escorrentía superficial generada en C ($p < 0.05$). Por otro lado, la recarga de agua subterránea fue mayor en AF, diferenciándose significativamente de BMC y C ($p \leq 0.01$), mas no de BMR (Tabla 3).

Se observó que en los meses de febrero y marzo existe mayor recarga de agua subterránea en los cuatro tipos de uso de suelo, coincidiendo con los meses de mayor precipitación (Figura 5). Se aprecia también que en AF y C no se registró recarga en un periodo de cuatro meses (mayo a agosto), mientras que en BMR y BMC no se registró recarga en cinco y seis meses respectivamente (Figura 5). Por otro lado, se observa un aumento considerable de escorrentía superficial para todos los meses en C comparado con la de los demás tipos de LC, sin dejar de mencionar, una reducción considerable en la evapotranspiración real en la estación seca, específicamente en los meses de junio, julio y agosto (Figura 5).

3.5. Relación entre la estructura de la vegetación y los componentes hidrológicos

Las correlaciones entre las variables de VS y los componentes hidrológicos del balance hídrico de suelos se muestran en la Tabla 4. Las variables que tuvieron una moderada correlación positiva con la evapotranspiración real fueron la cobertura del dosel ($r_s = 0.44$, $p < 0.001$), área basal de la DC1 ($r_s = 0.43$, $p = 0.001$) y la densidad de árboles de ambas clases diamétricas (Tabla 4). Se observó además una moderada correlación negativa con la cobertura del suelo ($r_s = -0.43$, $p = 0.001$) y una débil correlación positiva con la altura media de árboles de la DC1 ($r_s = 0.35$, $p = 0.011$). Con respecto a la escorrentía superficial, se registró una débil correlación negativa con la densidad de árboles de la DC2 ($r_s = -0.31$, $p = 0.014$) y una débil correlación positiva con la cobertura del suelo ($r_s = 0.33$, $p = 0.010$) (Tabla 4). Finalmente, solo el diámetro de tronco de la DC1 mostró una moderada y significativa correlación positiva ($r_s = 0.41$, $p = 0.002$) con la recarga de agua subterránea (Tabla 4).

4. Discusión

4.1. *Data climática*

La precipitación media anual en TC registró un valor mucho mayor que en PHRZ, a pesar de ubicarse a una altitud media más baja, lo cual coincide con los hallazgos de Rapp and Silman (2012) quienes mostraron como la precipitación disminuía conforme incrementaba la altitud en bosques montanos al sureste de Perú. Tendencias similares fueron reportados en estudios realizados en Colombia, registrándose en uno de ellos una mayor precipitación anual de un bosque montano ubicado a 2550 msnm (2115 mm) que otro ubicado a 3370 msnm (1452 mm) (Veneklaas and Van Ek, 1990), mientras que, en otro estudio, se registraron menores precipitaciones con el aumento de la altitud en bosques montanos ubicados a 1700, 1950 y 3000 msnm (3968, 2779 y 2123 mm respectivamente) en un periodo de 16 meses de medición (Vis, 1986). Sin embargo, otros estudios realizados en bosques montanos en diferentes sitios de los Andes orientales muestran un aumento de la precipitación con el incremento de la altitud (Emck, 2007; Gómez-Peralta et al., 2008; Schawe et al., 2011; Ramírez et al., 2017), lo que sugiere que, si bien en algunos casos existe una relación entre ambas variables, dependerá de otros fenómenos climatológicos los que determinen el comportamiento de la precipitación en estos ecosistemas. Por otro lado, los meses muy húmedos registrados en ambos sitios de estudio, coinciden con los hallazgos de Gómez-Peralta et al. (2008) y Rapp and Silman (2012), indicándose en sus respectivos estudios en bosques montanos de Perú que la temporada muy húmeda se manifestaba de diciembre a marzo (Figura 3). Con respecto a la temporada seca, Rapp and Silman (2012) reportó los meses de mayo a julio como la temporada seca en un bosque ubicado a 2720 msnm, siendo similar al del presente estudio, mientras que la temporada seca reportado por Gómez-Peralta et al. (2008) se manifestó en setiembre y octubre para un bosque montano ubicado 2468 msnm difiriendo con nuestros resultados (Figura 3).

La menor temperatura en PHRZ comparada con TC, se debe principalmente a la mayor elevación media en la que se encuentra, factor por el cual también se registró menor evapotranspiración potencial en ese sitio, ya que, a mayor elevación las tasas de evapotranspiración disminuyen debido a una menor demanda atmosférica por temperaturas más bajas y mayor humedad relativa (Ramírez et al., 2017). Nuestros resultados coinciden con diferentes estudios en bosques montanos de los Andes orientales, los cuales reportan descensos de la temperatura con el aumento de la altitud (Emck, 2007; Schawe et al., 2011; Rapp and Silman, 2012; Ramírez et al., 2017).

4.2. *Estructura de la vegetación*

Las mayores coberturas de dosel registradas en los dos tipos de bosque en comparación con AF y C es consistente con lo reportado por Rutten et al. (2015), quienes encontraron mayor cobertura de la vegetación e índice de área foliar en un bosque montano bajo seguido de sistemas agroforestales tradicionales en huertos caseros, fincas comerciales de café y pastizales en el Monte Kilimanyaro. Asimismo, la menor cobertura de dosel en BMR comparado con BMC, puede atribuirse a que BMC presenta doseles de árboles mucho más desarrollados y estructurados básicamente por la mayor cantidad de etapas sucesionales por las que ha atravesado sin alteración antropogénica (Tabla 1). La mayor cobertura del suelo fue registrada en C principalmente por la presencia de maleza en varias de las parcelas evaluadas, así como también por las plantas de hortalizas que cubrían el suelo en algunas de ellas, de igual manera, en AF la cobertura del suelo fue ligeramente mayor que los bosques debido a la maleza (Tabla 1). La estructura vertical del dosel en el sistema agroforestal no se diferenció de los bosques, ya que, según estudios previos, los sistemas agroforestales con varias capas tienen una estructura de vegetación vertical compleja similar a la de los bosques secundarios (Jensen, 1993). Sin embargo, tampoco hubo diferencia significativa con C para esta variable, esto debido a la variación

de los doseles de los plátanos y otros frutales, además de uno que otro árbol presente en algunas de las parcelas evaluadas (Tabla 1).

La mayor área basal y densidad de árboles en BMC y BMR en comparación con AF en ambas clases diamétricas coincide con lo encontrado por López-Gómez et al. (2008), quien reportó mayores valores de densidad y área basal de árboles con $DAP \geq 5$ cm en fragmentos de bosques pertenecientes a reservas ecológicas protegidas en comparación con granjas de café bajo sombra, encontrándose además que la altura media de los árboles en ambos tipos de ecosistemas eran estadísticamente similares, al igual que en nuestros resultados (Tabla 1). De igual manera, Gusli et al. (2020) reportaron que el área basal y la densidad de árboles en bosques secundarios remanentes eran mayores que en sistemas agroforestales de cacao de diferentes rangos de edades, siendo estadísticamente diferentes entre sí. El diámetro de tronco de C perteneciente a la DC1 fue similar a la de BMC y BMR debido a la presencia de árboles de plátano presentes en varias de las parcelas evaluadas de este tipo de uso de suelo, causando un incremento en el promedio de esa variable. Lo mismo ocurrió en AF, el cual presentó en varias parcelas cultivos mixtos de café y plátano. Por otro lado, AF presentó árboles (de sombra para el café) un poco más altos para la DC1 comparado con los dos tipos de bosque, pudiéndose deber a la menor competencia que tienen estos ecosistemas por luz, agua y nutrientes, principalmente por la menor densidad de árboles comparado con los dos tipos de bosques (Tabla 1).

Como era de esperarse, se registró un mayor diámetro de tronco y área basal de la DC2 en BMC, básicamente por la presencia de árboles más gruesos, los cuales han atravesado por una mayor cantidad de años de sucesión ecológica sin intervención antrópica (Tabla 1). En un estudio realizado en el Santuario Nacional Pampa Hermosa, en donde se evaluó la estructura de la vegetación en una parcela de 1 ha ubicada entre los 1570 y 1600 msnm, se registró una altura promedio de árboles de 10.9 m (5.5 m – 20.0 m), un diámetro promedio de tronco de 25.3 cm y un área basal de 32.3 m² ha⁻¹

¹ para árboles con $DAP \geq 10$ cm (La Torre-Cuadros et al., 2007). Estos resultados difieren con los presentados en esta investigación, en la cual se registró una altura media de árboles de 16.2 m con árboles emergentes de entre 30 a 35 m de altura y pocos que superan los 40 m, además un diámetro de tronco promedio y área basal mayores, de 32.3 cm y $40.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente, considerando árboles con $DAP \geq 10$ cm. Estos hallazgos indicarían que la parcela de 1 ha de bosque evaluada por La Torre-Cuadros et al. (2007) debe de haber sufrido alguna intervención humana en el pasado al ubicarse en la zona límite del Santuario Nacional (verificando las coordenadas geográficas) y no presenta tantos años de sucesión ecológica en comparación con las parcelas evaluadas en el presente estudio. Otros estudios realizados en bosques montanos maduros en Perú reportan resultados similares a los nuestros para árboles con $DAP > 10$ cm, por ejemplo, Gomez-Peralta et al. (2008) registró promedios de altura de árboles de 14.3 ± 3.7 m y 15.5 ± 2.8 m para un bosque nuboso montano bajo y bosque lluvioso montano bajo respectivamente en el Parque Nacional Yanachaga-Chemillén, mientras que Gonzalez et al. (2014), reportó un área basal promedio de parcelas de bosques montanos maduros de $41 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. La ligera diferencia en la altura media de los árboles en BMC y BMR para ambas clases diamétricas, puede ser explicado por la mayor altitud en la que se distribuyen las parcelas de estudio en BMC, lo cual es consistente con los resultados reportados por Clark et al. (2015), quienes evaluaron el cambio de la estructura de bosques montanos ubicados en diferentes altitudes en Costa Rica, encontrando que a medida que aumentó la elevación, disminuyeron el máximo, la media, la mediana, el rango y el coeficiente de variación de la altura de las copas de los árboles con $DAP \geq 10$ cm.

4.3. *Propiedades del suelo*

La mayor presencia de materia orgánica en ambos tipos de bosque comparado con AF y C se puede deber a la mayor adición de hojarasca de árboles y arbustos a la superficie del suelo (Nsabimana et

al., 2008; Worku et al., 2014; Yimer et al., 2007), además del aporte de materia orgánica de hongos micorrízicos y de finas raíces muertas de árboles y arbustos al subsuelo (Lemma et al., 2006; Yimer et al., 2007). Se esperaba un mayor contenido de materia orgánica en AF comparado con C, debido a la hojarasca procedente de los árboles de sombra del café, sin embargo, la mayor altitud en la que se encuentran distribuidas las parcelas de C podría explicar por qué el contenido promedio de materia orgánica en este tipo de LC fue igual a la del sistema agroforestal (Tabla 2). Las bajas temperaturas que se registran a mayor elevación mantienen una tasa de descomposición de la materia orgánica baja (Wei et al., 2013), habiéndose reportado incrementos en el carbono orgánico superficial del suelo con el aumento de la altitud en estudio previos (Aguilera et al., 2013). Con respecto a la textura del suelo, se registró un mayor contenido de arcilla y menor contenido de arena en BMC, los cuales difirieron significativamente de los otros tipos de LC. Esto puede deberse a la protección que ofrece el dosel de árboles y arbustos, la hojarasca y las raíces a la superficie del suelo contra la erosión (Yeshaneh, 2015), sin embargo, BMR no presentó valores similares en el contenido de arena y arcilla como BMC, pudiéndose inferir que la semejanza de textura de los tres tipos de usos de suelo ubicados en TC es debido a un material parental degradado similar entre los mismos, lo cual también fue sustentado por Kassa et al. (2017) en su investigación al encontrar semejanzas de contenido de arena, limo y arcilla entre un bosque, sistema agroforestal y tierras de cultivo en el subsuelo (40 – 60 cm).

La presencia de menor conductividad hidráulica saturada del suelo en BMC en comparación con los otros tipos de LC se puede deber a la presencia de mayor contenido de arcilla (Tabla 2), ya que los suelos de textura fina tienen valores bajos de conductividad hidráulica, independiente del contenido de agua (Reatto et al., 2007). Se registró además una menor conductividad hidráulica en BMR comparado con AF, siendo contradictorio con los hallazgos de Marin–Castro et al. (2016), quienes reportaron menores valores de conductividad hidráulica del suelo en parcelas de plantaciones de café

(57.1 cm h⁻¹ en el norte y 29.4 cm h⁻¹ en el sur) que en aquellas que se realizaron en bosques secundarios (124.6 cm h⁻¹ en el norte y 65.0 cm h⁻¹ en el sur). Sin embargo, los autores le atribuyeron al bajo contenido de arcilla en el bosque secundario como uno de los factores que explica la elevada conductividad hidráulica registrada en dicho ecosistema. Los valores elevados de desviación estándar de esta variable en los cuatro tipos de uso de suelo indica la gran variabilidad que tiene esta propiedad del suelo de por sí, coincidiendo con hallazgos obtenidos en otras investigaciones. Por ejemplo, Jačka et al. (2016) evaluó la conductividad hidráulica saturada del suelo en tres sitios diferentes dentro de una microcuenca ubicada en la parte central del Parque Nacional Sumava en República Checa, distribuidos en diferentes altitudes. En el primer sitio (1190 msnm), el rango del coeficiente de variación de la conductividad hidráulica saturada del suelo, obtenido entre las ocho diferentes ecuaciones usadas para su estimación, fue de 100 a 120%, en el segundo (1240 msnm) de 148 a 185% y en el tercero (1270 msnm) de 128 a 163%. Asimismo, en otro estudio realizado también en República Checa, se evaluó la conductividad hidráulica del suelo utilizando tres metodologías de campo, obteniendo coeficientes de variación para dicha variable entre 111% y 182% (Jačka et al., 2014).

La presencia de mayor densidad aparente en AF y C en comparación con ambos tipos de bosque se puede deber a la disminución de materia orgánica por la labranza, ya que esta actividad contribuye a la reducción del carbono orgánico del suelo al desagregar la estructura del suelo, exponiendo así a la materia orgánica al agente de descomposición (Negasa et al., 2017), así como también, la compactación del suelo ocurrida en las labores de cosecha en ambos tipos de LC, ya que por estudios previos se conoce que la reducción de la densidad aparente es un indicador de menor compactación y mayor porosidad del suelo (Arévalo-Gardini et al., 2015). Se observó que AF presentó mayor densidad aparente en comparación con C, lo cual contradice a investigaciones previas donde se

reportaron menores valores de densidad aparente en sistemas agroforestales que en tierras de cultivo (Hailelassie et al., 2005; Abebayehu and Eyassu, 2011; Negasa et al., 2017). Es posible que la mayor cantidad de tiempo que vienen siendo usados los sistemas agroforestales de café (18 a 40 años) en comparación con las tierras de cultivo (< 10 años) como áreas destinadas a la agricultura podría haber causado ese pequeño aumento de esta variable en AF. Por otro lado, BMC mostró la más alta capacidad de campo y punto de marchitez comparado con los suelos de los otros tipos de LC, teniendo resultados similares con Owuor et al. (2018), quienes registraron valores más altos de capacidad de campo y punto de marchitez en bosques nativos que en plantaciones forestales, plantaciones de té, tierras de cultivo y pastizales. Esto debido a que el cultivo reduce la capacidad de retención de agua del suelo por alteración del sistema capilar suelo – poro (Li et al., 2007; Kodešová et al., 2011). Sin embargo, AF fue el que presentó los valores más bajos de capacidad de campo y punto de marchitez, incluso más bajos que en C pudiéndose deber una vez más al mayor tiempo de uso de AF como terreno agrícola en comparación con C, ya que, por estudios previos, después de 50 años de cultivo se detectaron reducciones del contenido de agua a capacidad de campo y punto de marchitez de hasta 38% y 52% respectivamente (Meza-Pérez and Geissert-Kientz, 2006). Sin embargo, BMR también presentó valores de capacidad de campo y punto de marchitez inferiores a C, pero superiores a AF, pudiéndose inferir que debido a que en el pasado los bosques secundarios evaluados fueron en su mayoría sistemas agroforestales, la regeneración natural va recuperando las propiedades de retención de agua conforme avanza el tiempo.

4.4. Componentes hidrológicos

La menor escorrentía superficial (basado en el % que representa de la precipitación) fue registrada en AF, resultado que coincide con los hallazgos de López-Ramírez et al. (2020), quienes reportaron una menor tasa de escorrentía en una microcuenca dominada por café bajo sombra (0.46) seguida de

microcuencas dominadas por bosque secundario joven (0.53), bosque secundario de edad intermedia (0.58), bosque maduro (0.67) y pastizal de alta intensidad (0.69). Si bien la escorrentía superficial en BMC no se diferencia significativamente de BMR ni de AF, presentó una mayor escorrentía superficial anual en comparación con ambos tipos de LC. Esto se puede deber al mayor contenido de arcilla que tiene el suelo en BMC, el cual junto con la baja conductividad hidráulica puede haber contribuido a la reducción de las tasas de infiltración y el aumento de la escorrentía superficial (Tabla 2). Resultados similares a los nuestros, respecto a la escorrentía en AF, fueron reportados por Cannavo et al. (2011), quienes obtuvieron valores de escorrentía superficial anual (% respecto a la lluvia) en un sistema agroforestal de café de 5.6% y 3.3% para dos años consecutivos. Además, la diferencia en la altitud media en la que se encuentran ubicadas las parcelas de estudio de BMC (1661 msnm) en comparación con las de BMR y AF (1424 y 1460 msnm respectivamente) pudo haber sido determinante en el comportamiento de la escorrentía superficial en dichos tipos de LC, ya que como se mencionó en un apartado anterior las tasas de evapotranspiración son más bajas en mayores altitudes debido a una menor demanda atmosférica impulsada por temperaturas más bajas y mayor humedad relativa, lo que reduce las pérdidas de agua por evapotranspiración y aumenta las cantidades de escorrentía (Sáenz et al., 2014; Ramírez et al., 2017). Por otro lado, la mayor escorrentía superficial en C en comparación con ambos tipos de bosque es consistente con los resultados obtenidos por Guzha et al. (2018), quienes encontraron aumentos en la escorrentía superficial a causa de la pérdida de cobertura forestal, siendo esta significativamente mayor en parcelas cultivadas que en parcelas forestales.

Como se menciona en el párrafo anterior, la tasa de evapotranspiración es menor en mayores altitudes, lo que explicaría la menor evapotranspiración anual en BMC en comparación con BMR y AF (Tabla 3). Sin embargo, a pesar de que la media de elevación en donde las parcelas de BMC y C se encuentran

distribuidas no sean distantes (1661 y 1623 msnm respectivamente), el hecho de que difieran significativamente en la evapotranspiración anual se debe principalmente a que los ecosistemas boscosos tienen mayor interceptación de lluvia (Holwerda et al., 2010) comparado con las tierras de cultivo que presentan un menor índice de área foliar, además de raíces poco profundas que causan una evapotranspiración reducida en estos ecosistemas (Foley et al., 2003). Resultados similares al del presente estudio fueron encontrados por Ouyang et al. (2019), quienes reportaron leves diferencias en la evapotranspiración anual del bosque y las tierras agrícolas, siendo el bosque el que presentó mayor evapotranspiración anual entre ambos tipos de LC. La poca profundidad que alcanzan las raíces de los cultivos podría explicar por qué en la estación seca se registra un descenso considerable de la evapotranspiración real en C comparado con los otros tipos de LC (Figura 5), ya que se ha demostrado en estudios realizados en la Amazonía que hasta el 75% de toda el agua extraída durante la estación seca se origina en capas de suelo por debajo de los 2 m, a las que solo los árboles pueden acceder (Nepstad et al., 1994). En el caso de los sistemas agroforestales, estudios previos sugieren que los árboles de sombra usan preferentemente agua de horizontes del suelo más profundos (> 120 cm de profundidad) (Cannavo et al., 2011). Asimismo, la poca diferencia de la evapotranspiración real entre AF y BMR puede atribuirse a la mayor evaporación del suelo que tienen los sistemas agroforestales de café que representa alrededor del 13% de la evapotranspiración total (Holwerda and Meesters, 2019), siendo reducido este componente en los bosques por su dosel denso (Levia et al., 2011). Esto ocasiona que sea contrarrestado su menor interceptación con una mayor evaporación del suelo debido a un área más abierta y sin vegetación, ocasionando que la evapotranspiración sea más alta (López-Ramírez et al., 2020).

AF fue el tipo de cobertura de la tierra que más contribuyó con la recarga de agua subterránea (43% de la precipitación), habiéndose encontrado valores más altos de esta variable para el mismo tipo de

LC en otras investigaciones. En un estudio realizado en Costa Rica, se estimó el drenaje anual obtenido en sistemas agroforestales de café, reportando valores de 56.6% y 56.1% de la precipitación para dos años consecutivos (Cannavo et al., 2011), y en otro realizado en el mismo país, reportaron un drenaje de 54% de la precipitación en este tipo de cobertura de la tierra (Harmand et al., 2007). Una diferencia en la recarga de agua subterránea de 7.6% de la precipitación se registró entre BMR y C, siendo BMR el que mayor aportó a la recarga de agua subterránea entre los dos (Tabla 3), lo cual es consistente con los hallazgos de Ouyang et al. (2019), quienes reportaron una mayor recarga de agua subterránea activa anual en bosque ($110.13 \text{ mm año}^{-1}$) que en tierras agrícolas ($98.17 \text{ mm año}^{-1}$). Sin embargo, al comparar la recarga potencial de agua subterránea en C y BMC, la recarga en C fue 2.3% mayor (% de la precipitación) (Tabla 3). Esto se puede deber a la mayor cantidad de agua que intercepta el bosque por el dosel de los árboles, además de la mayor evapotranspiración que alcanza debido a sus raíces más profundas que le permiten captar agua de horizontes más profundos del suelo, sin dejar de mencionar que presentó mayor contenido de arcilla y menor conductividad hidráulica que los otros tipos de LC (Tabla 2), provocando que menos agua percole hasta el acuífero. Asimismo, en un estudio previo realizado en bosques montanos de Brasil se calculó la recarga potencial del agua subterránea para dos años consecutivos a través de un balance de agua, obteniendo valores más bajos que los nuestros de hasta 403.8 mm (18.0% de la precipitación) y 710.5 mm (25.8% de la precipitación) para dos años consecutivos (Mello et al., 2019).

4.5. Relación entre la estructura de la vegetación y los componentes hidrológicos

La correlación positiva de la altura promedio de árboles, área basal y densidad de árboles de la DC1, densidad de árboles de la DC2 y cobertura del dosel con la evapotranspiración real anual, indicaría que los árboles más delgados y relativamente más bajos tienen mayor influencia en la evapotranspiración real que los más gruesos y altos, cuya tala disminuiría considerablemente la

cantidad de agua que retornaría a la atmósfera. Algunos estudios previos confirman este efecto, por ejemplo, Kolb et al. (2009) reportaron que la reducción del 35% del área basal, mediante el aclareo de árboles de un bosque de pino Ponderosa en el norte de Arizona redujo la evapotranspiración en un 15 a 17%, mientras que en otro estudio, la reducción del 22% de la cobertura de dosel y el 48% del área basal debido al aclareo del 50% de los árboles existentes en una parcela de bosque de cipreses japoneses disminuyó la transpiración anual en un 38% (Sun et al., 2014). Se registró además una relación negativa de la cobertura del suelo con la evapotranspiración, debido básicamente a la gran diferencia en la cantidad de agua que evapotranspira un área cubierta de árboles comparada con un área cubierta de herbáceas. La primera es mucho mayor, ya que una cantidad importante de agua de lluvia queda retenida en el follaje favoreciendo de esta manera la evapotranspiración, mientras que en la segunda, el agua de lluvia llega más rápido al suelo pudiéndose infiltrar o transformarse en escorrentía superficial.

Se obtuvo una relación negativa de la escorrentía superficial con la densidad de árboles de la DC2, pudiéndose deber a que la densidad de árboles estimula la interceptación de la lluvia y la evapotranspiración, lo cual provoca la reducción de la cantidad de agua que llega al suelo (Cruz-García et al., 2020), principalmente porque los doseles de los árboles grandes y gruesos están más expuestos a la precipitación por su mayor altura. Además, se conoce por estudios previos que los árboles de corteza gruesa tienen más capacidad de almacenamiento de interceptación de lluvia que los de corteza delgada (Levia and Frost, 2003; Levia and Germer, 2015), por lo tanto, menos cantidad de agua llegaría al suelo por escurrimiento cortical en árboles más gruesos. Asimismo, se obtuvo una relación positiva con la cobertura del suelo, lo cual coincide con los hallazgos de Zhang et al. (2020) quienes evaluaron el volumen de escorrentía generada en cinco tipos de coberturas del suelo (herbáceas) después de siete días de exposición a lluvia artificial, observándose que, a partir del cuarto

día hacia adelante, cuatro de las cinco coberturas del suelo evaluadas generaron más escorrentía superficial que una parcela de suelo desnudo.

Por otro lado, se registró una correlación positiva del diámetro promedio de tronco de la DC1 con la recarga potencial del agua subterránea, esto se puede deber a que como el escurrimiento cortical en árboles pequeños es mucho mayor (Siegert and Levia, 2014; Chen et al., 2019; Nívar et al., 1999; Germer et al., 2010), el agua llega de forma controlada al suelo acumulándose en la base de estos facilitando la infiltración, ya que según estudios previos, se concluyó que la recarga del agua subterránea estaba influenciada por el escurrimiento cortical (Taniguchi et al., 1996; Tanaka et al., 1996). Asimismo, no se evidenció una relación significativa entre la densidad de árboles de la DC1 con la recarga potencial de agua subterránea (Tabla 4), coincidiendo con los resultados de un estudio previo realizado en un sistema agroforestal de café en Costa Rica, en la cual no se halló relación alguna entre la infiltrabilidad y la densidad de árboles de sombra (Benegas et al., 2014). Otros estudios aseguran que la recarga de agua subterránea puede maximizarse con densidades intermedias de árboles (referido a la distancia entre árboles) en tierras degradadas, alcanzando un máximo de 16% de la lluvia anual cuando la distancia entre árboles es menor y cantidades insignificantes (1.3% de la lluvia anual) cuando hay mayor distancia entre estos, obteniendo una relación lineal inversa entre el drenaje y la distancia al tallo del árbol más cercano (Ilstedt et al., 2016). Resultados semejantes fueron reportados por Benegas et al. (2014) quienes obtuvieron tasas de infiltrabilidad significativamente mayores en sitios cercanos a árboles (146 mm h^{-1}) que en sitios de pastos abiertos (47 mm h^{-1}). Esto debido a que con una cobertura arbórea baja o intermedia, cada árbol nuevo puede mejorar las propiedades hidráulicas del suelo teniendo ganancias hidrológicas que pueden ser proporcionalmente más altas que las pérdidas adicionales por una mayor interceptación y transpiración. Sin embargo, parece haber un límite superior donde la cobertura de árboles más densa conduce nuevamente a

reducciones en la recarga de agua subterránea, aparentemente cuando las ganancias hidrológicas de la infiltración son superadas por las pérdidas de transpiración e interceptación (Ellison et al., 2017), lo cual respaldaría la inexistencia de una relación entre la densidad de árboles de la DC1 con la recarga de agua subterránea, sugiriéndose que se continúe llevando a cabo más investigaciones al respecto específicamente en bosques y sistemas agroforestales de café en los trópicos húmedos.

5. Conclusiones

La estructura de la vegetación cambió considerablemente siguiendo una gradiente de cambio de cobertura de la tierra de bosque maduro a tierras de cultivo. Las variables que registraron un mayor cambio fueron la cobertura de dosel, el área basal y la densidad de árboles de las dos clases diamétricas evaluadas. En las propiedades del suelo no se observó esta gradiente, sin embargo, se registraron valores de capacidad de campo, punto de marchitez, contenido de limo y arcilla más altos en el bosque maduro, mientras que el contenido de arena, densidad aparente y la conductividad hidráulica saturada del suelo fueron más altos en los sistemas agroforestales de café y en el bosque secundario en regeneración natural.

La evapotranspiración real anual promedio en el bosque secundario en regeneración fue la mayor comparada con los otros tipos de cobertura de la tierra evaluados. Las tierras de cultivo registraron la mayor generación de escorrentía superficial anual promedio, mientras que en los sistemas agroforestales de café se registró la menor generación de escorrentía anual, respecto a la precipitación. La mayor recarga de agua subterránea anual se registró en los sistemas agroforestales de café, siendo estadísticamente similar que en el bosque secundario en regeneración natural.

Se obtuvo una relación significativa de la evapotranspiración real con las variables altura promedio de árboles, área basal y densidad de árboles de la clase diamétrica 1, densidad de árboles de la clase

diamétrica 2, la cobertura de dosel y la cobertura del suelo. La escorrentía superficial se relacionó significativamente con la variable cobertura del suelo y la densidad de árboles de la clase diamétrica 2, mientras que la recarga de agua subterránea sólo se relacionó significativamente con el diámetro promedio de tronco de la clase diamétrica 1. Estos hallazgos resaltan el potencial que tienen los sistemas agroforestales de café y los bosques secundarios en regeneración natural en el suministro y regulación de agua como servicio ecosistémico, siendo los beneficios hídricos que ofrecen estos tipos de cobertura de la tierra mejores al de un bosque maduro. Por otro lado, resalta el efecto negativo de la conversión de bosques a tierras de cultivo. Finalmente, en base a los resultados se puede inferir que los árboles más gruesos y altos tienen mayor relación con la escorrentía superficial, cuya reducción podría incrementar la generación de la misma, mientras que los árboles más delgados y relativamente más cortos, intervendrían en mayor medida con la recarga de agua subterránea.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Universidad Científica del Sur como parte de dos concursos de fondos internos: Concurso de Fondos de Proyectos de Tesis 2018-2 y Concurso de Proyectos de Investigación para Docentes “Fondo Semilla 2019-2”. Agradecemos a los agricultores de la Microcuenca Toro por permitirnos el acceso a sus terrenos para realizar la etapa de muestreo, así como su hospitalidad durante todo el estudio. También queremos agradecer a Walescka Cachay por su apoyo en el muestreo de la vegetación, a Fausto Corsino y Adaia Alegre por su apoyo en el muestreo de suelos y a los estudiantes de la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Científica del Sur por su apoyo en el trabajo de campo.

Conflicto de intereses

Los autores no tienen ningún conflicto de intereses que declarar.

Contribuciones de los autores

José André Noriega-Puglisevich: Conceptualización; curación de datos; análisis formal; investigación; metodología; software; visualización; recursos. Karen Eckhardt: Conceptualización; curación de datos; análisis formal; metodología; visualización; recursos; supervisión.

Declaración de disponibilidad de datos

Los conjuntos de datos utilizados y/o analizados están disponibles a través del autor de correspondencia previa solicitud razonable.

ORCID

José André Noriega-Puglisevich, <https://orcid.org/0000-0003-4510-7314>

Karen Eckhardt, <https://orcid.org/0000-0001-6165-6597>

Referencias

Abebayehu, A., & Eyassu, E. (2011). Soil nutrient stock evaluation under different land use types in the smallholder farming systems of Jimma Zone, Ethiopia. *International Journal of Agricultural Research*, 6, 707–713. doi:10.3923/ijar.2011.707.713.

Aguilera, J., Motavalli, P., Valdivia, C., & Gonzales, M.A. (2013). Impacts of cultivation and fallow length on soil carbon and nitrogen availability in the Bolivian Andean Highland region. *Mountain Research and Development*, 33, 391–403. Retrived from www.jstor.org/stable/mounresedeve.33.4.391.

Arévalo-Gardini, E., Canto, M., Alegre, J., Loli, O., & Julca, A. (2015). Changes in Soil Physical and Chemical Properties in Long Term Improved Natural and Traditional Agroforestry Management

- Systems of Cacao Genotypes in Peruvian Amazon. *PLoS One*, *10*, e0136784. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0136784>.
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., & Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forest of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, *11*, 693-705. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>.
- Aybar, C., Lavado-Casimiro, W., Huerta, A., Fernández, C., Vega, F., Sabino, E., & Felipe-Obando, O. (2017). Uso del Producto Grillado “PISCO” de precipitación en Estudios, Investigaciones y Sistemas Operacionales de Monitoreo y Pronóstico Hidrometeorológico. Nota Técnica 001 SENAMHI-DHI-2017. Retrieved from <https://repositorio.senamhi.gob.pe/handle/20.500.12542/260>.
- Aybar, C., Fernández, C., Huerta, A., Lavado, W., Vega, F., & Felipe-Obando, O. (2019). Construction of a high-resolution gridded rainfall dataset for Peru from 1981 to the present day. *Hydrological Sciences Journal*, *65*, 770–785. <http://doi.org/10.1080/02626667.2019.1649411>.
- Benegas, L., Ilstedt, U., Roupsard, O., Jones, J., & Malmer, A. (2014). Effects of trees on infiltrability and preferential flow in two contrasting agroecosystems in Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *183*, 185–196. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.027>.
- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995). Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Journal of the Royal Statistical Society*, *57*, 289-300. <http://www.jstor.org/stable/2346101>.
- Bondeau, A., Smith, P.C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M., & Smith, B. (2007). Modelling the role of agriculture for

- the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, 13, 679-706.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01305.x>.
- Bruijnzeel, L.A. (2001). Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. *Land Use and Water Resources Research*, 1, 1.1–1.18. doi:10.22004/ag.econ.47849.
- Bruijnzeel, L.A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 185–228.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>.
- Bruijnzeel, L.A. (2005). Tropical montane cloud forest: a unique hydrological case. In: Bonell, M., Bruijnzeel, L.A. (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management* (pp. 462–489). Cambridge, UK: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511535666.024.
- Bruijnzeel, L. A., Mulligan, M., & Scatena, F. S. (2011). Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes*, 25, 465–498.
<https://doi.org/10.1002/hyp.7974>.
- Cannavo, P., Sansoulet, J., Harmand, J. M., Siles, P., Dreyer, E., & Vaast, P. (2011). Agroforestry associating coffee and *Inga densiflora* results in complementarity for water uptake and decreases deep drainage in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, 1–13.
<http://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.005>.
- Chen, S., Cao, R., Yoshitake, S., & Ohtsuka, T. (2019). Stemflow hydrology and DOM flux in relation to tree size and rainfall event characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology*, 279, 107753. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107753>.

- Chhabra, A., Geist, H., Houghton, R.A., Haberl, H., Braimoh, A.K., Vlek, P., Patz, J., Xu, J.C., Ramankutty, N., Coomes, O., & Lambin, E. F. (2006). Multiple impacts of land use/cover change. In: Lambienm E.F., Geist, H.J. (Eds.), *Land-use and Land-cover Change: Local Processes and Global Impacts* (pp. 71–116). Berlin, Germany: Springer. https://doi.org/10.1007/3-540-32202-7_4.
- Clark, D.B., Hurtado, J., & Saatchi, S.S. (2015). Tropical rain forest structure, tree growth and dynamics along a 2700-m elevational transect in Costa Rica. *PLoS One*, *10*, e0122905. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0122905>.
- Connolly, R.D. (1998). Modelling effects of soil structure on the water balance of soil-crop systems: A review. *Soil and Tillage Research*, *48*, 1-19. Retrieved from <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=NL1998005657>.
- Cruz-Garcia, F., González, J.C.M., Tecle, A., Wehenkel, C., & Perez-Verdin, G. (2020). Effects of stand variables on stemflow and surface runoff in pine-oak forests in Northern Mexico. *PLoS One*, *15*, 1–16, e0235320. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0235320>.
- de Souza, A.L.T.D., Fonseca, D.G., Libório, R.A., & Tanaka, M.O. (2013). Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, *298*, 12–18. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>.
- Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., & Neill, C. (2015). Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *4*, 108–122. <http://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>.

- Ekhuemelo, D. (2016). Importance of forest and trees in sustaining water supply and rainfall. *Nigeria Journal of Education, Health and Technology Research*, 8, 273-280. Retrieved from <https://oer.uam.edu.ng/read/importance-of-forest-and-trees-in-sustainable-water-supply-and-rainfall?rdr=1>.
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., van Noordwijk, M., Creed, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Bargaés Tobella, A., Ilstedt, U., Teuling, A.J., Gebreyohannis Gebrehiwot, S., Sands D.C., Muys, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y., & Sullivan, C.A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51–61. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>.
- Emck, P. (2007). A climatology of south Ecuador-with special focus on the major Andean ridge as Atlantic-Pacific climate divide (Ph.D. Thesis). Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg (FAU), Naturwissenschaftliche Fakultät.
- Fiquepron, J., García, S., & Stenger, A. (2013). Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of water supply sector. *Journal of Environmental Management*, 126, 113–121. <https://doi.org/doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.002>.
- Foley, J.A., Costa, M.H., Delire, C., Ramankutty, N., & Snyder, P. (2003). Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 38–44. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0038:GSHTEC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0038:GSHTEC]2.0.CO;2).
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., & Snyder, P.K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574. doi:10.1126/science.1111772.

Food and Agriculture Organization. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO: Riego y drenaje 56. Retrieved from <http://www.fao.org/3/x0490s/x0490s00.htm>.

Food and Agriculture Organization. (2015). Testing fields methods for assessing the forest protective function for soil and water. Forest Resources Assessment Working Paper No. 185. <http://www.fao.org/documents/card/es/c/9f08bf8f-27f5-4207-bb58-b6a08948b4d4/>.

Foxx, T.S., Tierney, G.D., & Williams, J.M. (1984). Rooting depths of plants relative to biological and environmental factors (LA-10254-MS). <https://doi.org/10.2172/6215530>.

Germer, S., Werther, L., & Elsenbeer, H. (2010). Have we underestimated stemflow? Lessons from an open tropical rainforest. *Journal of Hydrology*, 395, 169–79. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.022>.

Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., Clayton, M.K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J.A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 16732–16737. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.0910275107>.

Gomez-Peralta, D., Oberbauer, S.F., McClain, M.E., & Philippi, T.E. (2008). Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru. *Forest Ecology and Management*, 255, 1315–1325. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.058>.

Gonzalez, P., Kroll, B., & Vargas, C.R. (2014). Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. *Forest Ecology and Management*, 312, 78-91. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.019>.

- Gusli, S., Sumeni, S., Sabodin, R., Muqfi, I.H., Nur, M., Hairiah, K., Useng, D., & van Noordwijk, M. (2020). Soil organic matter, mitigation of and adaptation to climate change in cocoa-based agroforestry systems. *Land*, *9*, 323. <http://doi.org/10.3390/LAND9090323>.
- Guzha, A.C., Rufino, M.C., Okoth, S., Jacobs, S., & Nóbrega, R.L.B. (2018). Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *15*, 49–67. <http://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>.
- Hailelassie, A., Priess, J., Veldkamp, E., Teketay, D., & Lesschen, J.P. (2005). Assessment of soil nutrient depletion and its spatial variability on smallholders' mixed farming systems in Ethiopia using partial versus full nutrient balances. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *108*, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.010>.
- Harmand, J.M., Avila, H., Dambrine, E., Skiba, U., De Miguel, S., Renderos Duran, R.V., Oliver, R., Jimenez, F., & Beer, J. (2007). Nitrogen dynamics and soil nitrate retention in a Coffea arabica–Eucalyptus deglupta agroforestry system in Southern Costa Rica. *Biogeochemistry*, *85*, 125–139. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9120-4>.
- Hayhoe, S.J., Neill, C., Porder, S., McHorney, R., Lefebvre, P., Coe, M.T., Elsenbeer, H., & Krusche, A.V. (2011). Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Global Change Biology*, *17*, 1821–1833. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x>.
- Holwerda, F., Bruijnzeel, L.A., Muñoz-Villers, L.E., Equihua, M., & Asbjornsen, H. (2010). Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montane cloud forests of central Veracruz, Mexico. *Journal of Hydrology*, *384*, 84–96. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.01.012.

- Holwerda, F., & Meesters, A.G.C.A. (2019). Soil evaporation in a shaded coffee plantation derived from eddy covariance measurements. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *124*, 1472–1490. <https://doi.org/10.1029/2018JG004911>.
- Huerta, A., Aybar, C., Lavado-Casimiro, W. (2018). PISCO temperatura v.1.1. SENAMHI-DHI-2018. Retrieved from http://iridl.ldeo.columbia.edu/documentation/.pisco/.PISCOt_report.pdf.
- Ilstedt, U., Bargués Tobella, A., Bazié, H. R., Bayala, J., Verbeeten, E., Nyberg, G., Sanou, J., Benegas, L., Murdiyarso, D., Laudon, H., Sheil, D., & Malmer, A. (2016). Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. *Scientific Reports*, *6*, 1–12. <http://doi.org/10.1038/srep21930>.
- Jačka, L., Pavlásek, J., Kuráž, V., & Pech, P. (2014). A comparison of three measuring methods for estimating the saturated hydraulic conductivity in the shallow subsurface layer of mountain podzols. *Geoderma*, *219–220*, 82–88. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.027>.
- Jačka, L., Pavlásek, J., Pech, P., & Kuráž, V. (2016). Assessment of evaluation methods using infiltration data measured in heterogeneous mountain soils. *Geoderma*, *276*, 74–83. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.023>.
- Jensen, M. (1993). Soil conditions, vegetation structure and biomass of a Javanese homegarden. *Agroforestry Systems*, *24*, 171–186. <http://doi.org/10.1007/BF00706890>.
- Junker, M. (2005). Método RAS para determinar la Recarga de Agua Subterránea. San Salvador, El Salvador: Forgaes.
- Karmalkar, A.V., Bradley, R.S., & Diaz, H.F. (2008). Climate change scenario for Costa Rican montane forests. *Geophysical Research Letters*, *35*, L11702. <https://doi.org/10.1029/2008GL033940>.

- Kappelle, M. (2004). Tropical Montane Forests. *Encyclopedia of Forest Sciences*, 4, 1782–1793.
<http://doi.org/10.1016/b0-12-145160-7/00175-7>.
- Kassa, H., Dondeyne, S., Poesen, J., Frankl, A., & Nyssen, J. (2017). Impact of deforestation on soil fertility, soil carbon and nitrogen stocks: the case of the Gacheb catchment in the White Nile Basin, Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 247, 273–282.
<http://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.034>.
- Kodešová, R., Jirků, V., Kodeš, V., Mühlhansellová, M., Nikodem, A., & Žigová, A. (2011). Soil structure and soil hydraulic properties of Haplic Luvisol used as arable land and grassland. *Soil and Tillage Research*, 111, 154–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.09.007>.
- Kolb, T.E., Breshears, D., & Flikkema, P. (2009). Impacts of Forest Thinning on Water Balance. Final Report. Arizona Water Institute, AWI-08-23, USA.
- La Torre-Cuadros, M.D.L.Á., Herrando-Pérez, S., & Young, K.R. (2007). Diversity and structural patterns for tropical montane and premontane forests of central Peru, with an assessment of the use of higher-taxon surrogacy. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2965–2988.
<http://doi.org/10.1007/s10531-007-9155-9>.
- Lemma, B., Kleja, D.B., Nilsson, I., & Olsson, M. (2006). Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. *Geoderma*, 136, 886–898.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.06.008>.
- Levia, D. F., & Frost, E. E. (2003). A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *Journal of Hydrology*, 274, 1–29. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00399-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00399-2).

- Levia, D.F, Carlyle-Moses, D., & Tanaka, T. (2011). Forest hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, USA. doi:10.1007/978-94-007-1363-5.
- Levia, D.F., & Germer, S. (2015). A review of stemflow generation dynamics and stemflow-environment interactions in forests and shrublands. *Reviews of Geophysics*, 53, 673–714. <https://doi.org/10.1002/2015RG000479>.
- Li, X.G., Li, F.M., Zed, R., Zhan, Z.Y., & Singh, B. (2007). Soil physical properties and their relations to organic carbon pools as affected by land use in an alpine pastureland. *Geoderma*, 139, 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.006>.
- López-Gómez, A.M., Williams-Linera, G., & Manson, R.H. (2008). Tree species diversity and vegetation structure in shade coffee farms in Veracruz, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 124, 160–172. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.008>.
- López-Ramírez, S.M., Sáenz, L., Mayer, A., Muñoz-Villers, L.E., Asbjornsen, H., Berry, Z.C., Looker, N., Manson, R., & Gómez Aguilar, L.R. (2020). Land use change effects on catchment streamflow response in a humid tropical montane cloud forest region, central Veracruz, Mexico. *Hydrological Processes*, 34, 3555–3570. <http://doi.org/10.1002/hyp.13800>.
- Marín-Castro, B.E., Geissert, D., Negrete-Yankelevich, S., & Gómez-Tagle Chávez, A. (2016). Spatial distribution of hydraulic conductivity in soils of secondary tropical montane cloud forests and shade coffee agroecosystems. *Geoderma*, 283, 57–67. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.002>.

- Mello, C.R., Ávila, L.F., Lin, H., Terra, M.C.N.S., & Chappell, N.A. (2019). Water balance in a neotropical forest catchment of southeastern Brazil. *Catena*, *173*, 9–21. <http://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.046>.
- Meza-Pérez, E., & Geissert-Kientz, D. (2006). Estabilidad de estructura en andisoles de uso forestal y cultivados. *Terra Latinoamericana*, *24*, 163-170. Retrieved from <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57311108002>.
- Ministerio del Ambiente de Perú. (2019). Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú: Memoria descriptiva. Retrieved from <https://sinia.minam.gob.pe/mapas/mapa-nacional-ecosistemas-peru>.
- Muñoz-Villers, L.E., & McDonnell, J.J. (2013). Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. *Hydrology and Earth System Sciences*, *17*, 3543–3560. <https://doi.org/10.5194/hess-17-3543-2013>.
- Muñoz-Villers, L.E., Geris, J., Alvarado-Barrientos, M.S., Holwerda, F., & Dawson, T. (2020). Coffee and shade trees show complementary use of soil water in a traditional agroforestry ecosystem. *Hydrology and Earth System Sciences*, *24*, 1649–1668. <https://doi.org/10.5194/hess-24-1649-2020>.
- Návar, J., Charles, F., & Jurado, E. (1999). Spatial variations of interception loss components by Tamaulipan thornscrub in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, *124*, 231–239. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00077-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00077-8).
- Nepstad, D.C., de Carvalho, C.R., Davidson, E.A., Jipp, P.H., Lefebvre, P.A., Negreiros, G.H., da Silva, E.D., Stone, T.A., Trumbore, S.E., & Vieira, S. (1994). The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature*, *372*, 666-669. <http://doi.org/10.1038/372666a0>.

- Negasa, T., Ketema, H., Legesse, A., Sisay, M., & Temesgen, H. (2017). Variation in soil properties under different land use types managed by smallholder farmers along the toposequence in southern Ethiopia. *Geoderma*, 290, 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.021>.
- Nsabimana, D., Klemendtsen, L., Kaplin, B.A., & Wallin, G. (2008). Soil carbon and nutrient accumulation under forest plantations in southern Rwanda. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2, 142–149. <https://doi.org/10.5897/AJEST.9000098>.
- Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales de Perú. (1981). Mapa de Suelos del Perú. Retrieved from <https://www.geogpsperu.com/2015/10/mapa-de-suelos-onern.html>.
- Ong, C.K., Wilson, J., Deans, J.D., Mulayta, J., Raussen, T., & Wajja-Musukwe, N. (2002). Tree–crop interactions: manipulation of water use and root function. *Agricultural Water Management*, 53, 171-186. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(01\)00163-9](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(01)00163-9).
- Ouyang, Y., Jin, W., Grace, J.M., Obalum, S.E., Zipperer, W.C., & Huang, X. (2019). Estimating impact of forest land on groundwater recharge in a humid subtropical watershed of the Lower Mississippi River Alluvial Valley. *Journal of Hidrology: Regional Studies*, 26, 100631. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100631>.
- Owuor, S. O., Butterbach-Bahl, K., Guzha, A. C., Jacobs, S., Merbold, L., Rufino, M. C., Pelster, D.E., Días-Pinés, E., & Breuer, L. (2018). Conversion of natural forest results in a significant degradation of soil hydraulic properties in the highlands of Kenya. *Soil and Tillage Research*, 176, 36–44. <http://doi.org/10.1016/j.still.2017.10.003>.
- Price, M. F., Gratzner, G., Duguma, L. A., Kohler, T., Maselli, D., & Romeo, R. (Eds.). (2011). Mountain Forests in a Changing World Mountain Forests in a Changing World Realizing values, addressing challenges. Rome, Italy: Published by FAO/MPS and SDC. Retrieved from

http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/mountain_partnership/docs/FAO_Mountain-Forests-in-a-Changing-World.pdf.

Ramírez, B.H., Teuling, A.J., Ganzeveld, L., Hegger, Z., & Leemans, R. (2017). Tropical Montane Cloud Forests: Hydrometeorological variability in three neighbouring catchments with different forest cover. *Journal of Hydrology*, 552, 151–167. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.023>.

Rapp, J.M., & Silman, M.R., (2012). Diurnal, seasonal, and altitudinal trends in microclimate across a tropical montane cloud forest. *Climate Research*, 55, 17–32. <http://dx.doi.org/10.3354/cr01127>.

Reatto, A., Bruand, A., Silva, E.M., Martins, E.S., & Brossard, M. (2007). Hydraulic properties of the diagnostic horizon of Latosols of a regional toposequence across the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 139, 51–59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.01.003>.

Richards, P.W. (1996). *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*, second ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Rutten, G., Ensslin, A., Hemp, A., & Fischer, M. (2015). Vertical and horizontal vegetation structure across natural and modified habitat types at Mount Kilimanjaro. *PLoS One*, 10, 1–15. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0138822>.

Sáenz, L., Mulligan, M., Arjona, F., & Gutierrez, T. (2014). The role of cloud forest restoration on energy security. *Ecosystem Services*, 9, 180–190. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.012>.

Saxton, K.E., & Rawls, W.J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1569-1578. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>.

- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Stonestrom, D.A., Prudic, D.E., & Dennehy, K.F. (2005). Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology*, *11*, 1577-1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>.
- Schawe, M., Gerold, G., & Bach, K. (2011). Hydrometeorological patterns in relation to montane forest types along an elevational gradient in the Yungas of Bolivia. In: Bruijnzeel, L.A. (Ed.), *Tropical Montane Cloud Forests*, International Hydrology Series (pp. 199–207). Cambridge, UK: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511778384.022.
- Schosinsky, G. (2006). Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos. *Revista Geológica de América Central*, *34-35*, 13-30. doi:10.15517/RGAC.V0I34-35.4223.
- Schosinsky, G., & Losilla, M. (2000). Modelo analítico para determinar la infiltración con base en la lluvia mensual. *Revista Geológica de América Central*, *23*, 43-55. doi:10.15517/RGAC.V0I23.8579.
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado del Perú. (2014). Santuario Nacional Pampa Hermosa: Diagnóstico Plan Maestro 2012–2017. Retrieved from <https://old.sernanp.gob.pe/sernanp/bplanesmaestros.jsp>.
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2015). Generación de una base de datos de evapotranspiración grillada y de alta resolución a nivel nacional (1981-2014). Retrieved from <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/1906>.
- Shawul, A.A., Chakma, S., & Melesse, A.M. (2019). The response of water balance components to land cover change based on hydrologic modeling and partial least squares regression (PLSR)

- analysis in the Upper Awash Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 26, 100640. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100640>.
- Siegert, C.M., & Levia, D.F. (2014). Seasonal and meteorological effects on differential stemflow funneling ratios for two deciduous tree species. *Journal of Hydrology*, 519, 446–454. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.038>.
- Siles, P., Vaast, P., Dreyer, D., & Harmand, J.M. (2010). Rainfall partitioning into throughfall, stemflow and interception loss in a coffee (*Coffea arabica* L.) monoculture compared to an agroforestry system with *Inga densiflora*. *Journal of Hydrology*, 395, 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.005>.
- Sun, X., Onda, Y., Otsuki, K., Kato, H., Hirata, A., & Gomi, T. (2014). The effect of strip thinning on tree transpiration in a Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endl.) plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197, 123-135. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.06.011>.
- Tanaka, T., Taniguchi, M., & Tsujimura, M. (1996). Significance of stemflow in groundwater recharge. 2: A cylindrical infiltration model for evaluating the stemflow contribution to groundwater recharge. *Hydrological Processes*, 10, 81–88. doi:10.1002/(SICI)1099-1085(199601)10:1<81::AID-HYP302>3.0.CO;2-M.
- Taniguchi, M., Tsujimura, M., & Tanaka, T. (1996). Significance of stemflow in groundwater recharge. 1: Evaluation of the stemflow contribution to recharge using a mass balance approach. *Hydrological Processes*, 10, 71–80. doi:10.1002/(SICI)1099-1085(199601)10:1<71::AID-HYP301>3.0.CO;2-Q.

- Van Kanten, R., & Vaast, P. (2006). Transpiration of arabica coffee and associated shade tree species in sub-optimal, low-altitude conditions of Costa Rica. *Agroforestry Systems*, *67*, 187–202. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-3744-y>.
- van Noordwijk, M., Lawson, G., Hairiah, K., & Wilson, J. (2015). Root distribution of trees and crops: competition and/or complementarity. In: Ong, C.K., Black, C.R., Wilson, J. (Eds.), *Tree-Crop Interactions: Agroforestry in a Changing Climate*, second ed. (pp. 221–257). Wallingford, UK: CAB International. <https://doi.org/10.1079/9781780645117.0221>.
- Veneklaas, E.J., & Van Ek, R. (1990). Rainfall interception in two tropical montane rain forests, Colombia. *Hydrological Processes*, *4*, 311–326. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360040403>.
- Vis, M. (1986). Interception, drop size distributions and rainfall kinetic energy in four Colombian forest ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms*, *11*, 591–603. <https://doi.org/10.1002/esp.3290110603>.
- Walkley, A., & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, *37*, 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>.
- Wei, Y., Li, M., Chen, H., Lewis, B.J., Yu, D., Zhou, L., Zhou, W., Fang, X., Zhao, W., & Dai, L. (2013). Variation in carbon storage and its distribution by stand age and forest type in boreal and temperate forests in northeastern China. *PloS One*, *8*, 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072201>.
- Worku, G., Bantider, A., & Temesgen, H. (2014). Effects of land use/land cover change on some soil physical and chemical properties in Ameleke micro-watershed Gedeo and Borena Zones, South

- Ethiopia. *Journal of Environment and Earth Science*, 4, 13–24. Retrieved from <https://www.iiste.org/Journals/index.php/JEES/article/view/13986>.
- Yang, B., Meng, X., Zhu, X., Zakari, S., Singh, A.K., Bibi, F., Mei, N., Song, L., & Liu, W. (2021). Coffee performs better than amomum as a candidate in the rubber agroforestry system: Insights from water relations. *Agricultural Water Management*, 244, 106593. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106593>.
- Yeshaneh, G.T. (2015). Assessment of micronutrient status in different land use soils in Maybar Lake watershed of Albuko District, South Wello Zone, North Ethiopia. *American Journal of Environmental Protection*, 3, 30–36. doi:10.12691/env-3-1-4.
- Yimer, F., Ledin, S., & Abdu, A. (2007). Changes in soil organic carbon and total nitrogen contents in three adjacent land use types in the Bale Mountains: south-eastern highlands of Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 242, 337–342. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.087>.

Tabla 1. Media y desviación estándar (en paréntesis) de las variables medidas que describen la estructura de la vegetación en los cuatro tipos de cobertura de la tierra: bosque maduro (BMC), bosque secundario en regeneración natural (BMR), sistema agroforestal de café (AF) y tierras de cultivo (C). Valores promedio de las variables de estructura de la vegetación en cada tipo de cobertura de la tierra con letra similar no son significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$).

Tipo de cobertura de la tierra	Cobertura de dosel (%)	Cobertura del suelo (%)	Estructura vertical del dosel (CV altura de árboles)	Clase diamétrica 1 (DC1)*				Clase diamétrica 2 (DC2)**			
				Diámetro de tronco (cm)	Altura de árboles (m)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Densidad de árboles (ind ha ⁻¹)	Diámetro de tronco (cm)	Altura de árboles (m)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Densidad de árboles (ind ha ⁻¹)
BMC (n=12)	96.3 (2.4) a	43.7 (6.7) b	0.65 (0.11) a	10.6 (1.2) b	8.0 (1.3) a	12.4 (3.3) ab	1078 (169) a	55.1 (20.0) a	22.3 (5.0) a	30.2 (15.5) a	116 (45) a
BMR (n=17)	77.4 (7.0) b	44.0 (12.6) b	0.59 (0.12) a	11.6 (2.2) b	9.7 (2.3) a	12.8 (5.6) a	943 (341) a	40.9 (5.9) b	22.9 (4.7) a	9.9 (9.0) b	64 (48) ab
AF (n=15)	57.6 (10.4) c	45.3 (24.0) b	0.49 (0.24) a	16.7 (4.1) a	10.1 (6.6) a	7.9 (4.9) bc	269 (164) b	42.6 (14.3) b	19.8 (9.0) a	5.7 (4.5) b	29 (29) b
C (n=17)	20.4 (19.6) d	76.4 (18.5) a	0.35 (0.31) a	10.5 (4.0) b	4.0 (1.5) b	3.9 (3.3) c	141 (236) b	34.6 (3.0) b	16.7 (2.9) a	1.3 (0.5) b	2 (6) c

* Árboles con $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 30 \text{ cm}$.

** Árboles con $\text{DAP} \geq 30 \text{ cm}$.

Tabla 2. Media y desviación estándar (en paréntesis) de las variables medidas que describen las propiedades del suelo en los cuatro tipos de cobertura de la tierra: Bosque maduro (BMC), bosque secundario en regeneración natural (BMR), sistema agroforestal de café (AF) y tierras de cultivo (C). Valores promedio de las propiedades del suelo en cada tipo de cobertura de la tierra con letra similar no son significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$).

Tipo de cobertura de la tierra	Materia Orgánica (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Capacidad de campo (%)	Punto de marchitez (%)	Densidad aparente (g cm ⁻³)	Conductividad hidráulica saturada del suelo (mm día ⁻¹)
BMC (n=12)	4.7 (2.8) a	28 (6) b	38 (5) a	34 (7) a	33.3 (4.8) a	20.0 (2.8) a	1.20 (0.11) b	211.6 (159.3) a
BMR (n=17)	3.1 (1.9) ab	43 (13) a	32 (7) a	25 (7) b	26.5 (6.7) bc	15.1 (4.2) b	1.33 (0.21) ab	374.0 (237.5) a
AF (n=15)	2.2 (1.5) b	44 (11) a	35 (6) a	21 (7) b	24.6 (7.0) c	14.0 (4.7) b	1.41 (0.16) a	398.7 (266.4) a
C (n=17)	2.2 (1.1) b	37 (8) a	37 (6) a	26 (7) b	30.8 (7.1) ab	17.8 (4.5) ab	1.36 (0.14) a	250.0 (163.2) a

Tabla 3. Cálculo de los componentes del balance hídrico de suelos en los cuatro tipos de cobertura de la tierra: Bosque maduro (BMC), bosque en regeneración (BMR), sistema agroforestal (AF) y tierras de cultivo (C). Los porcentajes son relativos a la precipitación anual. Evapotranspiración real, escorrentía superficial y recarga de agua subterránea (media y desviación estándar en paréntesis). Valores promedio de las componentes del balance hídrico de suelos en cada tipo de cobertura de la tierra con letra similar no son significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$).

Tipo de cobertura de la tierra	Precipitación anual		Interceptación de la lluvia		Evapotranspiración real		Escorrentía superficial		Recarga de agua subterránea	
	mm año ⁻¹	%	mm año ⁻¹	%	mm año ⁻¹	%	mm año ⁻¹	%	mm año ⁻¹	%
BMC (n=12)	2494.7	100	498.9	20	997.3 (20.7)	40.0 (0.8) b	206.6 (194.7)	8.3 (7.8) ab	791.9 (176.6)	31.7 (7.1) c
BMR (n=17)	3142.0	100	377.1	12	1294.2 (13.7)	41.2 (0.4) a	163.7 (219.8)	5.2 (7.0) b	1307.1 (207.1)	41.6 (6.6) ab
AF (n=15)	3142.0	100	377.1	12	1268.7 (24.9)	40.4 (0.8) b	144.3 (247.0)	4.6 (7.9) b	1351.9 (225.2)	43.0 (7.2) a
C (n=17)	3142.0	100	377.1	12	1192.8 (66.7)	38.0 (2.1) c	504.4 (442.6)	16.1 (14.1) a	1067.7 (381.0)	34.0 (12.1) bc

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Spearman (r_s) entre las variables que describen la estructura de la vegetación y los componentes hidrológicos calculados. Los coeficientes con $p < 0.05$ indican una relación significativa entre las variables independientes. DC1 = clase diamétrica 1 (árboles con $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 30 \text{ cm}$); DC2 = clase diamétrica 2 (árboles con $\text{DAP} \geq 30 \text{ cm}$).

Variable	Evapotranspiración real (%)		Escorrentía superficial (%)		Recarga de agua subterránea (%)	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p
Cobertura del dosel (%)	0.44	< 0.001	-0.18	0.164	-0.14	0.275
Cobertura del suelo (%)	-0.43	0.001	0.33	0.010	-0.21	0.102
Estructura vertical del dosel	0.22	0.112	-0.10	0.465	-0.06	0.649
Diámetro de tronco DC1 (cm)	0.19	0.174	-0.25	0.067	0.41	0.002
Altura promedio de árboles DC1 (m)	0.35	0.011	-0.26	0.065	0.21	0.123
Área basal DC1 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	0.43	0.001	-0.18	0.205	-0.01	0.924
Densidad de árboles DC1 (ind ha^{-1})	0.43	0.001	-0.07	0.574	-0.22	0.082
Diámetro de tronco DC2 (cm)	-0.09	0.547	0.04	0.818	-0.24	0.121
Altura promedio de árboles DC2 (m)	0.15	0.351	-0.05	0.735	-0.01	0.944
Área basal DC2 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	0.01	0.953	-0.09	0.568	-0.20	0.191
Densidad de árboles DC2 (ind ha^{-1})	0.46	< 0.001	-0.31	0.014	0.00	0.987

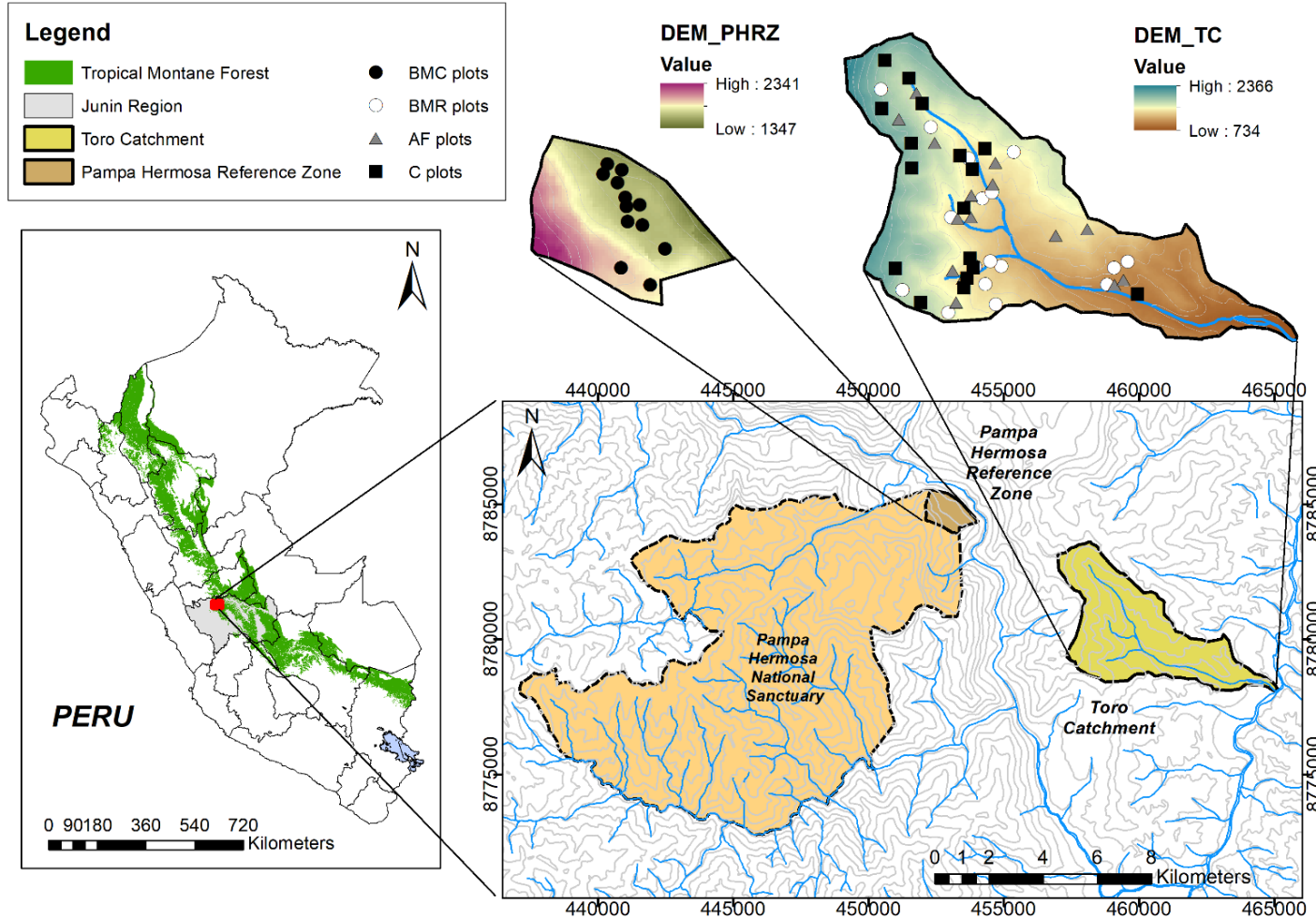


Figura 1. Ubicación del área de estudio y distribución de las parcelas de los cuatro tipos de cobertura de la tierra. BMC = Bosque maduro; BMR = Bosque secundario en regeneración natural; AF = Sistema agroforestal de café; C = Tierras de cultivo.

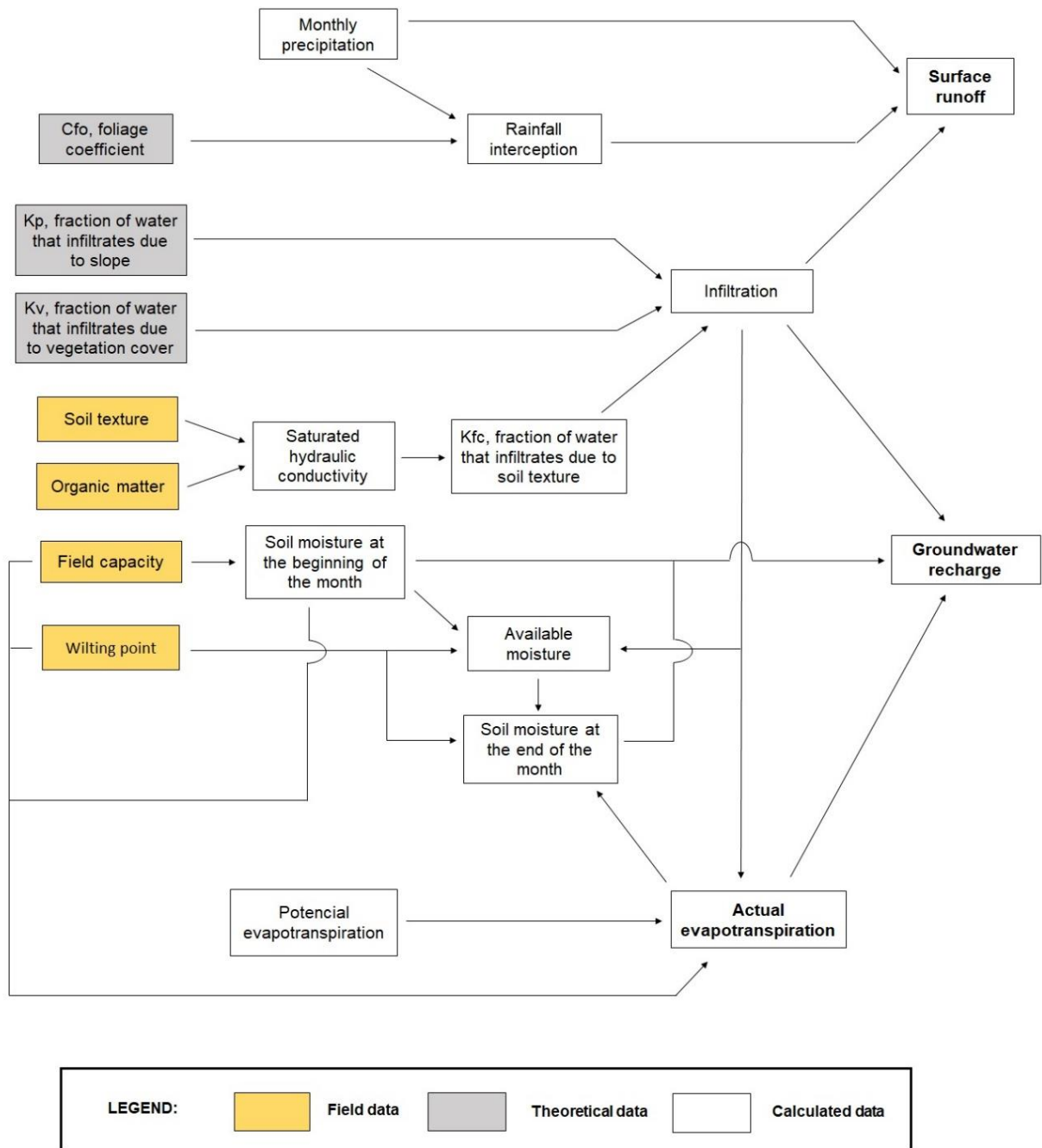


Figura 2. Flujoograma resumido del balance hídrico de suelos realizado.

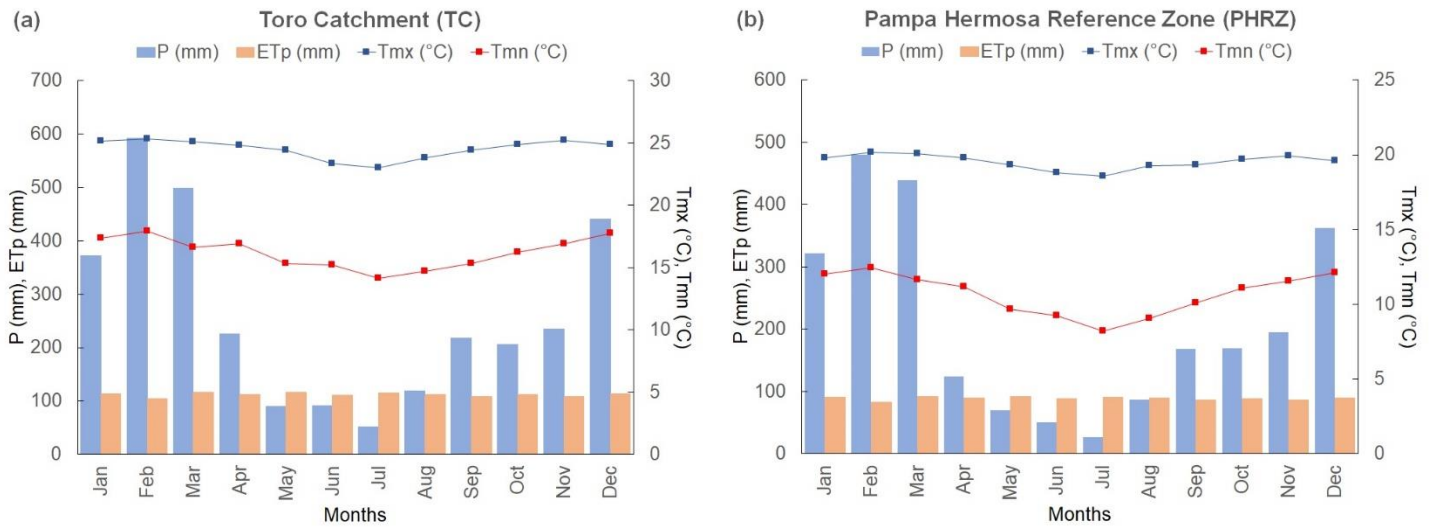


Figura 3. Registro promedio mensual de precipitación (Pp), evapotranspiración potencial (ETp), temperatura mínima (Tmn) y temperatura máxima (Tmx) en (a) TC y (b) PHRZ, de un periodo de 36 años (1981-2016).

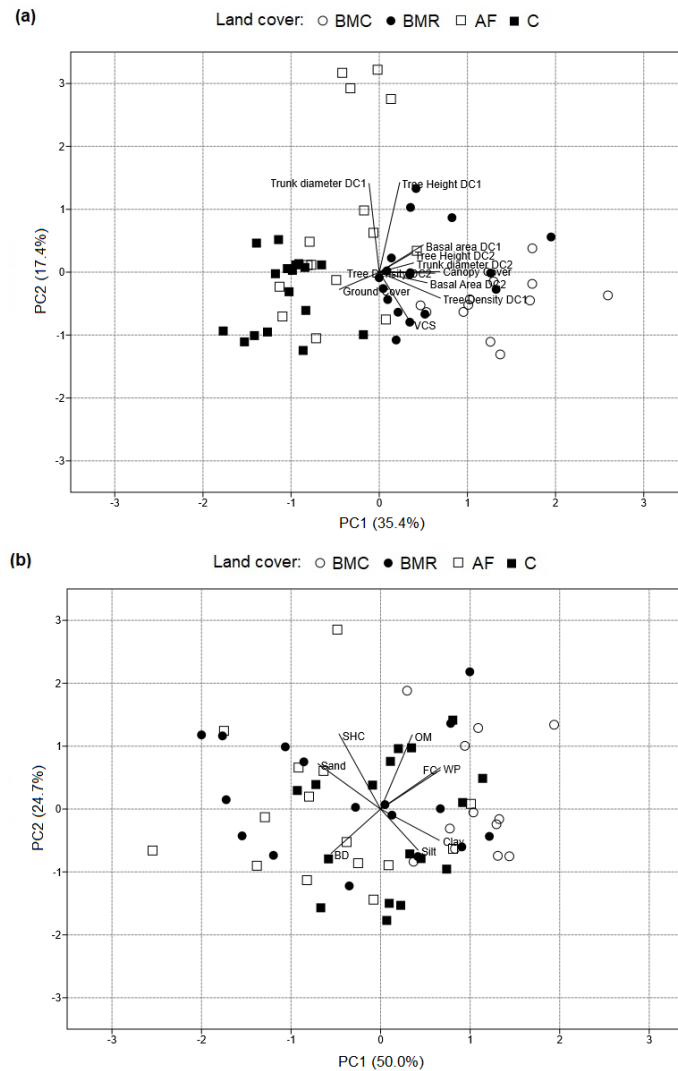


Figura 4. Análisis de Componentes Principales de (a) la estructura de la vegetación y (b) las propiedades del suelo de los cuatro tipos de cobertura de la tierra: BMC = Bosque maduro; BMR = Bosque secundario en regeneración natural; AF = Sistema agroforestal de café; C = Tierras de cultivo; VCS = Estructura vertical del dosel; OM = Materia orgánica; FC = Capacidad de campo; WP = Punto de marchitez; BD = Densidad aparente; SHC = Conductividad hidráulica saturada del suelo.

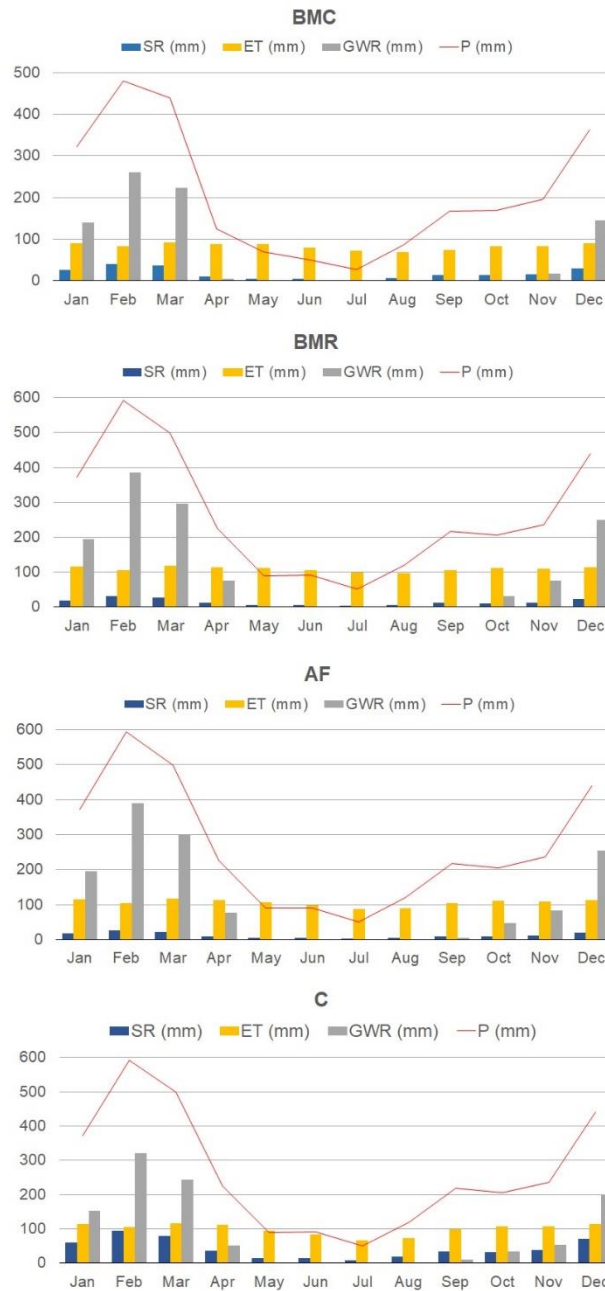



Figura 5. Comportamiento mensual de las componentes hidrológicas en los cuatro tipos de cobertura de la tierra. BMC = Bosque maduro; BMR = Bosque secundario en regeneración natural; AF = Sistema agroforestal de café; C = Tierras de cultivo.

Anexos

- Evidencia del envío del artículo a revista científica

Manuscript submitted to Water Environment Research Recibidos x



Water Environment Research <no-reply@atyponrex.com>
para mí ▾

16:47 (hace 6 minutos) ☆ ↶ ⋮

🌐 inglés ▾ > español ▾ [Traducir mensaje](#)

[Desactivar para: inglés](#) x

Dear José Puglisevich,

Your manuscript entitled "Hydrological effects of the conversion of tropical montane forest to agricultural land in the central Andes of Peru." has been successfully submitted online and is being delivered to the Editorial Office of *Water Environment Research* for consideration.

You will receive a follow-up email with further instructions from our electronic editorial office platform, ScholarOne Manuscripts, typically within one business day. That message will confirm that the Editorial Office has received your submission and will provide your Manuscript ID.

Thank you for submitting your manuscript to *Water Environment Research*

Sincerely,
The Editorial Staff at *Water Environment Research*