

# Evaluación del efecto del pastoreo con bovinos como herramienta de control de ligustro (*Ligustrum lucidum*) en bosque parque

F. de Santiago<sup>1</sup>, D. Bresciano<sup>2</sup>, L. Del Pino<sup>1</sup>, A. Castagna<sup>1</sup>, O. Blumetto<sup>1,\*</sup>

(1) Estación Experimental INIA Las Brujas, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, 90200 Canelones, Uruguay.

(2) Departamento de Sistemas Ambientales, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

\* Autor de correspondencia: O. Blumetto [[oblumetto@inia.org.uy](mailto:oblumetto@inia.org.uy)]

> Recibido el 07 de enero de 2019 - Aceptado el 18 de junio de 2019

**de Santiago, F., Bresciano, D., Del Pino, L., Castagna, A., Blumetto, O. 2019. Evaluación del efecto del pastoreo con bovinos como herramienta de control de ligustro (*Ligustrum lucidum*) en bosque parque. *Ecosistemas* 28(2): 109-115. Doi.: 10.7818/ECOS.1673**

Las especies exóticas invasoras constituyen una de las amenazas más importantes para la conservación de la biodiversidad y los procesos de los ecosistemas. En Uruguay y otras zonas templadas se destaca el ligustro (*Ligustrum lucidum* W.T. Aiton), una especie asiática con gran capacidad de adaptación y características que la convierten en colonizadora exitosa. La multiplicación por semillas es su estrategia reproductiva principal y la herbívora podría contribuir a reducir el reclutamiento de plántulas. Nuestro objetivo fue evaluar el uso del pastoreo con bovinos como herramienta para reducir el avance de esta especie en ecosistemas bosque parque. Para esto se realizó un experimento en la Estación Experimental Las Brujas, del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Uruguay. El área experimental constó de 4 potreros asignados a dos tratamientos de diferentes intensidades de pastoreo con vacas (asignaciones iniciales de 5 y 3 kg de materia seca/kg de peso vivo). En invierno y primavera de 2016 y verano de 2017 se muestrearon 6 parcelas de 1 m<sup>2</sup> en cada potrero donde se registró el número total de plantas, la altura, número de hojas, presencia de yema apical y presencia de otras yemas. No se observó un efecto negativo en el número final de plantas, pero sí hubo defoliación y corte de yemas por pastoreo que podría tener un efecto de retraso en el crecimiento. El tratamiento de mayor intensidad de pastoreo tuvo más corte de yemas apicales, pero en ambos casos se produjo consumo de las plantas jóvenes. El pastoreo en las condiciones estudiadas no resultó en una herramienta efectiva para el control de ligustro. Sin embargo, consideramos que vale la pena profundizar en estudios donde la presión de pastoreo se mantenga durante períodos más largos de tiempo.

**Palabras clave:** arbóreas; conservación de bosques; exóticas invasoras; manejo ecosistemas

**de Santiago, F., Bresciano, D., Del Pino, L., Castagna, A., Blumetto, O. 2019. Evaluation of the effect of grazing with bovines as a control tool for privet (*Ligustrum lucidum*) in park forest. *Ecosistemas* 28(2): 109-115. Doi.: 10.7818/ECOS.1673**

Invasive alien species constitute one of the most important threats to the conservation of biodiversity and ecosystem processes. A species that stands out in Uruguay and other temperate zones, is the privet (*Ligustrum lucidum* W.T. Aiton); an Asian species with great adaptability and characteristics that make it a successful colonizer. Seeds production is its main reproductive strategy, so the herbivore consumption could contribute to reduce the recruitment of seedlings. The objective of this work was to evaluate the use of bovine grazing as a tool to reduce the progress of this species in park forest ecosystems. An experiment was carried out at Las Brujas Experimental Station, of the National Institute of Agricultural Research (INIA), Uruguay. The experimental area consisted of 4 paddocks assigned to two treatments of different intensities of cows grazing (initial allowance of 5 kg and 3 kg of grass dry matter / kg of animal body weight). During winter and spring 2016 and summer 2017, six plots of 1 m<sup>2</sup> were sampled in each paddock. In each sampling station, the total number of plants, height, number of leaves, presence of apical bud and presence of other buds were recorded. Although there was no negative effect on the final number of plants, there was defoliation and cut of buds due to the effect of grazing, which could have a retarding effect on growth. The treatment with higher grazing intensity had more apical buds cutting, but, in both cases, the sprouts were grazed. Grazing, under these conditions, did not result in an effective tool for privet control. However, it is worthwhile to go deeper into studies where grazing pressure is maintained during longer periods of time

**Key words:** ecosystem management; forest conservation; invasive aliens; trees

## Introducción

En los últimos siglos, con el aumento de rutas de comercio y turismo internacional, se ha facilitado el transporte de especies de plantas, animales y microorganismos por todo el planeta a distancias mayores de las que alcanzaría la dispersión natural. Algunos de estos organismos, al ser liberados intencional o accidentalmente fuera de su área de distribución geográfica, superan barreras bióticas y abióticas, se propagan sin control, son capaces de persistir

en diferentes hábitats y llegan a ocasionar grandes impactos en los sistemas naturales, en la salud humana, en la economía y en la sociedad, transformándose así en invasoras (Zalba 2005; Meyerson y Mooney 2007; Vilà et al. 2008; Simberloff et al. 2013; Shackleton et al. 2018).

Las especies exóticas invasoras pueden transformar la estructura de los ecosistemas y afectar a las especies nativas que los componen, restringiendo su distribución o hasta excluyéndolas, sustituyendo sistemas diversos por poblaciones alóctonas, muchas

veces mono-específicas (Aguilar 2005). Asimismo, los cambios que generan pueden provocar la alteración de la química del suelo, de los procesos geomorfológicos, del régimen de incendios (en frecuencia e intensidad), de la hidrología (Matthews y Brand 2005; Gaertner et al. 2017; Bennett y van Sittert 2019).

Los bosques nativos, que brindan importantes servicios ecosistémicos, entre los que se encuentra la conservación y regulación del agua, alimento y refugio para especies animales, la captura de carbono atmosférico, no escapan a esta problemática (Ayup et al. 2014; Carrere 2010). La invasión por especies exóticas leñosas en los bosques genera impactos negativos tanto en términos ecológicos como económicos. *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton (ligustro) es una de las especies que han invadido numerosas regiones del mundo, y en particular de América del sur (Argentina, Brasil y Chile, entre otros) (Fonseca et al. 2013; Zamora et al. 2014; Ayup et al. 2014; Montti et al. 2016). El ligustro, presenta muchas características que la convierten en una colonizadora exitosa y puede generar grandes cambios en el ambiente (Cronk y Fuller 1995; Zamora et al. 2014). El ligustro limita la biodiversidad de plantas nativas e impide la regeneración natural de los bosques que invade (Hoyos et al. 2010). Estos, y otros cambios sobre las propiedades del hábitat generan efectos en cascada, que afectan la estructura y funcionamiento de los sistemas afectados (Ayup et al. 2014). En las yungas argentinas ha generado impactos negativos sobre la dinámica hídrica de este ecosistema, al consumir el agua de los horizontes superficiales. Esto podría limitar el acceso a este recurso por parte de otras especies (Zamora et al. 2014). Por otra parte, un estudio desarrollado en Sierras Chicas, Córdoba, Argentina, mostró que el área ocupada por *L. lucidum* aumentó 50 veces entre 1983 y 2006 (de 50 a 2500 hectáreas), lo cual representa un 20% de los bosques de esa zona (Gavier-Pizarro et al. 2012).

El ligustro es un árbol originario de China, Japón y Corea que se ha distribuido ampliamente en Uruguay (Aldabe et al. 2008). Es una especie leñosa, perenne, perteneciente a la familia Oleaceae, ornitócora, de alto poder germinativo, que crece rápidamente y alcanza grandes alturas, y puede prosperar bajo condiciones de sol y sombra (Aragón y Groom 2003). Presente en Uruguay desde el siglo XIX, fue muy utilizado para cercos vivos y como ornamental (Nebel y Porcile 2006). La invasión se ha producido en particular en bosques ribereños (Aber et al. 2015), aunque comienza a ser muy importante en bosques serranos. El ligustro se ha identificado por el Comité de Especies Exóticas Invasoras (Uruguay) como una de las especies leñosas prioritarias para su control (CEEI, MVOTMA 2018).

Existen diferentes experiencias de control químico, mecánico e integrado, mediante acciones prácticas y trabajos de investigación realizados para la restauración del ecosistema (Blumetto et al. 2007; Blumetto et al. 2009; Blumetto 2010; Delgado 2010).

La herbivoría suele ser uno de los mecanismos de regulación natural de poblaciones de plantas leñosas en etapas juveniles. Sin embargo, uno de los estudios más recientes, comparó el efecto de la herbivoría por artrópodos y la composición química de las hojas de ligustro en Argentina y China (lugar de origen de la especie). Los resultados indicaron que pese a una mayor riqueza de herbívoros naturales en el sitio invadido y a una palatabilidad superior de las hojas a las del lugar de origen, el consumo fue menor. Esto podría deberse a una ausencia de coevolución de la planta con el ambiente, por lo tanto, logra reducir la herbivoría y asignar recursos para el crecimiento, otorgándole un mayor potencial invasor a la especie (Montti et al. 2016).

Muchas plantas contienen una variedad de metabolitos secundarios, presumiblemente como sustancias químicas de defensa que a veces son tóxicas o desventajosas para los herbívoros (Konno et al. 2001). Las hojas del ligustro contienen un 3% de oleuropeína, un glucósido secoiridoide fenólico (Konno et al. 1998). Esto podría producir el rechazo del ligustro por parte de los animales en el momento de poder consumirlo.

En este estudio se propone un método alternativo de control del crecimiento de ligustro mediante la herbivoría con ganado vacuno, del que no se encontraron antecedentes en la región. Los objetivos fueron:

1. Cuantificar el efecto de diferentes intensidades de pastoreo con vacunos en ecosistemas de bosque parque sobre el número de plantas jóvenes de *Ligustrum lucidum*.
2. Analizar el efecto de diferentes intensidades de pastoreo sobre las partes aéreas de las plantas (hojas, yemas y tallos) en los estadios juveniles de dicha especie.

El manejo o régimen de pastoreo es un factor fundamental en la interacción vegetación-herbívoro que puede afectar a las plantas y los procesos fundamentales del ecosistema (Rusch y Skarpe 2009). El pastoreo en sistemas silvo-pastoriles puede afectar la composición arbórea por sus efectos sobre la regeneración de los árboles, la cual puede verse afectada por el ganado que consume sus frutos, ramonea las plántulas y árboles pequeños y daña las plántulas por pisoteo (Esquivel et al. 2009).

## Material y Métodos

El trabajo de campo fue realizado en la estación experimental "Wilson Ferreira Aldunate", del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) Las Brujas (34°39'18,29"S y 56°20'12,57"O); que se encuentra ubicada sobre Ruta Nacional 48 Km 10, en el paraje denominado Rincón del Colorado, al suroeste del departamento de Canelones, Uruguay. El sitio experimental incluyó dos potreros con una superficie de 19.28 y 17.43 ha respectivamente. Los suelos dominantes son Brunosoles Éutricos Típicos Francos (Silva y Docampo 2013). El ecosistema dominante en el estudio fue bosque parque o espinal, comunidad constituida por árboles aislados o en pequeños grupos (5-20 individuos) en una matriz de pastizal natural. Las principales especies arbóreas en ésta región son *Acacia caven* Molina, *Celtis tala* Spreng, *Schinus molle* Lindl. y *Scutia buxifolia* Reiss. También son comunes arbustos de los géneros *Baccharis*, *Eupatorium* y *Baccharidastrium*. El tapiz herbáceo es abundante y denso constituidos mayoritariamente por gramíneas estivales, con menor proporción de gramíneas invernales y dicotiledóneas. La cobertura arbórea fue estimada a través de imágenes de Google Earth, siendo aproximadamente de 20 % en potrero 1 y 30% en potrero 2, del cual 50% corresponde a las especies nativas ya mencionadas y el resto a ligustros adultos, distinguibles en imágenes satelitales del mes de diciembre por su contrastante coloración durante la floración. Los primeros ejemplares de la especie fueron detectados en 2004 y en el momento de la instalación del experimento se constató un rango amplio de edades y tamaños de individuos de ligustro. Debido a esto y a su distribución espacial irregular (zonas de alta, media y baja densidad de individuos), no se estimó la densidad inicial del mismo.

Cada potrero se dividió en dos tratamientos, subpotreros de alta (A) y baja (B) intensidad de pastoreo: 1A de 9.45 ha, 1B de 9.83 ha, 2A de 8.65 ha y 2B de 8.78 ha. El experimento se desarrolló entre julio de 2016 y febrero de 2017, comprendiendo el período invierno-primavera-verano. Se utilizó un rodeo de 30 vacas de engorde cruce Hereford x Aberdeen Angus, de entre 2 y 3 años de edad, las cuales promediaron 414±39,8 kg al inicio del período experimental y fueron individualmente identificadas para seguimiento de peso.

Para monitorear las asignaciones de forraje se midió la disponibilidad de materia seca (MS) de los potreros (incluyendo biomasa herbácea y plántulas de árboles y arbustos) y el peso vivo de los animales. La disponibilidad de materia seca se estimó por el método de doble muestreo para evaluación de pastizales desarrollado por Haydock y Shaw (1975), utilizando la asociación de observaciones visuales con datos obtenidos por muestreo directo a campo para determinar estimadores de regresión. En los subpotreros de baja intensidad, los animales iniciaron el pastoreo con una asignación de 5kg de MS/kg de peso vivo animal (PV) y salieron cuando la disponibilidad de forraje llegó a 3kg MS/kg PV. En el tratamiento

de alta intensidad, los animales iniciaron el pastoreo con una asignación de 3kg MS/kg PV y salieron cuando la disponibilidad llegó a 1kg MS/kg PV. Para lograr las asignaciones mencionadas en cada subpotrero se asignó número diferente de animales, quedando una distribución de 9 animales en 1A y 8 en 2A, 7 animales en 1B y 6 en 2B respectivamente.

En cada subpotrero se establecieron seis parcelas de 1 m<sup>2</sup> (n = 24 parcelas), en las que se registró el número total de plantas de ligustro (desde la primera hoja no cotiledónea hasta 1.5 m de altura), altura de cada planta, número de hojas por planta, presencia de yema apical, presencia de yemas laterales (denominadas otras yemas enteras) y ramillas cuyas yemas habían sido cortadas (otras yemas cortadas). Las mediciones se realizaron en dos momentos: en julio previo al inicio del pastoreo y en febrero cuando se retiraron los animales por haber alcanzado las asignaciones de forraje objetivo. Las parcelas de conteo de plantas fueron establecidas bajo árboles mayores en zonas donde la densidad de plantas de ligustro era importante y el componente de tapiz herbáceo prácticamente despreciable, lo cual permitiría considerar que el pastoreo fue intencional y no por su consumo accidental, por estar mezclado con hierbas.

Para realizar el análisis, las parcelas se agruparon de a pares (una por cada tratamiento) por proximidad espacial y se comprobó que el valor inicial de las variables no difería estadísticamente entre pares. Se consideró que plántulas menores a 5 cm de altura no podían ser alcanzadas por el bocado de las vacas, por lo cual se separaron los datos en dos categorías, plantas de 5 cm o menos y plantas mayores a 5 cm.

Adicionalmente, se efectuó además, un estudio de la composición química de la biomasa aérea de la pastura y de las hojas de ligustro para determinar el contenido medio de materia seca (MS), proteína cruda (PC), fibra detergente ácido (FDA), fibra detergente neutro (FDN) y cenizas (CEN) de las mismas.

Para comparar las variables estimadas entre tratamientos (alta y baja intensidad de pastoreo) y entre momentos (previo y posterior al pastoreo), se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para observaciones pareadas (Di Rienzo et al. 2008). Para la composición química de pastura y de hojas de ligustro se realizó un análisis de varianza.

## Resultados

En la **Tabla 1** se presentan los valores medios de las variables estudiadas para los dos tratamientos, al inicio y final del experimento, en los cuatro sub-potreritos utilizados.

No se registraron diferencias significativas al inicio del experimento entre los pares de parcelas formados con los distintos tratamientos para ninguna de las variables, por lo que se asumió que todos los pares de parcelas son similares en las variables estudiadas.

### Baja intensidad de pastoreo (B)

Al comparar el número total de plantas entre momento inicial y final del ensayo, no se detectaron diferencias significativas en el

tratamiento de baja intensidad de pastoreo. Sin embargo, al evaluar por separado las plántulas menores a 5 cm y el resto de plantas (mayores a 5 cm de altura), las primeras disminuyeron en número al finalizar el ensayo mientras que las últimas aumentaron (**Tablas 2 y 3**).

Para el total de plantas, la altura y el número de hojas aumentaron al final del estudio, por el contrario el número de yemas apicales disminuyó. Para las plantas mayores a 5cm se detectó un aumento del número de yemas apicales. En cuanto al número de otras yemas enteras que surgieron de los rebrotes de las plantas grandes y otras yemas cortadas (que reflejarían el pastoreo de estas nuevas yemas), fueron mayores en el momento final (**Tabla 2**).

### Alta intensidad de pastoreo (A)

En el tratamiento A, al igual que en el B, el número total de plantas fue similar entre el principio y el fin del experimento, disminuyendo las plantas de menos de 5 cm y aumentando las plantas mayores a 5 cm (**Tablas 4 y 5**).

Para el total de plantas, la altura y número de hojas aumentaron si se compara el momento inicial con el final del experimento, mientras que por el contrario el número de yemas apicales disminuyó. Para las plantas mayores a 5 cm el número de yemas apicales fue similar entre el principio y el fin del experimento, mientras que el número de otras yemas enteras y cortadas fue mayor al finalizarlo (**Tabla 4**).

### Comparación entre tratamientos de baja y alta intensidad de pastoreo

La comparación entre tratamientos no mostró diferencias significativas entre los mismos para las variables altura, número de hojas y número de otras yemas enteras y cortadas; tanto considerando el total de plantas como las plantas mayores a 5 cm (**Tabla 6**).

No hubo diferencias significativas en el número total de plantas entre tratamientos al finalizar el experimento. Sin embargo, al analizar solo las plantas grandes, se pudo observar que el número de plantas fue significativamente mayor en el momento final para el tratamiento de baja intensidad de pastoreo (**Tabla 6**).

Para la variable número de yemas apicales, cuya reducción se asocia al efecto del pastoreo, también existió un efecto tratamiento (en el total de plantas y en las plantas grandes), siendo menor el número en el tratamiento de alta intensidad de pastoreo (**Tabla 6**).

### Composición química de la biomasa aérea de la pastura y hojas de ligustro

De modo de tener una referencia de los posibles aportes nutricionales y preferencias de los animales se presenta la **Tabla 7**, con la composición promedio de la pastura y las hojas de ligustro al comienzo del experimento. Se encontraron diferencias en la composición para todas las variables excepto las cenizas, destacándose que el ligustro contenía proteína cruda en niveles muy superiores y la fibra detergente neutro con tenores muy inferiores al pastizal.

**Tabla 1.** Número de plantas (media±DE) al inicio y al fin del experimento.

**Table 1.** Number of plants (mean±SD) at start and end of the experiment

	Subpotrero 1A		Subpotrero 1B		Subpotrero 2A		Subpotrero 2B	
	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin	Inicio	Fin
<b>Plantas mayores a 5 cm</b>	282.3 ± 88.8	595.2 ± 241.9	316.7 ± 116.8	377.2 ± 71.9	476.8 ± 178.6	659.8 ± 157.3	413.5 ± 99.0	566.3 ± 97.2
<b>Plantas menores a 5 cm</b>	621.2 ± 368.3	91.7 ± 61.6	209.5 ± 182.2	54.8 ± 31.3	224.8 ± 127.1	51.2 ± 59.6	238.0 ± 130.2	54.0 ± 25.6

\* Todas las plántulas presentaban yema apical y no presentaban otro tipo de yemas.

**Tabla 2.** Comparación del estado inicial y final para todas las variables (media  $\pm$  DE) evaluadas para el tratamiento de baja intensidad de pastoreo (B).**Table 2.** Comparison of the initial and final state for all the variables (mean  $\pm$  SD) evaluated for the treatment of low intensity of grazing (B).

	Total de plantas			Plantas mayores a 5 cm		
	Inicio	Fin	<i>p</i>	Inicio	Fin	<i>p</i>
<b>Nº de plantas / m<sup>2</sup></b>	802.6 $\pm$ 324.9	698.9 $\pm$ 238.1	0.171	379.6 $\pm$ 168.5	627.5 $\pm$ 197.5	<b>&lt;0.0001</b>
<b>Altura</b>	8.1 $\pm$ 3.3	10.6 $\pm$ 3.0	<b>0.001</b>	12.1 $\pm$ 3.5	11.1 $\pm$ 3.1	0.689
<b>Nº de hojas</b>	4.9 $\pm$ 1.6	7.6 $\pm$ 1.7	<b>0.005</b>	7.3 $\pm$ 1.4	8.0 $\pm$ 1.7	0.433
<b>Nº de yemas apicales</b>	720.0 $\pm$ 361.0	472.0 $\pm$ 201.4	<b>&lt;0.0001</b>	297.0 $\pm$ 116.4	400.9 $\pm$ 158.3	<b>0.041</b>
<b>Nº de otras yemas enteras</b>	133.0 $\pm$ 130.9	265.0 $\pm$ 146.8	<b>0.0002</b>	132.7 $\pm$ 130.9	264.5 $\pm$ 146.8	<b>0.0001</b>
<b>Nº de otras yemas cortadas</b>	22.0 $\pm$ 36.2	70.0 $\pm$ 66.8	<b>0.001</b>	22.0 $\pm$ 36.2	70.2 $\pm$ 66.8	<b>0.001</b>

**Tabla 3.** Comparación del número de plantas menores a 5 cm de altura (media  $\pm$  DE) entre el inicio y el fin del experimento para el tratamiento de baja intensidad de pastoreo (B).**Table 3.** Comparison of the number of plants less than 5 cm high (mean  $\pm$  SD) between the start and the end of the experiment for the low intensity grazing treatment (B).

	Inicio	Fin	<i>p</i>
<b>Nº de plantas</b>	423.0 $\pm$ 334.5	71.4 $\pm$ 61.6	<b>0.002</b>

**Tabla 4.** Comparación del estado inicial y final para todas las variables evaluadas (media  $\pm$  DE) para el tratamiento de alta intensidad de pastoreo (A).**Table 4.** Comparison of the initial and final state for all the evaluated variables (mean  $\pm$  SD) for the treatment of high intensity of grazing (A).

	Total de plantas			Plantas mayores a 5 cm		
	Inicio	Fin	<i>p</i>	Inicio	Fin	<i>p</i>
<b>Nº de plantas / m<sup>2</sup></b>	588.8 $\pm$ 167.5	526.2 $\pm$ 137.9	0.210	365.1 $\pm$ 115.0	471.7 $\pm$ 128.1	<b>0.007</b>
<b>Altura</b>	9.0 $\pm$ 2.2	10.4 $\pm$ 1.7	<b>0.010</b>	11.8 $\pm$ 1.8	11.1 $\pm$ 1.9	0.135
<b>Nº de hojas</b>	5.0 $\pm$ 1.4	7.4 $\pm$ 1.7	<b>0.009</b>	6.5 $\pm$ 1.5	7.8 $\pm$ 1.8	0.101
<b>Nº de yemas apicales</b>	512.0 $\pm$ 162.3	338.0 $\pm$ 106.2	<b>0.0002</b>	287.8 $\pm$ 80.4	283.1 $\pm$ 95.2	0.951
<b>Nº de otras yemas enteras</b>	112.0 $\pm$ 98.2	219.0 $\pm$ 93.9	<b>0.001</b>	112.0 $\pm$ 98.2	218.5 $\pm$ 93.9	<b>0.001</b>
<b>Nº de otras yemas cortadas</b>	15.0 $\pm$ 21.3	44.0 $\pm$ 49.8	<b>0.043</b>	15.4 $\pm$ 21.3	43.6 $\pm$ 49.8	<b>0.043</b>

**Tabla 5.** Comparación del número de plantas menores a 5 cm de altura (media  $\pm$  DE) entre el inicio y el fin del experimento para el tratamiento A.**Table 5.** Comparison of the number of plants less than 5 cm high (mean  $\pm$  SD) between the start and the end of the experiment for treatment A.

	Inicio	Fin	<i>p</i>
<b>Nº de plantulas</b>	223.7 $\pm$ 151.7	54.4 $\pm$ 27.3	<b>0.004</b>

**Tabla 6.** Comparación del estado final de las variables (media  $\pm$  DE) entre el tratamiento de baja intensidad de pastoreo (B) y el tratamiento de alta intensidad de pastoreo (A).**Table 6.** Comparison of the final state of the variables (mean  $\pm$  SD) between the treatment of low intensity of grazing (B) and the treatment of high intensity of grazing (A).

Tratamiento	Total de plantas			Plantas mayores a 5 cm		
	B	A	p	B	A	p
Nº de plantas	698.9 $\pm$ 238.1	526.2 $\pm$ 137.9	0.081	627.5 $\pm$ 197.5	471.7 $\pm$ 128.1	<b>0.044</b>
Altura	10.6 $\pm$ 3.0	10.4 $\pm$ 1.7	0.461	11.1 $\pm$ 3.1	11.1 $\pm$ 1.9	0.461
Nº de hojas	7.6 $\pm$ 1.7	7.4 $\pm$ 1.7	>0.999	8.0 $\pm$ 1.7	7.8 $\pm$ 1.8	>0.999
Nº de yemas apicales	472.0 $\pm$ 201.4	338.0 $\pm$ 106.2	<b>0.026</b>	400.9 $\pm$ 158.3	283.1 $\pm$ 95.2	<b>0.028</b>
Nº de otras yemas enteras	265.0 $\pm$ 146.8	219.0 $\pm$ 93.9	0.220	264.5 $\pm$ 146.8	218.5 $\pm$ 93.9	0.220
Nº de otras yemas cortadas	70.0 $\pm$ 66.8	44.0 $\pm$ 49.8	0.159	70.2 $\pm$ 66.8	43.6 $\pm$ 49.8	0.159

**Tabla 7.** Contenido medio de materia seca (MS), proteína cruda (PC), fibra detergente ácido (FDA), fibra detergente neutro (FDN) y cenizas (CEN) de biomasa aérea de pastura y hojas de ligustro.**Table 7.** Mean content of dry matter (MS), crude protein (PC), acid detergent fiber (FDA), neutral detergent fiber (FDN) and ash (CEN) of pasture aerial biomass and privet leaves

Fuente	MS%	PC%	FDA%	FDN%	CEN%
Pastura	94.4 $\pm$ 0.4	7.8 $\pm$ 1.8	41.9 $\pm$ 4.3	73.4 $\pm$ 1.3	9.0 $\pm$ 2.3
Ligustro	90.8 $\pm$ 0.4	12.9 $\pm$ 0.4	31.4 $\pm$ 1.3	34.5 $\pm$ 0.8	9.1 $\pm$ 0.8
p	0.0001	0.0009	0.0001	<0.0001	0.2559

## Discusión

En el conteo de plantas de ligustro realizado, se puede ver que hay zonas del bosque donde se forman verdaderos almácgos de especies exóticas invasoras como afirman Nebel y Porcile (2006) aunque estos autores no presentan valores de densidad. Nuestros registros superan ampliamente a los reportados por Etchebarne y Brazeiro (2015) en parches de bosques nativos del Uruguay, donde en zonas con pastoreo se registró un número medio de 6.81 plantas/m<sup>2</sup> entre 0.10 y 0.50 m de altura y 0.82 plantas/m<sup>2</sup>, entre 0.5 y 1.3m de altura. En zonas sin pastoreo se registró una densidad de 8.31 plantas/ m<sup>2</sup> de 0.10m a 0.5m de altura y de 1.36 plantas/m<sup>2</sup> de 0.51m a 1.3m de altura. Eso muestra un grado de invasión de nuestra área de estudio muy superior en lo que refiere a plantas jóvenes, incluso considerando el área excluida del pastoreo que evalúan estos autores.

A lo largo del período de estudio, en ambos tratamientos se mantuvo el número total de plantas entre el principio y el fin del experimento. Ésto parecería indicar que para el período estudiado no hubo reducción de las plantas a causa del pastoreo, sin embargo, el número de plantas mayores de 5 cm aumentó. Este aumento se puede explicar debido al crecimiento de plantas menores o iguales a 5 cm que pasaron a ocupar la categoría de plantas mayores a 5 cm.

El número de yemas apicales en el total de plantas disminuyó marcadamente para los dos tratamientos. Esto sumado a la constatación visual del pastoreo, permite afirmar que el ligustro fue consumido por los animales. Este resultado indicaría que el consumo no fue inducido por la baja disponibilidad de forraje (alta intensidad de pastoreo) sino que, aún con disponibilidades importantes de biomasa de pastos las vacas consumieron partes de plantas de ligus-

tro. Las evidencias de consumo demostrarían que la especie es más palatable de lo que se presumía aspecto importante dado que muchos ganaderos argumentan falta de palatabilidad de la especie por parte del ganado. Las observaciones de campo muestran que la defoliación de plantas comenzó cuando en ambos tratamientos la disponibilidad de forraje era alta, incluso los animales ramoneaban las hojas de ligustros adultos desde el inicio y en pocos días consumieron lo que estaba a su alcance. Los animales podrían estar consumiendo inicialmente el ligustro selectivamente por su contenido en proteína (12.9%) y bajo contenido de fibra detergente neutro (34.5%), en relación a los contenidos nutricionales de la pastura (7.8 y 73.4% respectivamente). Similares valores fueron reportados por Montti et al. (2016), quienes encontraron contenidos de nitrógeno (%) en hojas de ligustro de entre 2.4  $\pm$  0.1 y 1.8  $\pm$  0.2, dependiendo de la región, lo que equivale a valores de proteína cruda de entre 15 y 11.25 % respectivamente. En rumiantes el contenido de fibra de los alimentos es clásicamente reportado como inversamente relacionado a la palatabilidad (Mertens 1987), sin embargo, compuestos secundarios no detectados en los análisis nutricionales clásicos podrían afectar también la palatabilidad (Tarazona et al. 2013). No obstante, estos compuestos de existir no parecen inhibir el consumo por parte de los bovinos.

Si se considera la posible selectividad positiva, Rusch y Skarpe (2009) afirman que a cargas bajas, la posibilidad de consumir desproporcionadamente las especies más preferidas es mayor.

Para el tratamiento de baja intensidad de pastoreo, el número de yemas apicales de las plantas grandes aumentó al finalizar el ensayo. Esto es posible, como se mencionó anteriormente, por el crecimiento de plántulas  $\leq$ 5cm y el consecuente cambio de categoría. Para el tratamiento de alta intensidad de pastoreo, el número de yemas apicales de las plantas mayores a 5 cm se mantuvo, por

lo que el número de plantas de menos de 5 cm que crecieron y pasaron a dicha categoría equiparó el número de plantas cuyas yemas apicales fueron consumidas. Esto permite inferir que, aunque el número final de plantas es diferente, dada la proporción de las plantas que cambiaron de categoría, no hubo diferencias entre los tratamientos.

A pesar de que hubo efectivamente consumo por parte de los animales, las plantas consumidas no murieron, y éstas junto con las no pastoreadas generaron nuevos rebrotes (ramificaciones), muchos de los cuales posteriormente fueron pastoreados. Estas observaciones junto con huellas y otras señales, permiten afirmar que los animales volvieron más de una vez al mismo sitio de pastoreo (consumieron más de una vez la misma planta).

En ambas intensidades de pastoreo, tanto el número de hojas como la altura promedio aumentaron en el total de plantas y se mantuvieron en las plantas mayores a 5 cm, a pesar de que muchas de éstas sufrieron cortes y defoliación. Podemos inferir, por lo tanto, que en este período las plantas compensaron las pérdidas en ambas variables. Estas compensaciones se deben tanto al crecimiento en altura de las plantas menores a 5 cm que hizo que pasaran a la categoría mayores a 5 cm, como al rebrote de las plantas de más de 5 cm luego de la defoliación por pastoreo. Esto último se confirma con el aumento de otras yemas enteras observado.

Si bien no existe un efecto negativo del pastoreo sobre el número total de plantas, ni sobre el número de plantas grandes y efectivamente pastoreadas, al menos estas últimas podrían llegar a sufrir un retraso en su crecimiento ya que tienen que utilizar sus recursos para rebrotar y reponer su área foliar y altura. Según las conclusiones de [Montti et al. \(2016\)](#), este efecto podría disminuir la invasión de *L. lucidum*. Si no estuvieran sometidas a esta herbivoría las plantas podrían reasignar los recursos que se utilizaron para compensar los daños, en el crecimiento y aumento del porte. Esto permite sugerir que con periodos más prolongados de pastoreo (varios ciclos de engorde) con defoliación frecuente se podría evidenciar si hay efecto negativo sobre la viabilidad de las plantas. En este sentido, existe evidencia que una escasa área foliar remanente luego de una defoliación genera un uso muy intenso de las reservas orgánicas durante el rebrote. Si esta situación se mantiene en defoliaciones repetidas, se puede llegar a la muerte de plantas ([Pezo e Ibrahim 1998](#); [Stur et al. 1994](#); [Granados-Sánchez et al. 2008](#)). Este efecto podría afectar también a las especies nativas, pero al tratarse de especies espinosas podrían estar mejor capacitadas para resistir o evitar dicha defoliación.

## Conclusiones

El ligustro es consumido por las vacas en las diferentes intensidades de pastoreo evaluadas, pero no hay evidencias de que el consumo sea diferente en función de la intensidad.

Aunque se constató el consumo de ligustro, esto no afectó la sobrevivencia de plantas, siendo evidente que existe rebrote una vez pastoreadas y las plantas no murieron.

En las condiciones planteadas el pastoreo con bovinos no resultó en una herramienta efectiva para el control, aunque puede haber retrasado el crecimiento. Para evaluar si es posible la reducción de densidad de plantas por defoliación continua se deberían realizar estudios con mantenimiento de la presión de pastoreo en lapsos mayores, así como el uso de otras especies (ej: ovinos) de manera de habilitar el consumo de plantas de menor altura.

## Agradecimientos

Agradecemos a Paulina Siri y Alejandra Borges del Departamento de Estadística de la Facultad de Agronomía de la Universidad de la república por su asesoramiento y apoyo en el análisis estadístico de los datos.

## Referencias

- Aber, A., Zerbino, E., Porcile, F., Seguí, R., Balero, R. 2015. *Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control*. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras- MVOTMA, Montevideo, Uruguay. 178 p.
- Aguilar, V. 2005. Especies invasoras: una amenaza para la biodiversidad y el hombre. CONABIO. *Biodiversitas* 7-10.
- Aldabe, J., Bartesaghi, L., Blanco, D., Brazeiro, A., Calvar, M., García, G., García Tagliani, L., González, E.M., Rivas, M., Scarlato, G., Soutullo, A. 2008. Biodiversidad. En: Martino, D. (ed.), *GEO Uruguay: Informe del estado del ambiente*, pp. 178-239. NUMA/CLAES/MVOTMA.DINAMA. Montevideo, Uruguay.
- Aragón, R., Groom, M. 2003. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. *Revista de Biología Tropical* 51(1): 59-70.
- Ayup, M.M., Montti, L., Aragón, R., Grau, H.R. 2014. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: changes in habitat properties and decline in bird diversity. *Acta Oecologica* 54: 72-81.
- Bennett, B.M., van Sittert, L. 2019. Historicising perceptions and the national management framework for invasive alien plants in South Africa. *Journal of Environmental Management*. 229: 174-181.
- Blumetto, O. 2010. Especies exóticas invasoras: un problema biológico, una solución cultural. En: *Seminario Biodiversidad. Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad. Ponencias*. pp. 38-41. MGAP, Montevideo, Uruguay.
- Blumetto, O., La Cava, C., Piñeyro, E. 2007. Control de especies arbóreas exóticas invasoras: evaluación de diferentes métodos químicos. En: *Encuentro de Ecoturismo y Turismo Rural (5º), Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas (4º. 2007, Flores)*. Resúmenes. Vida Silvestre. p. 35., Montevideo, Uruguay.
- Blumetto, O., Morales, T., Canavale, M. 2009. Evaluación de métodos de control de exóticas invasoras: resultados preliminares. En: *6º Encuentro de Ecoturismo y Turismo Rural y 5º Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas Resúmenes*. Vida Silvestre. p.59., Montevideo, Uruguay.
- Carrere, R. 2010. *Monte Indígena: mucho más que un conjunto de árboles*. Montevideo, Uruguay. Disponible en: <http://www.guayubira.org.uy/libro1/indice.html#nota> [Consultado 12 nov. 2017].
- CEEI-MVOTMA 2018. Protocolo ante invasiones biológicas. En: Comité de Especies Exóticas Invasoras (ed.). *Plan para erradicar la Rana toro en Acegua, una especie exótica*. Disponible en: [https://www.mvotma.gub.uy/novedadesnoticias/item/10011760-plan-para-erradicar-la-rana-toro-en-acegua-un.a-especie-exotica-invasora?highlight=WyJsaWd1c3RybyJd](https://www.mvotma.gub.uy/novedadesnoticias/item/10011760-plan-para-erradicar-la-rana-toro-en-acegua-un-a-especie-exotica-invasora?highlight=WyJsaWd1c3RybyJd)
- Cronk, Q.C.B., Fuller, J.L. 1995. Plantas invasoras. La amenaza a los ecosistemas naturales. En: *Manual de Conservación* Nordan (eds). Montevideo, Uruguay. 205 p.
- Delgado, S. 2010. Manejo responsable del bosque nativo del Santa Lucía Chico. En: *Seminario Biodiversidad. Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad, Ponencias*. pp. 29-30. MGAP, Montevideo, Uruguay.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. 2008. InfoStat, versión 2008. Universidad Nacional de Córdoba. FCA. Grupo InfoStat. Córdoba, Argentina.
- Esquivel, M.J., Harvey, C.A., Finegan, B., Casanoves, F., Skarpe, C., Nieuwenhuys, A. 2009. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos de Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* (47): 76-84.
- Etchebarne, V., Brazeiro, A. 2015. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 362: 120-129.
- Fonseca, C.R., Guadagnin, D.L., Emer, C., Masciadri, S., Germain, P., Zalba, S.M. 2013. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a trilateral cooperation challenge. *Biological Invasions* 15: 1751-1763.
- Gaertner, M., Wilson J.R.U., Cadotte, M.W., MacIvor, J.S., Zenni, R.D., Richardson, D.M. 2017. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions* 19 (12): 3461-3469.
- Gavier-Pizarro, G.I., Kuemmerle, T., Hoyos, L.E., Stewart, S.I., Huebner, C.D., Keuler, N.S., Radeloff, V.C. 2012. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sensing of Environment* 122: 134-145.
- Granados-Sánchez, D., Ruiz-Puga, P., Barrera-Escorcia, H. 2008. Ecología de la herbivoría. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 14, 51-63.

- Haydock, K.P., Shaw, N.H. 1975. The comparative yield method for estimating dry matter yield of pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 15(76): 663-670.
- Hoyos, L.E., Gavier-Pizarro, G.I., Kuemmerle, T., Bucher, E.H., Radeloff, V.C., Tecco, P.A. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological Invasions* 12(9): 3261-3275.
- Konno, K., Yasui, H., Hirayama, C., Shinbo, H. 1998. Glycine protects against strong protein-denaturing activity of oleuropein, a phenolic compound in privet leaves. *Journal of Chemical Ecology* 24, 735-751.
- Konno, K., Okada, S., Hirayama, C. 2001. Selective secretion of free glycine, a neutralizer against a plant defense chemical, in the digestive juice of the privet moth larvae. *Journal of Insect Physiology* 47:12 1451-1457.
- Matthews, S., Brand, K. 2005. Sudamérica invadida: el creciente peligro de especies exóticas invasoras., GISP (Global Invasive Species Programme). Ciudad del Cabo, Sudáfrica.
- Mertens, D.R. 1987. Predicting intake and digestibility using mathematical models of ruminal function. *Journal of Animal Science* 64:1548-1558
- Meyerson, L.A., Mooney, H.A. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4): 199-208.
- Montti, L., Ayup, M.M., Aragón, R., Qi, W., Ruan, H., Fernández, R., Casertano, S.A., Zou, X. 2016. Herbivory and the success of *Ligustrum lucidum*: evidence from a comparison between native and novel ranges. *Australian Journal of Botany* 64(3): 181-192.
- Naranjo, J.F., Cuartas, C.A. 2012. Factores que afectan el comportamiento de consumo y selectividad de forrajes en rumiantes. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 25(3), 473-487.
- Nebel, J.P., Porcile, J.F. 2006. Contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. MGAP. Montevideo, Uruguay. Disponible en: [http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion\\_monte\\_nativo\\_exoticas.pdf](http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion_monte_nativo_exoticas.pdf). [Consultado 30/10/2018].
- Pezo, D., Ibrahim, M. 1998. Sistemas silvopastoriles. *Colección de Modelos de Enseñanza Agroforestal No. 2*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- Rusch, G., Skarpe, C. 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. *Agroforestería en las Américas* (47): 12-19.
- Shackleton, R.T., Biggs, R., Richardson, D.M., Larson, B.M.H. 2018. Social-ecological drivers and impacts of invasion-related regime shifts: consequences for ecosystem services and human wellbeing. *Environmental Science and Policy* 89: 300-314.
- Silva, A., Docampo, R. 2013. Mapa de suelos: características y perfil representativo de la UNIDAD F2. INIA, Montevideo, Uruguay. Disponible en: [http://www.inia.org.uy/estaciones/las\\_brujas/sig/suelos/Unidad%20F%202.pdf](http://www.inia.org.uy/estaciones/las_brujas/sig/suelos/Unidad%20F%202.pdf). [Consultado 30/10/2018].
- Simberloff, D.H., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28 (1): 58-66.
- Stür, W.W., Shelton, H.M., Gutteridge, R.C. 1994. Defoliation management of forage tree legumes. En: Gutteridge, R.C., Shelton, H.M. (eds.), *Forage Tree Legumes in Tropical Agriculture*, pp 158-167. CAB International, Wallingford, Reino Unido.
- Tarazona, A.M., Ceballos, M.C., Cuartas, C.A., Naranjo, J.F., Murgueitio, E., Barahona, R. 2013. The relationship between nutritional status and bovine welfare associated to adoption of intensive silvopastoral systems in tropical conditions. En: Makkar, H.P.S. (ed.), *Enhancing animal welfare and farmer income through strategic animal feeding: some case studies*. FAO. Animal Production and Health Paper No. 175. Roma, Italia.
- Vilà, M., Castro, P., García Berthou, E. 2008. ¿Qué son las invasiones biológicas? En: *Invasiones biológicas*, pp. 21-28. Gobierno de España. Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, Madrid, España.
- Zalba, S.M. 2005. Introducción a las invasiones biológicas. Conceptos y definiciones. En: Matthews, S., Brand, K. (eds.), *Sudamérica invadida: el creciente peligro de especies exóticas invasoras*, pp. 4-5. GISP (Global Invasive Species Programme). Ciudad del Cabo, Sudáfrica.
- Zamora Nasca, L., Montti, L., Grau, R., Paolini, L. 2014. Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrum lucidum*, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste Argentino. *Bosque (Valdivia)* 35(2): 195-205.