

**Effect of livestock on regeneration of queñoa (*Polylepis australis* Bitt.) forest in the Southern Andean Yungas of northwestern Argentina**

**Griet An Erica Cuyckens<sup>1,2\*</sup>**

**Flavia Mazzini<sup>2</sup>**

**Rocío F. Julián<sup>3</sup>**

**David E. Medina<sup>3</sup>**

**Gustavo F. Guzmán<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Instituto de Ecorregiones Andinas (Inecoa – UNJu – CONICET). Alberdi 47, 4600. San Salvador de Jujuy, Argentina.

<sup>2</sup>Centro de Estudios Territoriales Ambientales y Sociales (CETAS). Alberdi 47, 4600. San Salvador de Jujuy, Argentina.

<sup>3</sup>Universidad Nacional de Jujuy, Facultad de Ciencias Agrarias, Cátedra de Ecología Agrícola. Alberdi 47, 4600. San Salvador de Jujuy, Argentina.

\*Corresponding author: grietcuyckens@yahoo.com; tel.: +54 938 8410 7618.

**Highlights:**

- Regeneration of *Polylepis australis* in the montane forest of the Southern Andean Yungas is

impacted by livestock.

- Livestock do not affect density of newly emerged *P. australis* (<1 year) seedlings.
- Density of saplings (>1 year and <30 cm) was three times higher in areas without livestock.
- Livestock decreased density of *P. australis* saplings from the first year of life.

## Abstract

**Introduction:** *Polylepis* forest is an ecosystem stated with conservation priority and threatened by anthropogenic effects; extensive livestock is one of the most frequent disturbances in this forest.

**Objective:** To study the effect of livestock on the early stages of regeneration of a queñoa (*Polylepis australis* Bitt.) forest.

**Materials and methods:** Within a pure forest of *P. australis* at Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina, densities of seedlings (<1 year) and saplings (>1 year and <30 cm) were measured in the presence (0.23 heads·ha<sup>-1</sup>) and absence of livestock, for a year. Linear mixed models (normal distribution) were adjusted for density of seedlings and saplings. Data was analyzed with a Chi-square test ( $\chi^2$ ).

**Results and discussion:** Presence of livestock had no impact on seedling density, but significantly decreased density of saplings ( $P < 0.001$ ); in areas without livestock ( $10.58 \pm 6.64$  individuals·m<sup>-2</sup>) was three times higher than with presence of livestock ( $3.17 \pm 3.86$  individuals·m<sup>-2</sup>). Difference in density of seedlings and saplings was significantly ( $P < 0.001$ ) over the years. This indicates that there is potential for natural regeneration, but livestock would affect stages after seedling emergence, representing a threat to the forest.

**Conclusion:** This study provides important information for livestock management in mountain forests of *P. australis*. A long-term study of the effect of livestock on seedling and sapling density, and over the entire distribution range, is needed.

**Keywords:** restoration; seedling emergence; saplings; anthropic effect; extensive livestock.

Received: 2020-05-20

Accepted: 2021-01-22

## Introduction

All along the Andes, from Venezuela and up to central Argentina, high altitude forests are dominated by the genus *Polylepis* (Rosaceae) (Segovia-Salcedo, Domic, Boza, & Kessler, 2018). *Polylepis* forests are unique ecosystems in the world that grow at high altitudes (between 1 800 and 5 000 m) and host several endemic species. In many places they form patches interspersed with high-altitude grasslands above the continuous forest line (>5 000 m).

Vegetation distribution is conditioned by the interaction between environmental and anthropogenic variables (Cingolani, Renison, Tecco, Gurvich, & Cabido, 2008; Díaz, Noy-Meir, & Cabido, 2001). There is worldwide debate as to whether the origin of the observed altitudinal limits is climatic or anthropogenic (Sarmiento, 2002). This debate was also introduced for *Polylepis* (Kessler, 2002) and studies point to strong human influences on the distribution and presence of mountain vegetation. One of the most frequent disturbances in these forests (Sarmiento, 2002) is extensive livestock, as it affects the structure (Homolka & Heroldová, 2003; Teich, Cingolani, Renison, Hensen, & Giorgis, 2005) and floristic composition (Hernández, Sánchez, Carmona, Pineda, & Cuevas, 2016) or maintains grasslands in potential forest sites (Rao, Iason, Hulbert, Elston, & Racey, 2003; Renison et al., 2015).

In South America, *Polylepis* mountain forests are endangered due to logging, fire, and grazing caused by extensive livestock (Renison, Morales, Cuyckens, Sevillano, & Cabrera, 2018; Zimmermann, Renison, Leyer, & Hensen, 2009). However, livestock is the main economic activity in many mountain ecosystems, such as in the study site, where other labor is complex to perform due to the relief of the site. Understanding these systems is important for sustainable livestock management (Garin, Aldezabal, Herrero, & García-Serrano, 2000); therefore, their effect on high altitude forests must be better understood.

Extensive livestock impacts can be direct and indirect. Livestock affect directly by browsing and trampling (Dezzotti, Sbrancia, Rodríguez-Arias, Roat, & Parisi, 2003; Mountford, 2003; Teich et al., 2005; Torres, Renison, Hensen, Suarez, & Enrico, 2008) and indirectly by fires caused by farmers to promote pasture production. These practices cause forest fragmentation and reduction of tree size (Hensen, 2002; Renison, Hensen, Suarez, & Cingolani, 2006).

The stages of a tree are affected differently. Newly emerged seedlings have different defense mechanisms as adult individuals against herbivory (Fenner & Thompson, 2005). In this sense, livestock can prevent seed germination and kill newly emerged seedlings (<1 year old) by trampling, while browsing affects saplings (Dezzotti et al., 2003; Mountford, 2003) and reduces the reproductive ability of adults, due to the excessive extraction of biomass (Cierjacks & Hensen, 2004). However, the most vulnerable stages are the early stages: germination, seedling emergence and the first year of life (Bricker, Pearson, & Maron, 2010; Harmer, 2001; Kauffman & Maron, 2006).

In a livestock exclusion experiment in cloud forests of northwestern Argentina, saplings had greater height and density (Mazzini, Relva, & Malizia, 2018). In the Sierras Grandes de Córdoba (central Argentina), cattle grazing, together with fire associated with livestock management (fires to stimulate grazing saplings), is a key estimator of vegetation structure in *P. australis* forests (Cingolani et al., 2008; Renison et al., 2006; Teich et al., 2005; Torres et al., 2008) and influences its altitudinal distribution (Argibay & Renison, 2018). At the distribution limit of this species (northern Argentina), Renison et al. (2013) found some of the least conserved forests, so further studies in this sector are needed.

In this study, a closure experiment was conducted in a northern sector in the distribution of *P. australis* with the objective of estimating the effect of livestock (presence and absence) in the early stages of regeneration and to know how seedling and sapling densities vary over a year. It is assumed that the presence of livestock negatively affects natural early regeneration, through decrease of seedling and sapling densities of *P. australis*.

## **Materials and methods**

### **Study species**

The genus *Polylepis* is endemic to the mountains of South America where canopy of montane forests and shrublands predominate (Renison et al., 2013). *Polylepis australis*, a species of the Rosaceae family, is distributed only in Argentina in the Yungas ecoregion, along the eastern slopes of the Andean Mountains in the north of the country and in the Chaco serrano in the Sierras Grandes in the center. The species occupies the southernmost portion of the genus (hence the

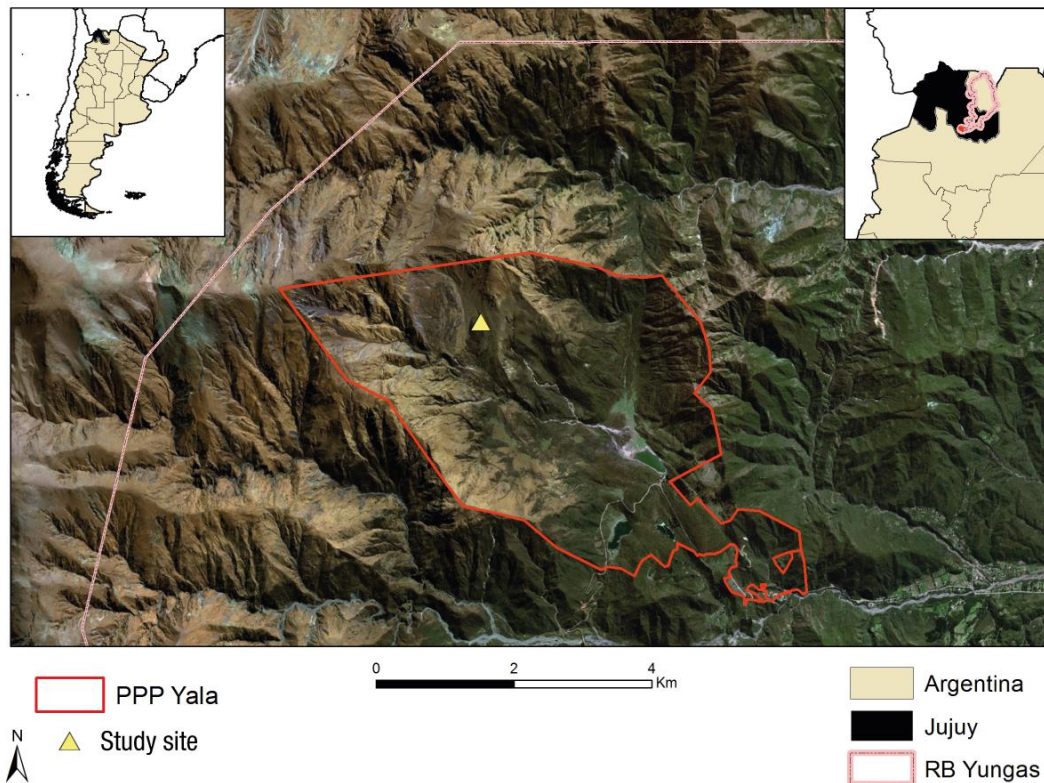
name). In the Yungas of Jujuy, *P. australis* grows at altitudes of 2 500 to 3 400 m in the ecotone, between high altitude grasslands and montane forest (Renison et al., 2013), where it forms monospecific forests, although it is sometimes accompanied by the Andean alder (*Alnus acuminata* Kunth). *Polylepis* forests are involved in the regulation of water resources, carbon sequestration, soil fixation and provide habitat for numerous species, including endemics species (Cuyckens & Renison, 2018). *Polylepis* forests are a fundamental source of wood as fuel for cooking food, making handicrafts, and making poles, beams and tools (Cuyckens & Renison, 2018). Trunk layers have a medicinal use: a coffee-colored infusion is made that frees the respiratory tract and cures kidney diseases; it is also used to dye fabrics (Neto, Vaisberg, Zhou, Kingston, & Hammond, 2000). The leaves are small, compound, imparipinnate, with serrated edge and arranged in fascicles on brachyblasts; they have an average of seven leaflets, but the first true leaves (nomophyllous) have three. The flowers are hermaphrodite, inconspicuous and arranged in racemes. The fruits are achenes (Fjeldså & Kessler, 2004).

## Study area

The study was conducted in the montane forest of the northern sector of the Southern Andean Yungas. The ecoregion of the Southern Andean Yungas or Tucuman-Bolivian rainforest extends along the Andean Mountains from Bolivia (Tarija) to the province of La Rioja in Argentina, divided latitudinally into northern, central and southern sectors, separated by xerophytic forests (Burkart, Bárbaro, Sánchez, & Gómez, 1999). At an altitudinal level, the Yungas develop approximately between 400 m and 2 300 m, where three altitudinal levels can be recognized: pedemontane forest (400 to 700 m), montane rainforest (700 to 1 500-1 700 m) and montane forest (1 500-1 700 to 2 300 m); after these are the high-altitude grasslands (Grau & Brown, 1993). Montane forests are characterized by being less rich in tree species than rainforests; the most common are *Prunus tucumanensis* Lillo (*palo de luz*), *Podocarpus parlatorei* Pilg. (*pino del cerro*), *A. acuminata*, *Sambucus peruviana* Kunth (*saúco*) and *Solanum trichoneuron* Lillo (Cuyckens, Malizia, & Blundo, 2016). The climate of the Southern Andean Yungas is temperate and humid with mainly summer rains (80 %) and frosts during the winter (Bianchi, Yañez, & Acuña, 2005).

The Parque Provincial Potrero de Yala (PPPY) is located in the northern sector of the Southern Andean Yungas Australes (24° 05' 29.16" S, 65° 30' 15.36" W, 2 619 m; Figure 1) and

extends altitudinally between 1 600 and 5 000 m, using 4 300 ha. The PPPY is the core zone of the Yungas Biosphere Reserve and, therefore, the presence of exotic livestock is contradictory to its creation objectives; however, extensive livestock practices predate the park's creation, so it would be important to have management guidelines to ensure their coexistence. The PPPY as its name indicates was historically used for extensive livestock and according to Osuna and Guzmán (2014) it has, on average, a livestock density of 0.23 head of cattle per hectare; goats and sheep are also present in the study site. The area shows signs of overgrazing such as the abundance of *Senecio rudbeckiaefolius* Meyen et Walp. and the presence of grass for the sheep *Alchemilla pinnata* Pilg. ex Rothm. (Braun-Wilke et al., 2013). In PPPY, *P. australis* is found in pure forest or accompanied by *A. acuminata*, *S. peruviana*, *Schinus gracilipes* I. M. Johnst., *Juglans australis* Griseb. (nogal) and *P. parlatorei*.



**Figure 1.** Location of the *Polylepis australis* forest at Parque Provincial Potrero (PPP) of Yala, Jujuy, Argentina, where the study of livestock impacts on seedling and sapling densities was carried out.

## Research on the site

Three exclosures of approximately 35 m<sup>2</sup> were established in a monospecific *P. australis* forest, excluding large and small livestock. Over the course of one year (April 2014 to February 2015), seedlings and saplings were monitored in the exclosures and in a control area (with cattle [0.23 head·ha<sup>-1</sup>] and small livestock [goats and sheep at unknown density]) outside the exclosures that had no observable environmental differences. The number of seedlings and saplings were quantified in three randomly arranged quadrats (1 m x 1 m) inside the exclosure and in three random quadrats in the designated area outside the exclosure. Data were recorded six times throughout the year for seedlings and four times for saplings. A seedling is defined as a recently emerged individual (i.e., less than one year old, with cotyledons and tiny size [ $<1$  cm]). A sapling defined as an individual that has lost cotyledons and measures less than 1 cm in diameter at the base (DAB). It is important to establish the criteria for DAB, because old *Polylepis* plants can be kept small by constant browsing. Small seedlings are recognizable by the presence of nomophylls typical of the genus (Figure 2).



**Figure 2.** *Polylepis australis* with distinctive morphological characters of the species at Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina.

## Statistical analysis

Averages of seedling and sapling density were calculated at each measurement time and in each situation (presence vs. absence of livestock); averages were plotted over the years. Linear mixed models (normal distribution) were adjusted for seedling and saplings density for statistical analysis. The explanatory variables were livestock (presence vs. absence) and time of measurement (six months for seedlings and four months for saplings), and interaction between both variables was considered. Normality of residuals and absence of overdispersion were analyzed for both models. The difference between treatments was verified by a Chi-square test ( $\chi^2$ ) for seedling densities and for the densities of saplings. In all cases, the minimum adequate model was identified using the hypothesis testing method. Analyses were performed using MASS (Venables & Ripley, 2002) and ggplot2 (Wickham, 2016) packages of R software (R Core Team, 2020).

## Results

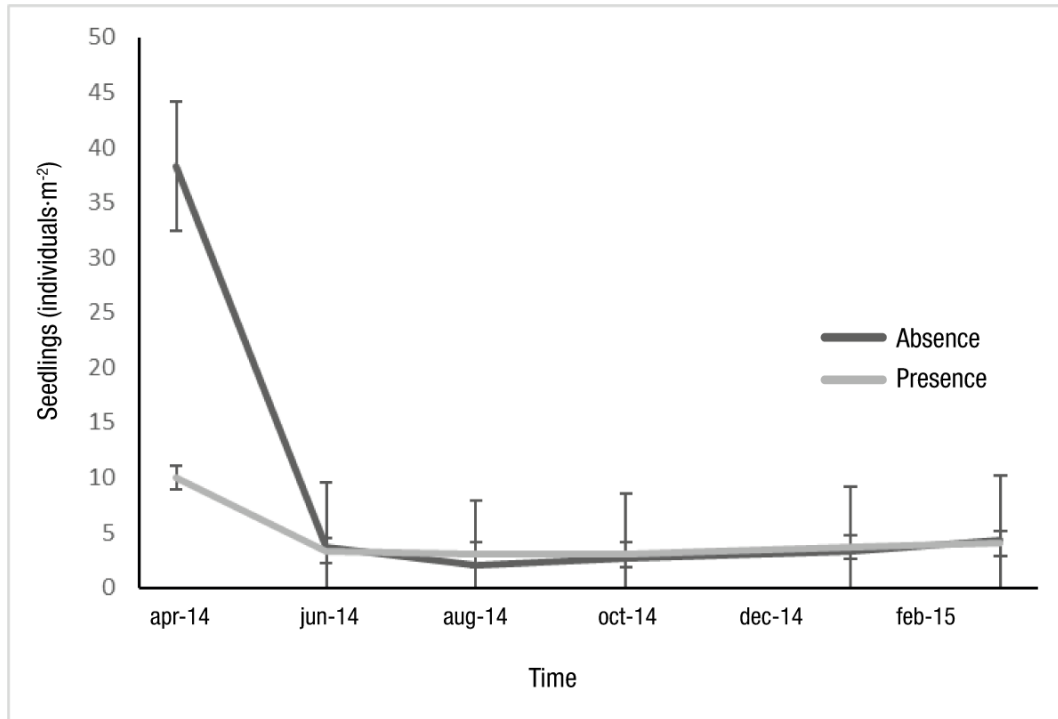
Table 1 shows the results of the *P. australis* seedling density model depending on livestock presence and time of measurement. Throughout the year, mean seedling density with standard deviation was  $9.06 \pm 18.01$  individuals·m<sup>-2</sup> in the absence of livestock and  $4.50 \pm 3.82$  individuals·m<sup>-2</sup> in the presence of livestock; however, this difference was not statistically significant ( $P = 0.2$ ). Therefore, according to the model, the presence of livestock did not affect seedling density. In contrast, according to the model, there are significant differences in seedling density according to the time of year ( $P < 0.001$ ); this is because the difference between observations was large in the first measurement (April); however, it was reduced in the following months (both lines overlap), as shown in Figure 3. Interaction between the variables time and livestock was not significant, indicating that only time of measurement affected seedling density.

**Table 1.** Model of seedling density depending on livestock (presence vs. absence) and time of measurement over a one-year period in a queñoa (*Polylepis australis*) forest at Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

Explanatory variables	$\chi^2$	gl	<i>P</i>
Momentum*livestock	7.24	5	0.20



Livestock	1.04	1	0.31
Momentum	32.92	5	0.000004*

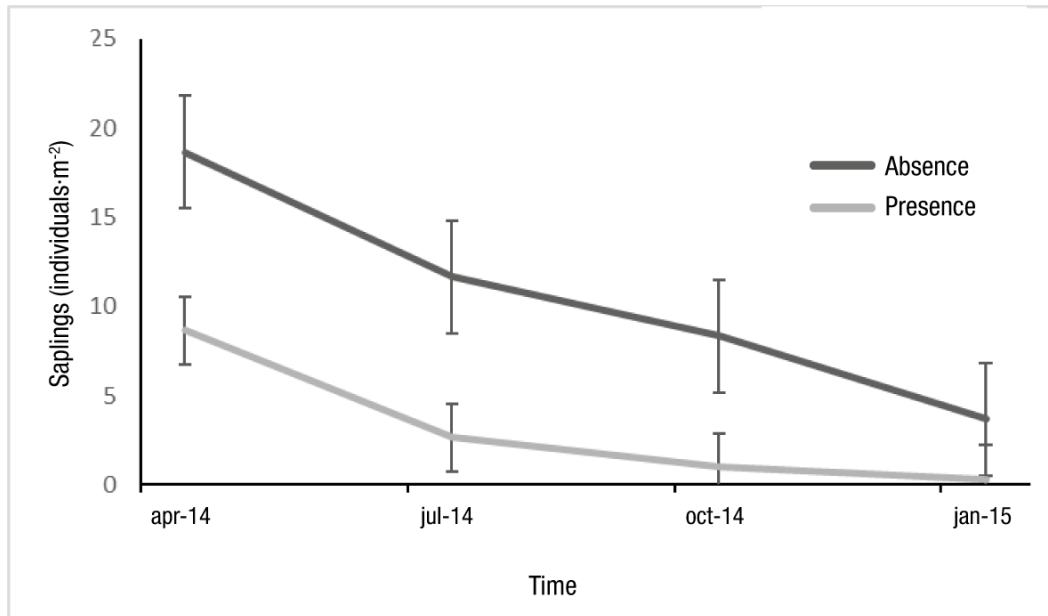


**Figure 3.** Seedling density in presence and absence of livestock over the years in a queñoa (*Polylepis australis*) forest at Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

Table 2 shows that livestock presence significantly affected ( $P < 0.0001$ ) sapling density; throughout the year, in areas without livestock ( $10.58 \pm 6.64$  individuals·m<sup>-2</sup>) it was three times higher than with presence ( $3.17 \pm 3.86$  individuals·m<sup>-2</sup>). Interaction between time of measurement and livestock was significant ( $P = 0.04$ ); in both situations (with and without livestock), the density of saplings was higher at the first measuring point (Figure 4).

**Table 2.** Model sapling density depending on livestock (presence vs. absence) and time of measurement over a one-year period, in a queñoa (*Polylepis australis*) forest at Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

Explanatory variables	$\chi^2$	gl	$P$
Momentum*Livestock	8.045	3	0.04*
Livestock	50.64	1	<0.0001**
Momentum	64.90	3	<0.0001**



**Figure 4.** Density of saplings in presence and absence of livestock over the years in a queñoa (*Polylepis australis*) forest at Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

## Discussion

Presence of livestock had no effect on the density of *P. australis* seedlings in this sector of distribution, taking into account annual averages. This indicates that there are still seed trees and there is no limiting factor for natural regeneration, in contrast to that found by Torres et al. (2008) found for the same species in the Sierras de Córdoba; however, during the first month of measurement (April 2014) there was a difference in germination success between situations with and without livestock. If data had been taken only in April, differences would be significant and would lead to wrong conclusions; therefore, it is very important to make several measurements over time.

In more southern regions, livestock have been shown to promote soil compaction by trampling, which prevents germination of *P. australis* (Renison, Hensen, & Cingolani, 2004) and kills newly germinated seedlings (Dezzotti et al., 2003; Mountford, 2003). However, in the present study, the decrease in seedling density after April (Figure 3) occurs both in the presence and absence of livestock indicating that causes of mortality are unrelated and possibly due to environmental and biological factors (e.g., water scarcity and competition). In this regard, the study site has a marked

dry season (October-November) and 80 % of rainfall occurs in summer (December-March) (Bianchi et al., 2005). It is likely that the peak of fruit ripening in *P. australis* occurs at the end of the dry season, as occurs in *Polylepis tomentella* Weddel (Domic, Mamani, & Camilo, 2013; Reboratti, 2006), and that a peak in germination is naturally generated at the end of the wet season when soil is completely saturated and coincides with the month of April. After the wet season, during the dry period, there would be no more seedling emergence, but there would be a natural drought mortality. In other words, the decrease in density after April indicates, on the one hand, that no more seeds germinate during the following months and, on the other hand, that the seedlings germinated in that month do not survive the first year. Seedlings may die after a few days due to lack of water (Reboratti, 2006) and the newly emerged seedlings often do not have the capacity to resist adverse conditions (water or thermal stress) tolerated by adult plants (Fenner & Thompson, 2005). Another factor could be the herbaceous stratum that is generated after the wet season and that negatively affects *Polylepis* seedlings due to competition for resources (George & Bazzaz, 1999). The herbaceous stratum at the study site is composed of numerous native and exotic feral plants (*Festuca* sp. and *Duchesnea indica* [Andr.] Focke) and herbivory-tolerant species (*Digitalis purpurea* L. and *Alchemilla pinnata* [Ruiz & Pav.] Rothm).

The next stage in the regeneration process are saplings that are more than one year old. This stage was affected by livestock; 3.3 times more saplings were found in the absence of livestock. This value is similar to that found by Torres et al. (2008) in the Sierras de Córdoba, who demonstrated that sites with low livestock density have between 3.5 and 4 times more *P. australis* saplings (individuals smaller than 5 cm) than in degraded sites. At PPPY, livestock grazing was observed on all visits and at all times of the year; in addition, due to the practice of transhumance, pressure could increase considerably in summer. As trees grow, the direct effect of livestock would change from trampling to browsing; for example, specimens of live, but browsed, saplings could be observed (Figure 5). It would be interesting to carry out follow-up studies of saplings by measuring their heights; however, in both situations (with and without livestock), there is a decreasing trend in the number of seedlings and saplings, so *P. australis* seems to have a high natural mortality rate, at least during the first years of life.



**Figure 5.** Saplings of *Polylepis australis* with evidence of browsing by livestock at Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina.

At PPPY, the removal of leaf litter that facilitates germination is still carried out by large native herbivores. Red brocket deers (*Mazama* sp.) and collared peccary (*Pecari tajacu* L.) are present in the area (Malizia, Bergesio, Reid Rata, Cáceres, & Fierro, 2011). In the Sierras Grandes de Córdoba, Teich et al. (2005) and Zimmermann et al. (2009) found that both excessive livestock density and total exclusion negatively affect *P. australis* forest regeneration, while moderate grazing facilitates seed germination due to leaf litter removal. These studies were conducted at sites where native large herbivores were extinct and exotic livestock seem to have replaced their ecological function.

To promote *Polylepis* forest restoration, it would be important not to sow seeds, since these, despite germinating with relative success in the absence of cattle, would not survive the second year of

life. In areas with presence of livestock it is necessary to determine an access where livestock is not an obstacle for natural regeneration; for example, Giorgis, Cingolani, Teich, and Poca (2020) recommended a density of livestock below  $0.12 \text{ units}\cdot\text{ha}^{-1}$  for the Sierras Grandes de Córdoba. This would mean that in PPPY livestock would have to be reduced by half; however, this must be defined locally, since the Yungas is an ecoregion with more abundant rainfall and probably a greater density capacity; in addition, it is necessary to know the abundance of native herbivores. Especially, the PPPY is a core zone of the Yungas biosphere and as a park it has a legal framework for protection, and it is possible to restore *Polylepis* forests (specific and the area in general). There are still seed trees and, therefore, there is potential for natural regeneration.

This study presents preliminary data that support the hypothesis that livestock affect saplings older than one year, but not in the first year. To understand the natural regeneration of the forest, the study should be extended to other stages of the life cycle; for example, Giorgis et al. (2020) found that livestock density that allows horizontal growth in adult trees is even lower than that which allows growth in height. Other factors that could be affecting *P. australis* forests are fire and the invasion of exotic species (Renison et al., 2013). Exotic herbaceous species (*D. purpurea* and *D. indica*) and pine plantations (*Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. and *Pinus taeda* L.) are abundant in the PPPY.

The results of this study show anthropogenic influence on the early stages of natural regeneration in a *Polylepis* forest. Although seed trees still exist, the differences currently found will affect the structure of the forest in the long term; even if recovery is allowed, certain diameter classes will be absent. Studies of structure in *P. australis* forests in the Sierras Grandes de Córdoba (Teich et al., 2005) also indicate important anthropogenic impacts.

It would be important to extend the study through exclosures to other elevations, where the effect of the same number of livestock could be different, since this research was conducted at a single altitudinal level and was based on a small number of exclosures, therefore, the results are not definitive. Currently, some authors of the present study are developing a study involving more closures and the entire local gradient. The results of the present study are the first results of an experiment in this sector of the distribution of *P. australis* and are the initial step to contribute to the conservation of the species in the northern part of its distribution.

## Conclusions

Natural regeneration of *Polylepis* forests would be affected if livestock activity is maintained under current management conditions, especially after the first year of life (saplings). *Polylepis* forests show no impact on germination, indicating that they still have the potential for natural regeneration. This indicates that urgent livestock control and management measures are needed over the entire distribution range. Differences found over time point to the need for long-term monitoring of seedlings. Differences found with research further south in the species' distribution highlight the importance of local studies.

## Acknowledgements

The authors thank to the Universidad Nacional de Jujuy for the funding granted through the project approved by the Secretaría de Ciencia y Técnica y Estudios Regionales (SeCTER 08/A180): “Sustentabilidad y ganadería en el Parque Provincial Potrero de Yala. Su incidencia en el bosque de queñoa (*Polylepis australis*)”. The authors also thank the anonymous reviewers of this manuscript.

## References

- Argibay, D., & Renison, D. (2018). Efecto del fuego y la ganadería en bosques de *Polylepis australis* (Rosaceae) a lo largo de un gradiente altitudinal en las montañas del centro de la Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 39(1), 145–150. doi: 10.4067/S0717-92002018000100145
- Bianchi, A. R. (1981). *Las precipitaciones del noroeste argentino*. Salta, Argentina: INTA.
- Bianchi, A. R., Yáñez, C. E., & Acuña, L. R. (2005). Base de datos mensuales de precipitaciones del noroeste argentino. Retrieved from [http://appweb.inta.gov.ar/w3/prorenea/zonadescarga/Precip\\_NOA/Precipitaciones\\_del\\_noa.pdf](http://appweb.inta.gov.ar/w3/prorenea/zonadescarga/Precip_NOA/Precipitaciones_del_noa.pdf)

Braun-Wilke, R., Santos, E. E., Picchetti, L. P. E., Larrán, M. T., Guzmán, G. F., Colarich, C. R., & Casoli, C. (2013). *Carta de aptitud ambiental de la provincia de Jujuy*. San Salvador de Jujuy, Argentina: EDIUNJU.

Bricker, M., Pearson, D., & Maron, J. (2010). Small-mammal seed predation limits the recruitment and abundance of two perennial grassland forbs. *Ecology*, *91*(1), 85–92. doi: 10.1890/08-1773.1

Burkart, R., Bárbaro, N. O., Sánchez, R. O., & Gómez, D. A. (1999). *Eco-regiones de la Argentina*. Buenos Aires Argentina: Administración de Parques Nacionales, PRODIA.

Cierjacks, A., & Hensen, I. (2004). Variation of stand structure and regeneration of Mediterranean holm oak along a grazing intensity gradient. *Plant Ecology*, *173*(2), 215–223. doi: 10.1023/B:VEGE.0000029322.75004.ad

Cingolani, A., Renison, D., Tecco, P., Gurvich, D., & Cabido, M. (2008). Predicting cover types in a mountain range with long evolutionary grazing history: A GIS approach. *Journal of Biogeography*, *35*(3), 538–551. doi: 10.1111/j.1365-2699.2007.01807.x

Cuyckens, G. A. E., Malizia, L. R., & Blundo, C. (2016). Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina). *Madera y Bosques*, *21*(3), 137–148. doi: 10.21829/myb.2015.213463

Cuyckens, G. A. E., & Renison, D. (2018). Ecología y conservación de los bosques montanos de Polylepis: Una introducción al número especial. *Ecología Austral*, *28*(1bis), 157–162. doi: 10.25260/EA.18.28.1.1.766

Dezzotti, A., Sbrancia, R., Rodríguez-Arias, M., Roat, D., & Parisi, A. (2003). Regeneración de un bosque mixto de *Nothofagus* (Nothofagaceae) después de una corta selectiva. *Revista Chilena de Historia Natural*, *76*(4), 591–602. doi: 10.4067/S0716-078X2003000400004

Díaz, S., Noy-Meir, I., & Cabido, M. (2001). Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology*, *38*(3), 497–508. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00635.x

Domic, A. I., Mamani, E., & Camilo, G. (2013). Fenología reproductiva de la kewiña (*Polylepis tomentella*, Rosaceae) en la puna semihúmeda de Chuquisaca (Bolivia). *Ecología en Bolivia*, *48*(1), 31–45. doi: 10.25260/EA.18.28.1.1.516

Fenner, M., & Thompson, K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Fjeldså, J., & Kessler, M. (2004). *Conservación de la biodiversidad de los bosques de Polylepis de las tierras altas de Bolivia. Una contribución al manejo sustentable de los Andes*. Dinamarca: DIVA.

Garin, I., Aldezabal, A., Herrero, J., & García-Serrano, A. (2000). Understorey foraging and habitat selection by sheep in mixed Atlantic woodland. *Journal of Vegetation Science*, *11*(6), 863–870. doi: 10.2307/3236556

George, L. O., & Bazzaz, F. A. (1999). The Fern understory as an ecological filter: Emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology*, *80*(3), 833. doi: 10.2307/177021

Giorgis, M. A., Cingolani, A. M., Teich, I., & Poca, M. (2020). Can livestock coexist with *Polylepis australis* forests in mountains of central Argentina? Setting thresholds for a land sharing landscape. *Forest Ecology and Management*, *457*, 117728. doi: 10.1016/j.foreco.2019.117728

Grau, H. R., & Brown, A. D. (1993). Patterns of tree species diversity along latitudinal and altitudinal gradients in the Argentinean subtropical montane forests. En S. P. Churchill, H. Balslev, E. Forero, & J. L. Luteyn (Eds.), *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests* (pp. 295–300). New York, USA: The New York Botanical Garden.

Harmer, R. (2001). The effect of plant competition and simulated summer browsing by deer on tree regeneration. *Journal of Applied Ecology*, *38*(5), 1094–1103. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00664.x

Hensen, I. (2002). Impacts of anthropogenic activity on the vegetation of *Polylepis woodlands* in the region of Cochabamba, Bolivia. *Ecotropica*, *8*, 183–203. Retrieved from [https://www.socetropecol.eu/publications/pdf/8-2/Hensen%20I%202002,%20Ecotropica%208\\_183-203.pdf](https://www.socetropecol.eu/publications/pdf/8-2/Hensen%20I%202002,%20Ecotropica%208_183-203.pdf)

Hernández, V. G., Sánchez, V. L. R., Carmona, V. T. F., Pineda, L. M. D. R., & Cuevas, G. R. (2016). Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. *Madera y Bosques*, *6*(2), 13. doi: 10.21829/myb.2000.621332



Homolka, M., & Heroldová, M. (2003). Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecology and Management*, 181(1-2), 119–129. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00121-X

Kauffman, M. J., & Maron, J. L. (2006). Consumers limit the abundance and dynamics of a perennial shrub with a seed bank. *The American Naturalist*, 168(4), 454–470. doi: 10.1086/507877

Kessler, M. (2002). The «*Polylepis* problem»: Where do we stand? *Ecotropica*, 8, 97–110. Retrieved from [https://www.researchgate.net/publication/247774455\\_The\\_Polylepis\\_problem\\_Where\\_do\\_we\\_stand](https://www.researchgate.net/publication/247774455_The_Polylepis_problem_Where_do_we_stand)

Malizia, L. R., Bergesio, L., Reid, R. Y., Cáceres, R., & Fierro, P. T. (2011). *Parque Provincial Potrero de Yala. Guía de valores naturales y culturales*. Argentina: Ediciones del Subtrópico. Retrieved from [http://proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2015/05/Cartilla-PPPYala\\_para-web\\_AR\\_final.pdf](http://proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2015/05/Cartilla-PPPYala_para-web_AR_final.pdf)

Mazzini, F., Relva, M. A., & Malizia, L. R. (2018). Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant Ecology*, 219(8), 913–925. doi: 10.1007/s11258-018-0846-y

Mountford, E. P. (2003). Long-term change and implications for the management of wood-pastures: Experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry*, 76(1), 19–43. doi: 10.1093/forestry/76.1.19

Neto, C., Vaisberg, A., Zhou, B., Kingston, D., & Hammond, G. (2000). Cytotoxic triterpene acids from the Peruvian medicinal plant *Polylepis racemosa*. *Planta medica*, 66(5), 483–484. doi: 10.1055/s-2000-8583

Osuna, M., & Guzmán, G. F. (2014). Caracterización de las actividades ganaderas en el Parque Provincial Potrero de Yala. En L. R. Malizia, L. Bergesio, & P. T. Fierro (Eds.), *Ambiente y sociedad en la comarca de Yala* (pp. 319–332). San Salvador de Jujuy, Argentina: EDIUNJU. Retrieved from [http://proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2015/07/Libro-Ambiente-y-sociedad-en-la-comarca-de-Yala-VF\\_BR.pdf](http://proyungas.org.ar/wp-content/uploads/2015/07/Libro-Ambiente-y-sociedad-en-la-comarca-de-Yala-VF_BR.pdf)

R Development Core Team. (2012). The R Project for Statistical Computing (versión 2.15.2). Viena, Austria: The R Foundation. Retrieved from <http://www.r-project.org/>

Rao, S. J., Iason, G. R., Hulbert, I. A. R., Elston, D. A., & Racey, P. A. (2003). The effect of sapling density, heather height and season on browsing by mountain hares on birch. *Journal of Applied Ecology*, *40*(4), 626–638. doi: 10.1046/j.1365-2664.2003.00838.x

Reboratti, C. (2006). Situación ambiental en las ecorregiones Puna y Altos Andes. En A. Brown, U. Martinez, M. Acerbi, & J. Corcuera (Eds.), *La situación ambiental argentina 2005* (pp. 32–39). Buenos Aires, Argentina: Fundación Vida Silvestre.

Renison, D., Chartier, M. P., Menghi, M., Marcora, P. I., Torres, R. C., Giorgis, M., ... Cingolani, A. M. (2015). Spatial variation in tree demography associated to domestic herbivores and topography: Insights from a seeding and planting experiment. *Forest Ecology and Management*, *335*, 139–146. doi: 10.1016/j.foreco.2014.09.036

Renison, D., Cuyckens, G. A. E., Pacheco, S., Guzmán, G. F., Grau, H. R., Marcora, P., ... Hensen, I. (2013). Distribución y estado de conservación de las poblaciones de árboles y arbustos del género *Polylepis* (Rosaceae) en las montañas de Argentina. *Ecología Austral*, *23*(1), 27–36. doi: 10.25260/EA.13.23.1.0.1189

Renison, D., Hensen, I., Suarez, R., & Cingolani, A. M. (2006). Cover and growth habit of *Polylepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: Human or environmental influence? *Journal of Biogeography*, *33*(5), 876–887. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01455.x

Renison, D., Hensen, I., & Cingolani, A. M. (2004). Anthropogenic soil degradation affects seed viability in *Polylepis australis* mountain forests of central Argentina. *Forest Ecology and Management*, *196*(2-3), 327–333. doi: 10.1016/j.foreco.2004.03.025

Renison, D., Morales, L., Cuyckens, G. É., Sevillano, C. S., & Cabrera, A. D. M. (2018). Ecología y conservación de los bosques y arbustales de *Polylepis*: ¿qué sabemos y qué ignoramos? *Ecología Austral*, *28*(1-bis), 163–174. doi: 10.25260/EA.18.28.1.1.522

Sarmiento, F. O. (2002). Human drivers of landscape change: Treelines dynamics in neotropical montology. *Ecotropicos*, *15*(2), 129–146. Retrieved from

<http://www.saber.ula.ve/bitstream/handle/123456789/25556/articulo1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Segovia-Salcedo, M. C., Domic, A., Boza, T., & Kessler, M. (2018). Situación taxonómica de las especies del género *Polylepis*. Implicancias para los estudios ecológicos, la conservación y la restauración de sus bosques. *Ecología Austral*, 28(1-bis), 188–201. doi: 10.25260/EA.18.28.1.1.527

Teich, I., Cingolani, A. M., Renison, D., Hensen, I., & Giorgis, M. A. (2005). Do domestic herbivores retard *Polylepis australis* Bitt. woodland recovery in the mountains of Córdoba, Argentina? *Forest Ecology and Management*, 219(2), 229–241. doi: 10.1016/j.foreco.2005.08.048

Torres, R. C., Renison, D., Hensen, I., Suarez, R., & Enrico, L. (2008). *Polylepis australis*' regeneration niche in relation to seed dispersal, site characteristics and livestock density. *Forest Ecology and Management*, 254(2), 255–260. doi: 10.1016/j.foreco.2007.08.007

Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2007). *Modern applied statistics with S* (4.<sup>a</sup> ed.). New York, NY: Springer.

Wickham, H. (2009). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Dordrecht: Springer.

Zimmermann, H., Renison, D., Leyer, I., & Hensen, I. (2009). Do we need livestock grazing to promote *Polylepis australis* tree recruitment in the Central Argentinean Mountains? *Ecological Research*, 24(5), 1075–1081. doi: 10.1007/s11284-009-0585-6

## **Efecto del ganado sobre la regeneración del bosque de queñoa (*Polylepis australis* Bitt.) en las Yungas Australes del noroeste argentino**

### **Ideas destacadas:**

- La regeneración de *Polylepis australis* en el bosque montano de las Yungas es impactada por el ganado.
- El ganado no afecta la densidad de plántulas recién emergidas de *P. australis* (<1 año).
- La densidad de renovales (>1 año y <30 cm) fue tres veces mayor en zonas sin ganado.
- El ganado disminuye la densidad de renovales de *P. australis* a partir del primer año de vida.

### **Resumen**

**Introducción:** Los bosquecillos de *Polylepis* son ecosistemas declarados con prioridad de conservación y amenazados por efectos antrópicos; la ganadería extensiva es uno de los disturbios más frecuentes.

**Objetivo:** Determinar el efecto del ganado sobre las primeras etapas de regeneración de un bosque de queñoa (*Polylepis australis* Bitt.).

**Materiales y métodos:** Dentro de un bosque puro de *P. australis* en el Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina, se midieron las densidades de plántulas (<1 año) y renovales (>1 año y <30 cm) en presencia (0.23 cabezas·ha<sup>-1</sup>) y ausencia del ganado, durante un año. Modelos lineales mixtos de distribución normal se ajustaron para la densidad de plántulas y renovales. Los datos se analizaron con una prueba de Chi-cuadrado ( $\chi^2$ ).

**Resultados y discusión:** La presencia del ganado no afectó la densidad de plántulas, pero sí disminuyó significativamente la densidad de renovales ( $P < 0.001$ ); en zonas sin ganado ( $10.58 \pm 6.64$  individuos·m<sup>-2</sup>) fue tres veces mayor que con presencia ( $3.17 \pm 3.86$  individuos·m<sup>-2</sup>). La diferencia en la densidad de plántulas y renovales fue significativa ( $P < 0.001$ ) a lo largo del tiempo. Esto indica que existe potencial para la regeneración natural, pero el ganado afectaría las etapas posteriores a la emergencia de plántulas, significando una amenaza para el bosque.

**Conclusión:** El estudio aporta información importante para el manejo del ganado en los bosques montanos de *P. australis*. El estudio a largo plazo del efecto del ganado sobre la densidad de plántulas y renovales, y en todo el rango de distribución, es necesario.

**Palabras clave:** restauración; emergencia de plántulas; renovales; efecto antrópico; ganadería extensiva.

Recibido: 2020-05-20

Aceptado: 2021-01-22

## Introducción

A lo largo de los Andes, desde Venezuela y hasta el centro de Argentina, los bosques de altura están dominados por el género *Polylepis* (Rosaceae) (Segovia-Salcedo, Domic, Boza, & Kessler, 2018). Los bosques de *Polylepis* son ecosistemas únicos en el mundo que crecen a gran altitud (entre 1 800 y 5 000 m) y albergan varias especies endémicas. En muchos lugares forman parches intercalados con pastizales de altura, por encima de la línea continua de bosques (>5 000 m).

La distribución de la vegetación está condicionada por la interacción entre variables ambientales y de origen antrópico (Cingolani, Renison, Tecco, Gurvich, & Cabido, 2008; Díaz, Noy-Meir, & Cabido, 2001). A nivel mundial existe debate sobre si el origen de los límites altitudinales observados es de origen climático o antrópico (Sarmiento, 2002). Este debate también fue introducido para *Polylepis* (Kessler, 2002) y los estudios señalan las fuertes influencias del ser humano sobre la distribución y presencia de la vegetación de las montañas. Uno de los disturbios más frecuentes en estos bosques (Sarmiento, 2002) es la ganadería extensiva, ya que afecta la

estructura (Homolka & Heroldová, 2003; Teich, Cingolani, Renison, Hensen, & Giorgis, 2005) y la composición florística (Hernández, Sánchez, Carmona, Pineda, & Cuevas, 2016) o mantiene pastizales en lugares potenciales para bosque (Rao, Iason, Hulbert, Elston, & Racey, 2003; Renison et al., 2015).

En Sudamérica, los bosques de montaña de *Polylepis* están en peligro debido a la tala, fuego, y pastoreo causado por la ganadería extensiva (Renison, Morales, Cuyckens, Sevillano, & Cabrera, 2018; Zimmermann, Renison, Leyer, & Hensen, 2009). No obstante, la ganadería es la actividad económica principal en muchos ecosistemas de montaña, como en el sitio de estudio, donde otra labor es compleja de realizar debido al relieve. El entendimiento de estos sistemas es importante para el manejo sustentable de la ganadería (Garin, Aldezabal, Herrero, & García-Serrano, 2000); para ello, se debe comprender mejor su efecto sobre los bosques de altura.

Los efectos de la ganadería extensiva pueden ser directos e indirectos. El ganado afecta directamente por ramoneo y pisoteo (Dezzotti, Sbrancia, Rodríguez-Arias, Roat, & Parisi, 2003; Mountford, 2003; Teich et al., 2005; Torres, Renison, Hensen, Suarez, & Enrico, 2008) e indirectamente por las quemas que los ganaderos realizan para fomentar la producción de pastizales. Estas prácticas causan la fragmentación de los bosques y la reducción del tamaño de los árboles (Hensen, 2002; Renison, Hensen, Suarez, & Cingolani, 2006).

Los estadios de un árbol son afectados de manera diferente. Las plántulas recién emergidas no tienen los mismos mecanismos de defensa que los individuos adultos frente a la herbivoría (Fenner & Thompson, 2005). En este sentido, el ganado puede impedir la germinación de semillas y matar plántulas recién emergidas (<1 año) por pisoteo, mientras que el ramoneo afecta el crecimiento de renovales (Dezzotti et al., 2003; Mountford, 2003) y reduce la aptitud reproductiva de los adultos, debido a la extracción excesiva de biomasa (Cierjacks & Hensen, 2004). No obstante, las etapas más vulnerables son las iniciales: la germinación, la emergencia de la plántula y el primer año de vida (Bricker, Pearson, & Maron, 2010; Harmer, 2001; Kauffman & Maron, 2006).

En un experimento de exclusión del ganado en los bosques nublados del noroeste argentino, los renovales tuvieron mayor altura y densidad (Mazzini, Relva, & Malizia, 2018). En las Sierras Grandes de Córdoba (centro de Argentina), el pastoreo de ganado vacuno, junto al fuego asociado al manejo ganadero (quemadas para estimular el rebrote de pasturas), es modelador clave de la estructura de la vegetación en los bosques de *P. australis* (Cingolani et al., 2008; Renison et al.,

2006; Teich et al., 2005; Torres et al., 2008) e influye en su distribución altitudinal (Argibay & Renison, 2018). En el límite de distribución de esta especie (norte argentino), Renison et al. (2013) encontraron algunos de los bosquillos menos conservados, por lo que se ameritan estudios en este sector.

En el presente estudio se hizo un experimento de clausuras en un sector norte en la distribución de *P. australis* con el objetivo de estimar el efecto del ganado (presencia y ausencia) en las primeras etapas de regeneración y conocer cómo varían las densidades de plántulas y renovales a lo largo de un año. Se postula que la presencia de ganado afecta negativamente la regeneración temprana natural, a través de la disminución de densidades de plántulas y renovales de *P. australis*.

## **Materiales y métodos**

### **Especie en estudio**

El género *Polylepis* es endémico de las montañas de Sudamérica donde dominan la canopia de los bosques y arbustales de montaña (Renison et al., 2013). *Polylepis australis*, una especie de la familia Rosaceae, se distribuye únicamente en Argentina en la ecorregión de las Yungas, a lo largo de las laderas orientales de la subcordillera de los Andes en el norte del país y en el Chaco Serrano en las Sierras Grandes en el centro. La especie ocupa la porción más austral del género (de allí su nombre). En las Yungas de Jujuy, *P. australis* crece en altitudes de 2 500 a 3 400 m en el ecotono, entre pastizales de altura y el bosque montano (Renison et al., 2013), donde forma bosques monoespecíficos, aunque a veces se encuentra acompañada de aliso (*Alnus acuminata* Kunth). Los bosques de *Polylepis* intervienen en la regulación de los recursos hídricos, la captación de carbono, la fijación de suelos y ofrecen hábitat para numerosas especies, entre ellas endémicas (Cuyckens & Renison, 2018) Los bosques de *Polylepis* son una fuente fundamental de madera como combustible para la cocción de alimentos, la fabricación de artesanías y confección de postes, vigas y herramientas (Cuyckens & Renison, 2018). Las láminas del tronco tienen uso medicinal: se hace una infusión color café que libera las vías respiratorias y cura enfermedades renales; además, sirve para teñir tejidos (Neto, Vaisberg, Zhou, Kingston, & Hammond, 2000). Las hojas son pequeñas, compuestas, imparipinnadas, con borde aserrado y dispuestas en fascículos sobre braquiblastos; tienen en promedio siete folíolos, pero las primeras hojas verdaderas (nomofilos) tienen tres. Las

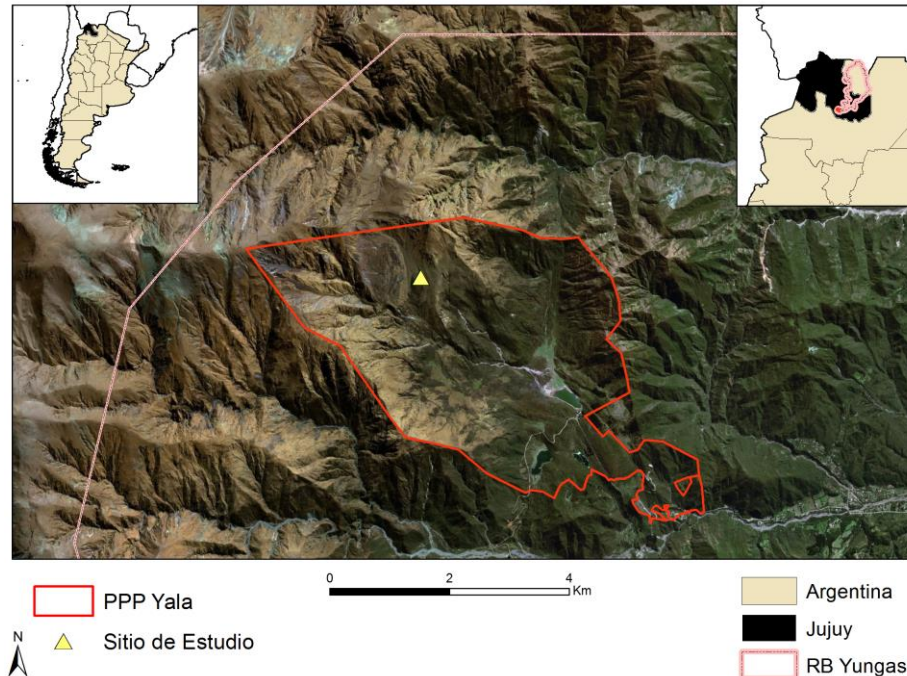
flores son hermafroditas, inconspicuas y dispuestas en racimos. Los frutos son aquenios (Fjeldså & Kessler, 2004).

## Área de estudio

El estudio se realizó en el bosque montano del sector norte de las Yungas Australes. La ecorregión de las Yungas Australes o selva tucumano-boliviana se extiende a lo largo de la cordillera de los Andes desde Bolivia (Tarija) hasta la provincia de La Rioja en Argentina, dividiéndose latitudinalmente en los sectores norte, centro y sur, separados entre sí por bosques xerófitos (Burkart, Bárbaro, Sánchez, & Gómez, 1999). En sentido altitudinal, las Yungas se desarrollan aproximadamente entre los 400 m y los 2 300 m, donde se reconocen tres pisos altitudinales: selva pedemontana (400 a 700 m), selva montana (700 a 1 500-1 700 m) y bosque montano (1 500-1 700 a 2 300) m; después de estos se encuentran los pastizales de altura (Grau & Brown, 1993). Los bosques montanos se caracterizan por ser menos ricos en especies arbóreas que las selvas; las más comunes son *Prunus tucumanensis* Lillo (palo luz), *Podocarpus parlatorei* Pilg. (pino del cerro), *A. acuminata*, *Sambucus peruviana* Kunth (saúco) y *Solanum trichoneuron* Lillo (Cuyckens, Malizia, & Blundo, 2016). El clima de Yungas es templado y húmedo con lluvias principalmente estivales (80 %) y heladas durante el invierno (Bianchi, Yañez, & Acuña, 2005).

El Parque Provincial Potrero de Yala (PPPY) se encuentra en el sector norte de las Yungas Australes (24° 05' 29.16" S, 65° 30' 15.36" O, 2 619 m; Figura 1) y se extiende altitudinalmente entre 1 600 y 5 000 m, ocupando 4 300 ha. El PPPY es zona núcleo de la Reserva de Biosfera de las Yungas y, por lo tanto, la presencia de ganado exótico es contradictoria a sus objetivos de creación; sin embargo, la práctica de la ganadería extensiva es previa a la creación del parque, por lo que sería importante contar con lineamientos de manejo para asegurar su convivencia. El PPPY como su nombre lo indica fue utilizado históricamente para la ganadería extensiva y de acuerdo con Osuna y Guzmán (2014) presenta, en promedio, una carga ganadera de 0.23 cabezas de ganado vacuno por hectárea; en el sitio de estudio también hay presencia de ganado caprino y ovino. El área muestra signos de sobrepastoreo como la abundancia de *Senecio rudbeckiaefolius* Meyen et Walp. y presencia de yerba de la oveja *Alchemilla pinnata* Pilg. ex Rothm. (Braun-Wilke et al., 2013). En el PPPY, *P. australis* se encuentra en bosques puros o acompañado por *A. acuminata*, *S. peruviana*, *Schinus gracilipes* I.M. Johnst., *Juglans australis* Griseb. (nogal) y *P. parlatorei*.





**Figura 1.** Ubicación del bosque de *Polylepis australis* en el Parque Provincial Potrero (PPP) de Yala, Jujuy, Argentina, donde se realizó el estudio de los efectos de la presencia de ganado sobre las densidades de plántulas y renovales.

### Trabajo de campo

En un bosquecillo monoespecífico de *P. australis* se establecieron tres clausuras de aproximadamente 35 m<sup>2</sup>, excluyendo el ganado mayor y menor. A lo largo de un año (abril 2014 a febrero 2015) se monitorearon las plántulas y los renovales de las clausuras y de un área control (con ganado vacuno [0.23 cabezas·ha<sup>-1</sup>] y ganado menor [caprino y ovino en densidad desconocida]) fuera de estas que no tuviera diferencias ambientales observables. El número de plántulas y renovales se cuantificó en tres cuadrantes (1 m x 1 m) dispuestos al azar dentro de la clausura y en tres cuadrantes al azar en el área designada fuera de la clausura. Los datos se registraron seis veces a lo largo del año para plántulas y cuatro veces para renovales. Como plántula se define a aquel individuo recién emergido (*i. e.* tiene menos de un año, posee cotiledones y tamaño diminuto [ $<1$  cm]). Como renoval se define a aquel individuo que ha perdido los cotiledones y que mide menos de 1 cm de diámetro en la base (DAB). Es importante establecer los criterios de DAB, ya que las plantas añejas de *Polylepis* pueden mantenerse de bajo tamaño por el

ramoneo constante. Las plántulas pequeñas son reconocibles por la presencia de los nomofilos típicos del género (Figura 2).



**Figura 2.** *Polylepis australis* con caracteres morfológicos distintivos de la especie en el Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina.

### **Análisis estadístico**

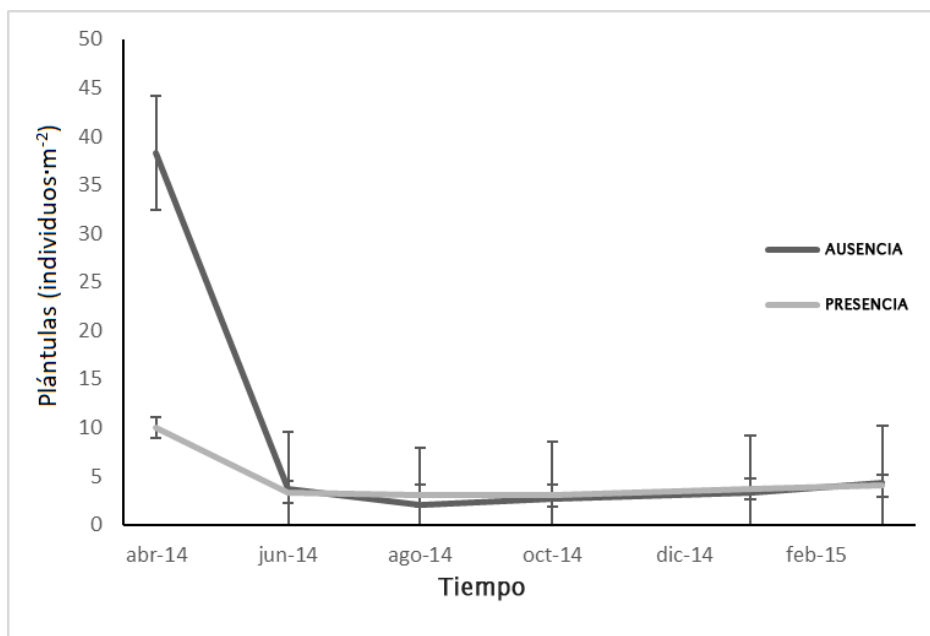
Los promedios de densidad de plántulas y renovales se calcularon en cada momento de medición y en cada situación (presencia vs. ausencia del ganado); los promedios se graficaron a lo largo del tiempo. Para el análisis estadístico, modelos lineales mixtos de distribución normal se ajustaron para la densidad de plántulas y renovales. Las variables explicativas fueron el ganado (presencia vs. ausencia) y los momentos de medición (seis meses para plántulas y cuatro para renovales), y se consideró la interacción entre ambas variables. Para ambos modelos se comprobaron la normalidad de los residuos y la ausencia de sobredispersión. La diferencia entre tratamientos se verificó mediante una prueba de Chi-cuadrado ( $\chi^2$ ) para las densidades de plántulas y para las densidades de renovales. En todos los casos, el modelo mínimo adecuado se identificó mediante el método de prueba de hipótesis. Los análisis se hicieron con los paquetes MASS (Venables & Ripley, 2002) y ggplot2 (Wickham, 2016) del *software* R (R Core Team, 2020).

## Resultados

El Cuadro 1 presenta los resultados del modelo de densidad de plántulas de *P. australis* en función de la presencia de ganado y del momento de medición. A lo largo del año, la densidad media de plántulas con su desviación estándar fue  $9.06 \pm 18.01$  individuos·m<sup>-2</sup> en ausencia del ganado y  $4.50 \pm 3.82$  individuos·m<sup>-2</sup> en presencia del ganado; sin embargo, esta diferencia no fue estadísticamente significativa ( $P = 0.2$ ). Por tanto, de acuerdo con el modelo, la presencia de ganado no afectó la densidad de plántulas. En cambio, de acuerdo con el modelo, hay diferencias significativas en la densidad de plántulas según las épocas del año ( $P < 0.001$ ); esto se debe a que la diferencia entre observaciones fue amplia en la primera medición (abril); sin embargo, se redujo en los meses siguientes (ambas líneas se superponen), tal como se observa en la Figura 3. La interacción entre las variables momento y ganado no fue significativa, indicando que únicamente el momento de la medición afectó la densidad de plántulas.

**Cuadro 1.** Modelo de densidad de plántulas en función del ganado (presencia vs. ausencia) y del momento de medición en el periodo de un año, en un bosque de queñoa (*Polylepis australis*) en el Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

<b>Variables explicativas</b>	<b><math>\chi^2</math></b>	<b>gl</b>	<b>P</b>
Momento*ganado	7.24	5	0.20
Ganado	1.04	1	0.31
Momento	32.92	5	0.000004*

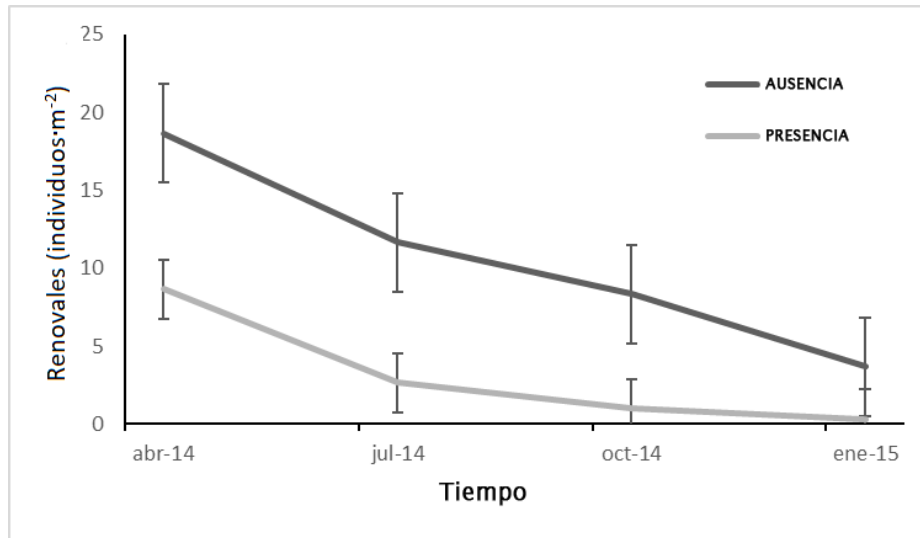


**Figura 3.** Densidad de plántulas en presencia y ausencia del ganado a lo largo del tiempo en un bosque de queñoa (*Polylepis australis*) en el Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

El Cuadro 2 muestra que la presencia de ganado afectó significativamente ( $P < 0.0001$ ) la densidad de renovales; a lo largo del año, en zonas sin ganado ( $10.58 \pm 6.64$  individuos·m<sup>-2</sup>) fue tres veces mayor que con presencia ( $3.17 \pm 3.86$  individuos·m<sup>-2</sup>). La interacción entre el momento de la medición y el ganado fue significativa ( $P = 0.04$ ); en ambas situaciones (con y sin ganado), la densidad de renovales fue mayor en el primer momento de medición (Figura 4).

**Cuadro 2.** Modelo de densidad de renovales en función del ganado (presencia vs. ausencia) y del momento de medición en el periodo de un año, en un bosque de queñoa (*Polylepis australis*) en el Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

VARIABLES explicativas	$\chi^2$	gl	P
Momento*Ganado	8.045	3	0.04*
Ganado	50.64	1	<0.0001**
Momento	64.90	3	<0.0001**



**Figura 4.** Densidad de renovales en presencia y ausencia del ganado a lo largo del tiempo en un bosque de queñoa (*Polylepis australis*) en el Parque Provincial Potrero de Yala (Jujuy, Argentina).

## Discusión

La presencia de ganado no afectó la densidad de plántulas de *P. australis* en este sector de su distribución, considerando los promedios anuales. Esto indica que aún hay árboles semilleros y no implica un factor de limitación para la regeneración natural, en contraste con lo encontrado por Torres et al. (2008) para la misma especie en las Sierras de Córdoba; sin embargo, durante el primer mes de medición (abril 2014) sí hubo diferencia en el éxito de germinación entre situaciones con y sin ganado. Si los datos se hubieran tomado solo en abril, las diferencias fueran significativas y se arribaría a conclusiones equivocadas; por tanto, es muy importante hacer varias mediciones a lo largo del tiempo.

En regiones más australes se ha visto que el ganado fomenta la compactación del suelo por medio del pisoteo, lo cual impide la germinación de *P. australis* (Renison, Hensen, & Cingolani, 2004) y, además, mata a las plántulas recién germinadas (Dezzotti et al., 2003; Mountford, 2003). No obstante, en el presente estudio, la disminución en la densidad de plántulas después de abril (Figura 3) ocurre tanto en presencia como en ausencia del ganado indicando que las causas de mortandad son ajenas y que posiblemente se deben a factores ambientales y biológicos (v. g. escasez de agua

y competencia). Al respecto, en el lugar de estudio existe una marcada estación seca (octubre-noviembre) y 80 % de las precipitaciones ocurre en verano (diciembre-marzo) (Bianchi et al., 2005). Es probable que el punto máximo de maduración de los frutos en *P. australis* se dé al final de la época seca, como ocurre en *Polylepis tomentella* Weddel (Domic, Mamani, & Camilo, 2013; Reboratti, 2006), y que naturalmente se genere un pico en la germinación al final de la estación húmeda cuando el suelo está saturado completamente y que coincide con el mes de abril. Después de la temporada húmeda, durante el periodo seco, no habría más emergencia de plántulas, pero sí una mortandad natural por sequía. En otras palabras, la disminución de la densidad después de abril indica, por un lado, que no germinan más semillas durante los meses posteriores y, por el otro, que las plántulas germinadas en dicho mes no sobreviven al primer año. Las plántulas pueden morir al cabo de unos días por falta de agua (Reboratti, 2006) y las recién emergidas muchas veces no tienen la capacidad de resistencia a las condiciones adversas (estrés hídrico o térmico) toleradas por las plantas adultas (Fenner & Thompson, 2005). Otro factor podría ser el estrato herbáceo que se genera después de la época húmeda y que influye negativamente en las plántulas de *Polylepis* por competencia por los recursos (George & Bazzaz, 1999). El estrato herbáceo en el lugar de estudio está compuesto por numerosas especies nativas y exóticas asilvestradas (*Festuca* sp. y *Duchesnea indica* [Andr.] Focke) y tolerantes a la herbivoría (*Digitalis purpurea* L. y *Alchemilla pinnata* [Ruiz & Pav.] Rothm).

La siguiente etapa en la regeneración son los renovales que tienen ya más de un año. Esta etapa sí fue afectada por el ganado; se encontraron 3.3 veces más renovales en ausencia del ganado. Este valor es parecido al encontrado por Torres et al. (2008) en las Sierras de Córdoba, quienes demostraron que lugares con baja carga ganadera presentan entre 3.5 y 4 veces más renovales de *P. australis* (individuos menores de 5 cm) que en los sitios degradados. En el PPPY se observó ganado ramoneando en todas las visitas y en cualquier época del año; además, debido a la práctica de trashumancia, la presión podría aumentar considerablemente en verano. A medida que los árboles crecen, el efecto directo del ganado pasaría de pisoteo a ramoneo; por ejemplo, se pudieron observar ejemplares de renovales vivos, pero ramoneados (Figura 5). Sería interesante realizar estudios de seguimiento de renovales midiendo sus alturas; sin embargo, en ambas situaciones (con y sin ganado), hay tendencia de disminución en el número de renovales y plántulas, por lo que *P. australis* parece tener una mortandad natural alta, al menos durante los primeros años de vida.



**Figura 5.** Renoval de *Polylepis australis* con evidencia de ramoneo por ganado en el Parque Provincial Potrero de Yala, Jujuy, Argentina.

En el PPPY, la remoción de hojarasca que facilita la germinación es aún realizada por los grandes herbívoros nativos. En el área están presentes corzuelas (*Mazama* sp.) y chanchos del monte (*Pecari tajacu* L.) (Malizia, Bergesio, Reid Rata, Cáceres, & Fierro, 2011). En las Sierras Grandes de Córdoba, Teich et al. (2005) y Zimmermann et al. (2009) encontraron que tanto una carga excesiva de ganado como su exclusión total afectan negativamente la regeneración del bosque de *P. australis*, mientras que un pastoreo moderado facilita la germinación de semillas por remoción de hojarasca. Estos estudios se realizaron en sitios donde los grandes herbívoros nativos fueron extintos y el ganado exótico parece haber reemplazado la función ecológica de estos.

Para promover la restauración de los bosquecillos de *Polylepis* sería importante no realizar siembra de semillas, ya que estas, a pesar de germinar con relativo éxito en ausencia de ganado, no

sobrevivirían el segundo año de vida. En áreas con presencia de ganado hay que determinar el umbral por debajo del cual el ganado no implica impedimento para la regeneración natural; por ejemplo, Giorgis, Cingolani, Teich, y Poca (2020) recomendaron una carga de ganado debajo de  $0.12 \text{ unidades} \cdot \text{ha}^{-1}$  para las Sierras Grandes de Córdoba. Esto implicaría que en el PPPY habría que reducir el ganado a la mitad; sin embargo, esto se debe definir localmente, ya que las Yungas son una ecorregión con lluvias más abundantes y probablemente una capacidad de carga mayor; además, es necesario conocer la abundancia de herbívoros nativos. En particular, el PPPY es una zona núcleo de la biosfera de las Yungas y como Parque Provincial cuenta con un marco legal de protección, pudiendo realizar una restauración de los bosques de *Polylepis* en particular y del área en general. Existen aún árboles semilleros y, por lo tanto, existe potencial para la regeneración natural.

Este estudio presenta datos preliminares que apoyan la hipótesis de que el ganado afecta renovales mayores de un año, pero no el primer año. Para conocer la regeneración natural del bosque habría que ampliar el estudio a otras etapas del ciclo de vida; por ejemplo, Giorgis et al. (2020) encontraron que la carga ganadera que permite un crecimiento horizontal en árboles adultos es aún más baja que la que permite un crecimiento en altura. Otros factores que estarían afectando los bosquecillos de *P. australis* son el fuego y la invasión de especies exóticas (Renison et al., 2013). En el PPPY abundan las especies herbáceas exóticas (*D. purpurea* y *D. indica*) y las plantaciones de pino (*Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. y *Pinus taeda* L.).

Los resultados de este estudio demuestran influencia antrópica sobre las primeras etapas de la regeneración natural en un bosquecillo de *Polylepis*. Aunque aún existen árboles semilleros, las diferencias encontradas actualmente afectarán a largo plazo la estructura del bosque; por más que se permita la recuperación, habrá ausencia de ciertas clases diamétricas. Los estudios de estructura en bosques de *P. australis* en las Sierras Grandes de Córdoba (Teich et al., 2005) también indican efectos antrópicos importantes.

Sería importante ampliar el estudio a través de clausuras a otras elevaciones, donde el efecto de la misma cantidad de ganado podría ser diferente, ya que esta investigación se realizó en un solo nivel altitudinal y se basó en un número pequeño de clausuras, por lo tanto, los resultados no son definitivos. Actualmente, algunos autores del presente estudio están desarrollando un trabajo que involucra más clausuras y el gradiente local completo. Los resultados del actual estudio son los



primeros de un experimento en este sector de la distribución de *P. australis* y son el paso inicial para contribuir a la conservación de la especie en el norte de su distribución.

## **Conclusiones**

La regeneración natural de los bosques de *Polylepis* se vería afectada si la actividad ganadera se mantiene bajo las condiciones actuales de manejo, particularmente, después del primer año de vida (renovales). Los bosques de *Polylepis* no se ven afectados en su germinación, indicando que aún conservan el potencial para la regeneración natural. Esto indica que se necesitan medidas urgentes de control y manejo de ganado en todo el rango de distribución. Las diferencias encontradas a lo largo del tiempo señalan la necesidad del seguimiento de las plántulas a largo plazo. Las diferencias encontradas con investigaciones más al sur de la distribución de la especie resaltan la importancia de los estudios locales.

## **Agradecimientos**

A la Universidad Nacional de Jujuy que financió el trabajo a través del proyecto aprobado por la Secretaría de Ciencia y Técnica y Estudios Regionales (SeCTER 08/A180): “Sustentabilidad y ganadería en el Parque Provincial Potrero de Yala. Su incidencia en el bosque de queñoa (*Polylepis australis*)”. Los autores agradecen también a los revisores anónimos de este manuscrito.