

COMUNICACIÓN

Reemplazo de pastizales con forestaciones en el Sistema Serrano de Tandilia: efecto sobre la riqueza, composición y cobertura vegetal resultante

Replacement of grasslands with forests in Tandilia Hill System: effect on richness, composition and resulting plant cover

G. M. Milione¹, R. L. Scaramuzzino², J. M. Goyenetche², B. D. Lara³, C. R. Mujica⁴, J. E. Laddaga¹ y E. J. Ramos⁵

¹ Dasonomía. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires (UNICEN). Av. Rep. de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina. E-mail: gmilione@azul.faa.unicen.edu.ar

² Botánica agrícola. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires (UNICEN). Av. Rep. de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina. E-mail: rosas@azul.faa.unicen.edu.ar

³ CONICET y Agroecología. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires (UNICEN). Av. Rep. de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina. E-mail: bruno.lara@azul.faa.unicen.edu.ar

⁴ CONICET, IHLLA e INRAE. Av. Rca de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina. E-mail: cmujica@ihlla.org.ar

⁵ Estudiante profesorado de ciencias biológicas. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires (UNICEN). Av. Rep. de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina. E-mail: ramosmiliano985@gmail.com

Recibido en octubre de 2023; Aceptado en marzo de 2024

RESUMEN

Debido a alicientes económicos y ecológicos la superficie de bosques implantados a nivel mundial está en aumento. En América del Sur y particularmente en la llanura Pampeana Argentina, la mayor parte de estas plantaciones se llevan a cabo reemplazando pastizales. Es conocido que estas modificaciones en la forma de vida dominante pueden provocar diversos impactos ecosistémicos. Con el objetivo de describir la riqueza, cobertura y composición florística remanente, tras 100 años de ocupación forestal, se instalaron parcelas con diversas especies y planteos en un área del centro-sur bonaerense. Las forestaciones carecen de manejo silvícola y cuentan con un amplio rango de densidades, coberturas y áreas basimétricas. Se observó que la cobertura del sotobosque disminuye exponencialmente a medida que aumenta la cobertura forestal. Por otro lado, la riqueza florística y número de familias botánicas aumentan a medida que aumenta la densidad de árboles, pero con una composición florística dominada por especies exóticas. Se concluyó que las forestaciones provocan cambios en la riqueza, composición y cobertura de la vegetación, generando poca similitud con los pastizales serranos que reemplazan. Para reducir estos impactos, se destaca la importancia de la elección de especies, el tiempo de permanencia, planteos y manejo silvícola.

Palabras claves: Impacto de la forestación, cambio de uso del suelo, riqueza florística, cobertura vegetal, composición florística.

ABSTRACT

Globally the surface of forests is increasing due to economic and ecological inducements. In south America, and particularly in the Pampean plain (Argentina), the main part of the new afforestation has been carried out in substitution of grasslands. In order to describe the remaining floristic richness, coverage and composition of grasslands after 100 years of forestall occupation, several plots under different arboreal species were analyzed. The site is located in center-south of Buenos Aires province, Argentina. The afforestations weren't conducted properly in terms of silvicultural management and have a wide range of densities, coverage and basal area. It was observed that the understorey coverage decreases exponentially as forest coverage increases. On the other hand, the floristic richness, and the number of botanical families increases as the tree's density increases, but with dominance of exotic species. It was concluded that afforestation cause changes in the richness, composition and coverage of the understorey, generating little resemblance to the mountain grasslands that replace. In order to reduce these impacts, we highlight the importance of forestall specie selection, the duration, system of production and the silvicultural management.

Keywords: Impact of afforestation, land use change, floristic richness, vegetation cover, floristic composition.

1. INTRODUCCIÓN

La superficie de bosques implantados a nivel mundial se encuentra en aumento, registrándose actualmente 294 millones de hectáreas con un incremento anual del 1 % desde el año 2015 hasta el presente (FAO, 2022). Asimismo, en América del Sur, cada año se incorporan alrededor de medio millón de hectáreas de nuevas plantaciones, basadas en especies exóticas de rápido crecimiento (Gallego *et al.*, 2023). Como impulsores de este crecimiento se pueden mencionar los servicios que brindan las forestaciones en cuanto a su capacidad de almacenaje de carbono orgánico en biomasa y suelo frente a un escenario de cambio climático (FAO, 2022, SAGyP, 2022), aunque es conocido que la dirección de los flujos de carbono en el sistema suelo-atmósfera puede ser modificado con el manejo. Además, existen alicientes económicos, como sucede con el mercado de bonos de carbonos (BCBA, 2023). Al analizar el avance de estas forestaciones en el continente y particularmente en Argentina, a diferencia de otros centros forestales a nivel mundial, se encuentra que se concentran en regiones donde la vegetación originaria es el pastizal (Baldi y Paruelo, 2008, Milione *et al.*, 2020b). En este sentido, es conocido que el reemplazo total de la vegetación original por formas de vida antes ausentes, por ejemplo, la introducción de forestaciones en pastizales, puede provocar grandes modificaciones ecosistémicas (Jackson *et al.*, 2005; Jobbagy *et al.*, 2006; Vasallo *et al.*, 2013; Ramankutty *et al.*, 2018).

Entre los diversos impactos producto del cambio extremo en las formas de vida, se pueden mencionar, modificaciones en el ciclo hidrológico (Besteiro, 2013; Milione *et al.*, 2020a), en el carbono orgánico, pH, sales y demás variables del suelo (Deng *et al.*, 2017; Hong *et al.*, 2018, Hong *et al.*, 2019; Milione *et al.*, 2020a, Mujica *et al.*, 2021), en la interceptación de la radiación (Vassallo *et al.*, 2013; Lara *et al.*, 2023) y en la biodiversidad (Haddad *et al.*, 2015; Wilson *et al.*, 2016). Así, todas estas diferencias causadas en el ambiente por la incorporación de forestaciones, pueden contribuir a generar variaciones fitosociológicas en los pastizales que se manifiestan en modificaciones de la riqueza y cobertura vegetal. Sin embargo, aunque es conocido que las forestaciones suelen poseer una riqueza florística menor a los ambientes naturales que reemplazan (Gallego *et al.*, 2023), también hay estudios como los realizados en la cuenca Entrerriana del río Uruguay por Aceñolaza *et al.* (2013), indicando que estas diferencias se reducen cuando en la plantación se realizan prácticas de manejo como los raleos y podas. En este sentido, los mismos autores encontraron que la densidad y el área basimétrica (AB), dos parámetros sujetos al manejo, influyen inversamente sobre la riqueza de especies.

Los pastizales pampeanos argentinos son uno de los biomas con mayores niveles de degradación (Burkart, 2006) y la superficie en buen estado de conservación está restringida a ambientes en los cuales la frontera agropecuaria no ha podido avanzar (Zalba y Villamil, 2002). Esta problemática también atañe al Sistema Serrano de Tandilia, en donde el tradicional uso del suelo para la agricultura y la ganadería, ha ejercido una notable presión sobre la vegetación (Baeza *et al.*, 2022) compuesta por pajonales, flechillares, pastizales cespitosos y arbustales (Frangi, 1975, Valicenti *et al.*, 2010, Colobig *et al.*, 2015). Por estas razones es clave el estudio de los impactos de un posible crecimiento de la actividad forestal, evidenciando los efectos de la ausencia de manejo. El objetivo de este trabajo es describir las características estructurales de distintas forestaciones centenarias no manejadas, y estudiar los efectos sobre la riqueza, composición florística y cobertura de las especies vegetales presentes en el sotobosque en una sierra del Sistema de Tandilia en el centro-sur bonaerense.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra circunscripta a la llanura Pampeana, centro-sur de la provincia de Buenos Aires, partido de Azul, sobre el cerro “Los Ángeles” un afloramiento rocoso de 346 m s. n. m. (Mindat, 2023) perteneciente al Sistema Serrano de Tandilia y ubicado en las coordenadas 37°7'14.41"S y 59°43'36.14"O (Figura 1). El clima del área bajo estudio es templado, con una temperatura media anual de 14,4 °C. El régimen de precipitaciones posee una distribución isohigro, con una media anual de 848,3 mm (Centro Regional de Agrometeorología UNCPBA, 2017). Los suelos son de textura franca a franca fina, profundos en el piedemonte y en las sierras son poco desarrollados y están emplazados sobre un manto rocoso (INTA, 1989).

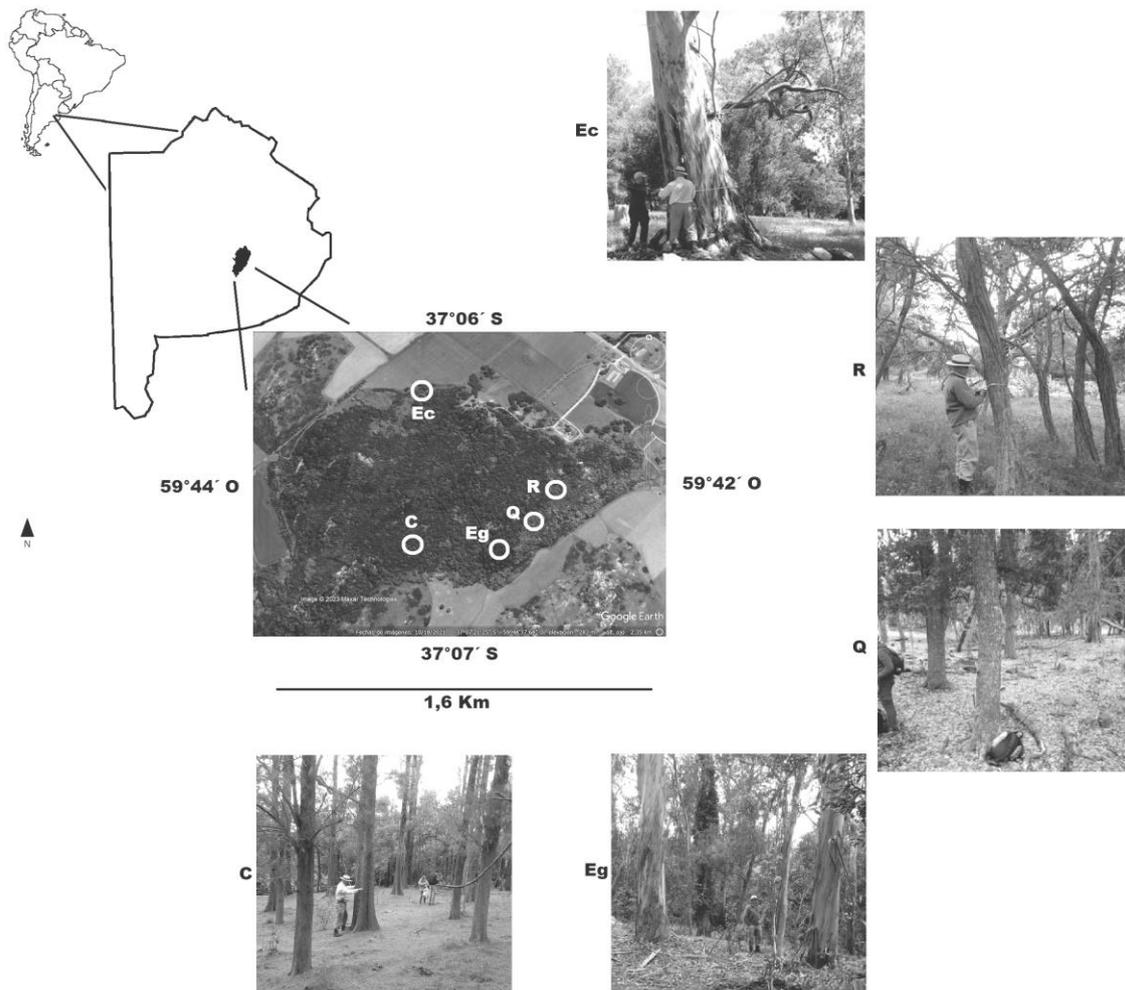


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio dentro de América del Sur, Argentina, provincia de Buenos Aires, partido de Azul, Estancia “Los Ángeles”. Se muestran imágenes de cada parcela y con círculos blancos su ubicación. Donde Ec: *Eucalyptus camaldulensis*, R: *Robinia pseudoacacia*, Eg: *Eucalyptus globulus*, C: *Casuarina cunninghamiana* y Q: *Quercus robur*. Imagen satelital Google Earth® 2023

El partido de Azul cuenta con 680.800 ha de las cuales 351.900 ha están dedicadas al cultivo de granos (Vazquez *et al.*, 2016; MAGyP, 2020) y 302.800 ha bajo manejo ganadero sobre pastizales naturales o pasturas implantadas (Pizarro, 2003; Vazquez *et al.*, 2016). En menor proporción, con

unas escasas 96 ha, se lleva a cabo actividad forestal (DNDFI, 2023). Por otro lado, los pastizales serranos que ocupan el área de estudio están integrados por: flechillares, pastizales cespitosos y pajonales (Valicenti *et al.*, 2010). Los flechillares, se encuentran generalmente codominados por varias especies de la tribu *Stipeae*. Algunos pastizales cespitosos están dominados por la gramínea nativa *Bothriochloa laguroides* (DC.) Herter (cola de zorro) y otros por exóticas como *Festuca arundinacea* Schreb. (festuca) y *Lolium multiflorum* Lam. (raigrás). Mientras que los pajonales de *Paspalum quadrifarium* Lam. (paja colorada) ocupan la pendiente media e inferior de las sierras (Frangi, 1975); cuya heterogeneidad ambiental favorece a una alta riqueza florística (Valicenti *et al.*, 2005). Finalmente, también se pueden encontrar arbustales, que son comunidades propias de los roquedales, humedales de altura, etc. ubicadas junto a los pastizales serranos (Frangi, 1975; Valicenti *et al.*, 2010).

Durante el mes de diciembre del 2022, se establecieron parcelas en macizos forestales integrados por diversas especies con distinta estacionalidad (perennes/caducas) y marcos de plantación. Las especies forestales seleccionadas fueron: *Eucalyptus camaldulensis* Deginani (Eucalipto colorado, Ec), *Eucalyptus globulus* Labill. (Eucalipto medicinal, Eg), *Casuarina cunningghamiana* Miq. (Casuarina, C), *Quercus robur* L. (Roble europeo, Q) y *Robinia pseudoacacia* L. (Acacia blanca, R). Según los propietarios actuales de la Estancia "Los Ángeles", todas las forestaciones fueron implantadas en la década de 1920 y carecen de manejo silvícola.

Con el objetivo de analizar y describir las características estructurales de las forestaciones, en cada macizo forestal se delimitó una parcela circular de 10 m o 20 m de radio (314 m² y 1.257 m² respectivamente). La parcela de 20 m de radio se utilizó cuando los distanciamientos entre plantas eran mayores y la de 10 m cuando estos eran menores. A continuación, se escaló a hectárea contando el número de árboles en cada parcela. Se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP, cm) con cinta diamétrica, de todos los árboles vivos y la altura de los árboles dominantes (H, m) mediante clinómetro Suunto PM-5/360PC (Suunto, Finlandia). Se consideró como pie individual a todos aquellos fustes mayores de 3 cm de DAP (Gyenge *et al.*, 2019). A partir de estos estadísticos se estimó la densidad (árboles ha⁻¹) y área basimétrica (AB, m² ha⁻¹; Tabla 1) determinada a partir de la sumatoria de todas las áreas individuales obtenidas desde el DAP. La cobertura del canopeo se obtuvo a partir del análisis de cinco fotografías planas por parcela, mediante el programa ImageJ 1.48v (Ferreira y Rasband, 2016). Estas fotografías, distribuidas al azar dentro de cada parcela, fueron realizadas durante la mañana del 1 de diciembre del 2022. Las mismas se tomaron perpendiculares al suelo a una altura de 1,61 m, utilizando un celular marca Motorola, modelo G y sus dimensiones fueron 3.264 x 2.448 píxeles.

Para estimar la riqueza y composición florística del sotobosque se realizó un censo, donde se determinó y recolectó la totalidad de las especies presentes (Cabrera, 1963-1970; Flora Argentina, 2023) en la superficie que ocupaba cada macizo forestal. Las mismas fueron debidamente herborizadas (Thiers, 2023), incorporadas al herbario FAA (Facultad de Agronomía de la UNICEN) y clasificadas según su forma de vida de acuerdo con la metodología de Raunkiaer, 1934. Además utilizando cinco fotografías planas, dirigidas hacia abajo y con los mismos elementos y técnicas que para obtener la cobertura del canopeo, se estimó la cobertura del sotobosque.

La cobertura del sotobosque y del canopeo (%) de las distintas parcelas, fueron comparadas por ANOVA con un $\alpha = 0,05$ mediante test de LSD de Fisher. Asimismo, estas mismas variables y además la riqueza florística, familias botánicas y densidad de plantación (árboles ha⁻¹), fueron analizadas por regresión lineal y no lineal para verificar el grado de ajuste (R²). En todos los casos se utilizó el programa estadístico InfoStat en su versión 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2011).

3. RESULTADOS

Caracterización de las forestaciones

La densidad de plantación varió considerablemente desde 71,6 árboles ha⁻¹ hasta 573 árboles ha⁻¹ en las parcelas Ec y C respectivamente, mientras que el AB de las forestaciones estuvo entre los 23,6 m² ha⁻¹ en R y 84,4 m² ha⁻¹ en Eg (Tabla 1). La menor cobertura del dosel arbóreo se encontró en las forestaciones de R y Ec, con valores de 56,7 ± 15,7 % y 57,2 ± 8 % respectivamente. Por otro lado, la mayor cobertura fue registrada en Q con un valor de 85,3 ± 2,1 %. En cuanto a los macizos forestales restantes, Eg posee un valor intermedio de 60,5 ± 2,4 % próximo a Ec, R y C. Mientras que C posee un valor mayor que Ec y R (68,8 ± 1 %), pero como sucede con Eg, este valor es menor que Q (Tabla 1).

Tabla 1. Variables descriptoras de las forestaciones. Código (Ec: *Eucalyptus camaldulensis*, R: *Robinia pseudoacacia*, Eg: *Eucalyptus globulus*, C: *Casuarina cunninghamiana* y Q: *Quercus robur*); ubicación geográfica; tamaño de la parcela (m²); cobertura del canopeo (%) donde letras distintas indican diferencias significativas para un $\alpha = 0,05$; DAP = diámetro del fuste a 1,30 m (cm); H = altura dominante (m); N = densidad (árboles ha⁻¹); AB = área basimétrica (m² ha⁻¹).

Código	Ubicación	Tamaño de la parcela	Cobertura del canopeo	DAP	H	N	AB
Ec	37° 6'58.64"S 59°43'34.93"O	1257	57,2 ± 8 A	87,7	20	71,6	55
R	37° 7'15.07"S 59°43'13.63"O	314	56,7 ± 15,7 A	23,7	9,9	445,6	23,6
Eg	37° 7'23.07"S 59°43'23.89"O	314	60,5 ± 2,4 AB	44	35,3	413,8	84,4
C	37° 7'22.96"S 59°43'38.41"O	314	68,8 ± 1 B	33,7	17,5	573	53,4
Q	37° 7'19.80"S 59°43'18.22"O	314	85,3 ± 2,1 C	40,2	31,7	318,3	42,5

Descripción de la vegetación resultante de la implantación de forestaciones sin manejo

En todas las parcelas se encontró presencia de especies vegetales creciendo bajo el dosel arbóreo. Se observó una baja presencia de representantes de la familia *Poaceae*, con solo 8 especies distintas (Anexo 1). Agrupando por formas de vida según Raunkiaer, 1934, se pudo observar un elevado porcentaje de especies Fanerófitas y Hemicriptófitas (Figura 2) las primeras conformadas en su mayoría por especies leñosas exóticas (Anexo 1). La forma de vida menos abundante fueron las Criptófitas. En el caso particular del sotobosque de *Robinia pseudoacacia*, se encontró una dominancia de especies Terófitas (39 %). La lista completa de especies, familias y formas de vida según Raunkiaer para cada parcela se puede observar en el Anexo 1.

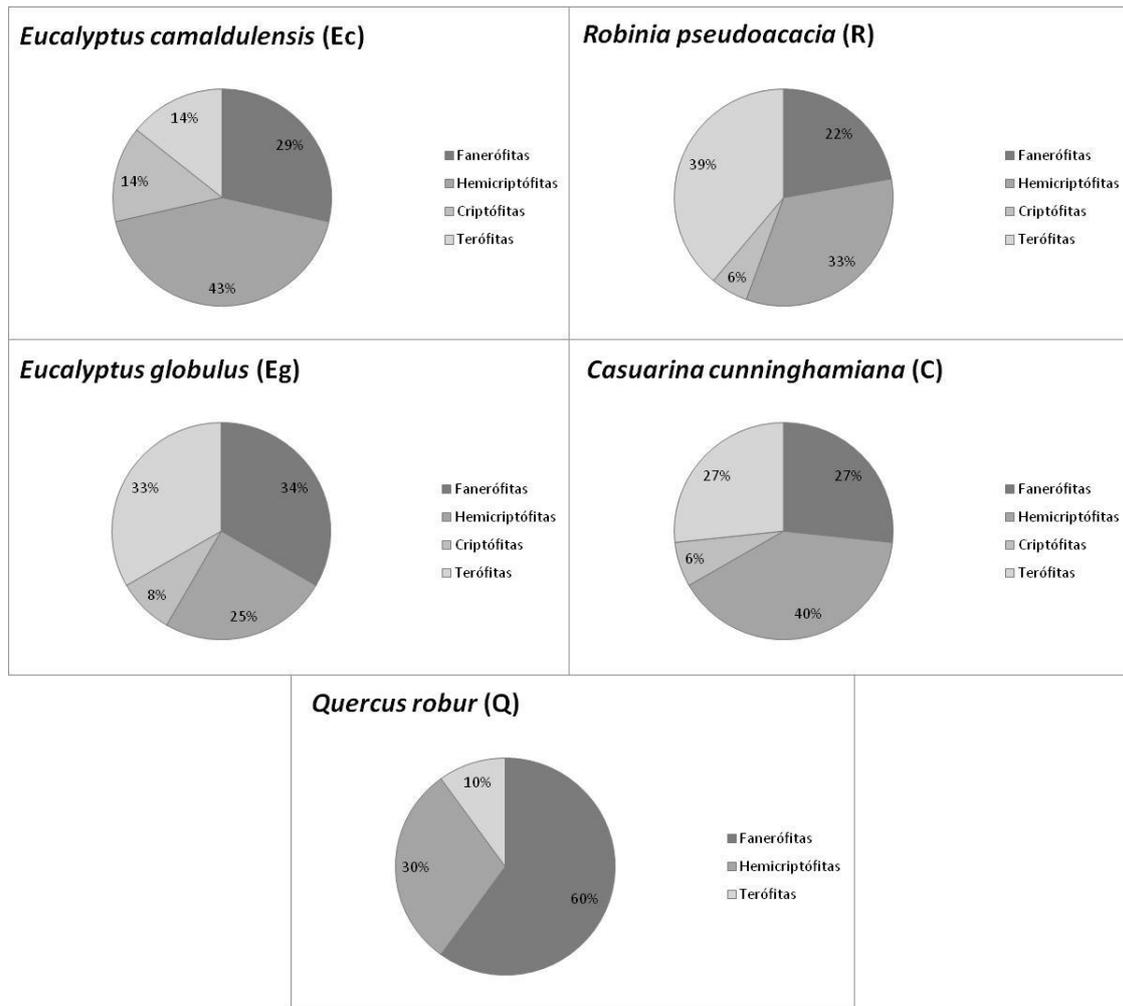


Figura 2. Formas de vida según Raunkiaer presentes en el sotobosque de cada especie forestal. La composición se encuentra expresada como porcentaje (%).

La cobertura del sotobosque registró valores mínimos de $4,5 \pm 3,6$ %, $15,4 \pm 7,2$ % y $17,8 \pm 12,7$ % bajo el canopeo de Q, C y Eg respectivamente, y máximos de $83,2 \pm 6,1$ % y $82,2 \pm 6$ % en el caso de las forestaciones con Ec y R (Tabla 2).

Tabla 2. Cobertura, riqueza florística, familias botánicas, número y porcentaje de exóticas del sotobosque. Cobertura del sotobosque (%) donde letras distintas indican diferencias significativas para un $\alpha = 0,05$; riqueza florística; familias botánicas; número de exóticas; porcentaje de exóticas (%).

Especie forestal	Cobertura del sotobosque	Riqueza florística	Familias botánicas	Número exóticas	Porcentaje exóticas
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	$83,2 \pm 6,1$ A	7	6	6	85,7
<i>Robinia pseudoacacia</i>	$82,2 \pm 6$ A	18	11	13	72,2
<i>Eucalyptus globulus</i>	$17,8 \pm 12,7$ B	13	10	10	76,9
<i>Casuarina cunninghamiana</i>	$15,4 \pm 7,2$ B	16	12	10	62,5
<i>Quercus robur</i>	$4,5 \pm 3,6$ B	10	8	9	90

Asimismo, se encontró una relación exponencial negativa entre la cobertura del dosel arbóreo y la cobertura del sotobosque ($R^2 = 0,834$). A medida que aumenta el porcentaje de cobertura del canopeo forestal, el suelo cubierto por vegetación del sotobosque se reduce rápidamente y luego esta disminución se ralentiza a partir de valores cercanos al 70 % (Figura 3).

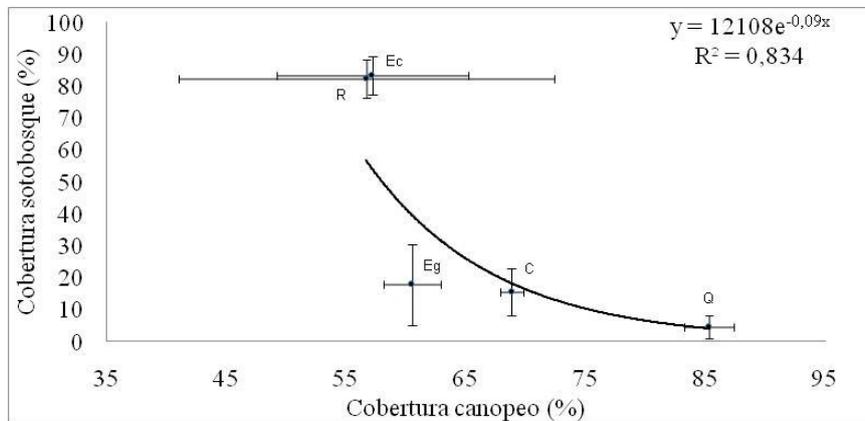


Figura 3. Relación entre la cobertura del canopeo (%) y la cobertura del sotobosque (%). Donde Ec: *Eucalyptus camaldulensis*; R: *Robinia pseudoacacia*; Eg: *Eucalyptus globulus*; C: *Casuarina cunninghamiana*; Q: *Quercus robur*

Con respecto a la riqueza de especies se observaron bajo la forestación de Ec valores mínimos, encontrándose 7 especies pertenecientes a 6 familias botánicas distintas, mientras que el sotobosque en R presentó la mayor riqueza florística, con 18 especies concernientes a 11 familias botánicas (Tabla 2, Anexo 1). Por otro lado, si examinamos globalmente las especies exóticas vs nativas encontradas en el sotobosque, existe una clara dominancia de las primeras, representando el 80 % de la riqueza general. Así, se encontró la mayor proporción de exóticas en el sotobosque de Q y la menor en C, siendo 90 y 62,5 % respectivamente (Tabla 2, Anexo 1).

A pesar de tratarse de forestaciones con especies y planteos muy contrastantes, se encontró que existe una relación lineal positiva entre la densidad de las forestaciones con la riqueza florística y el número de familias botánicas del sotobosque resultante ($R^2 = 0,774$ y $R^2 = 0,953$ respectivamente) (Figura 4). Finalmente, no se encontró una relación lineal clara entre el AB de las forestaciones con la riqueza florística y el número de familias del sotobosque ($R^2 = 0,105$ y $R^2 = 0,008$ respectivamente).

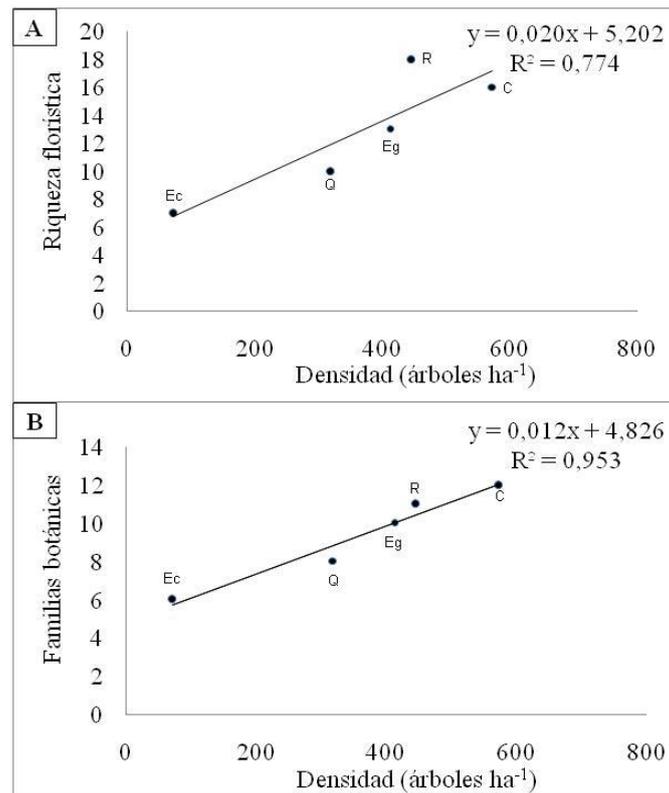


Figura 4. Relación entre la densidad de árboles (árboles ha⁻¹), las familias botánicas y riqueza florística del sotobosque. Donde en panel "A" relación entre la densidad de la forestación y la riqueza florística, en panel "B" relación entre la densidad de la forestación y el número de familias botánicas. Ec: *Eucalyptus camaldulensis*; R: *Robinia pseudoacacia*; Eg: *Eucalyptus globulus*; C: *Casuarina cunninghamiana* y Q: *Quercus robur*

4. DISCUSIÓN

Caracterización de las forestaciones

Cuando observamos la cobertura aérea del canopy versus las variables que determinan la ocupación de sitio (AB, densidad) y las distintas especies forestales, vemos que las parcelas con una menor densidad y/o AB poseen una menor cobertura arbórea (R y Ec) que las que tenían una mayor densidad y/o AB (C y Q) (Tabla 1). Siguiendo esta afirmación, como sucede entre las parcelas Ec y C, las forestaciones que muestran grandes diferencias de densidad tuvieron valores similares de AB. Esto se explica por el Índice de Densidad del Rodal (IDR), con el cual Reineke, 1933, expresa en forma matemática la relación existente entre el tamaño de los árboles y la densidad del rodal. Así, los sitios con baja densidad, por ejemplo en la parcela ubicada en el macizo forestal de Ec, poseían unos pocos árboles de gran DAP y los de alta densidad como sucede en C, una gran cantidad de individuos de menor DAP (Tabla 1). Esta misma relación fue corroborada por Gyenge *et al.*, 2019, los cuales construyeron en la misma región de estudio para *Eucalyptus viminalis* Labill., un diagrama de manejo de la densidad (DMD) con base en el IDR.

Descripción de la vegetación resultante de la implantación de forestaciones sin manejo

En primer lugar, fue cuantificada una relación negativa entre la cobertura del canopy y la cobertura del sotobosque (Figura 3). Así, las especies que interceptan una menor radiación solar poseen una alta cobertura del sotobosque ($83,2 \pm 6,1$ % y $82,2 \pm 6$ % para Ec y R respectivamente) (Tabla 2). Esto mismo fue corroborado por Gándara *et al.*, 2020, quienes, estudiando forestaciones y pastizales en sistemas silvopastoriles, comprobaron que manejando la cobertura del dosel arbóreo debajo del 30 % es posible conservar la composición botánica y el estado del pastizal. Por otro lado, una elevada cobertura del canopy es esperable al no existir podas y raleos que manejen y acorten los periodos de permanencia, causando una reducción de la cobertura del sotobosque debido a la mayor competencia por luz (Espinosa y Muñoz, 2017).

En lo referido a la riqueza de especies, la escasa presencia de representantes de la familia Poaceae, muestra una reducida similitud de la vegetación presente en el sotobosque con los pastizales serranos de la región descriptos por Valicenti *et al.* (2010) y Frangi (1975). Según estos mismos autores las Hemicritófitas y Terófitas son las formas de vida vegetal más importantes de la región, mientras que las Fanerófitas son las que poseen menos representantes. En contraposición, los sotobosques estudiados muestran abundancia de Fanerófitas y solo en el caso de R las Terófitas cobran relevancia (Figura 2).

Si analizamos puntualmente los resultados obtenidos entre las forestaciones que permiten el mayor ingreso de luz, Ec presenta la menor riqueza florística y R la mayor (Tabla 2). Un factor que explique estas diferencias puede ser la estacionalidad, como fue determinado por Lara *et al.*, 2023 para forestaciones de *Eucalyptus camaldulensis* y *Populus* sp. implantadas en un cerro a solo 3 km de las parcelas bajo estudio. Así, *Eucalyptus camaldulensis* posee un follaje perenne manteniendo una cobertura similar a lo largo del año, mientras que *Robinia pseudoacacia* pierde la hoja durante la estación invernal. Es probable que la presencia de follaje de manera estable a lo largo del año reduzca el número de especies del sotobosque con la capacidad de prosperar. Además, *Robinia pseudoacacia* es una Fabaceae con la capacidad de establecer una relación simbiótica con *Rhizobium* y fijar nitrógeno en el suelo (Mantovani *et al.*, 2015), condición que puede favorecer a la vegetación presente en el sotobosque y que las otras especies forestales bajo estudio no poseen. Por otro lado, los *Eucalyptus* spp. han sido citados numerosas veces como modificadores del pH, debido a su potencial de extracción del ion calcio con posterior acumulación en la biomasa (Jobbagy *et al.*, 2006; Mujica *et al.*, 2021), pudiendo influir de manera directa en las especies del sotobosque con o sin capacidad de adaptarse.

Por último, el incremento del número de familias y especies botánicas del sotobosque analizado en los párrafos anteriores, va de la mano de una notable dominancia de especies exóticas, muchas de ellas consideradas como invasivas, según MAyDS (2021) (como sucede con: *Ligustrum lucidum* W.T.Aiton, *Laurus nobilis* L., *Hedera helix* L., entre otras). En este sentido, para la región de dunas del litoral pampeano, Yezzi *et al.* (2018) encontraron que fragmentos de pastizal rodeados por una matriz forestal evidenciaron modificaciones en la composición de la vegetación y, en particular, un aumento en el número de especies exóticas. Sin embargo, este proceso de incremento de las especies foráneas no ocurre solo al introducir forestaciones. Como mencionan Valicenti *et al.* (2010), los pastizales sin presencia de leñosas también pueden estar dominados por herbáceas exóticas debido a la herbívora, fuego y otros disturbios.

5. CONCLUSIONES

La introducción de forestaciones en un territorio originalmente dominado por pastizales, ha generado variaciones en la riqueza, composición y cobertura de la vegetación, provocando dominancia de especies exóticas y escasa similitud con los pastizales serranos descritos para la región. Es claro que variables dependientes del manejo, como la cobertura del canopy, el grado de ocupación del sitio y la especie forestal, juegan un rol determinante en el sotobosque resultante.

Es necesario ahondar en el posible impacto de la forestación y las distintas alternativas de manejo sobre la vegetación natural de estos ambientes. Sin embargo, estos avances pueden aportar al entendimiento del impacto producido por cambios en la forma de vida vegetal dominante.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aceñolaza, P.; E. Rodríguez y D. Díaz. 2013. *Efecto de prácticas de manejo silvícola sobre la diversidad vegetal bajo plantaciones de Eucalyptus grandis*. 4to Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Disponible en: <https://ceregeo.files.wordpress.com/2011/09/acec3b1olaza-et-al-4c2ba-cforestald.pdf>
- Baeza, S.; E. Vélez-artin; D. De Abelleyra; et al. 2022. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 28: 100834. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>.
- Baldi, G. y J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13: 6-23.
- BCBA. 2023. *El mercado de carbono en la Bolsa de Comercio de Buenos Aires, resumen general*. Disponible en: <https://www.labolsa.com.ar/institucional/otros-mercados/carbono/>
- Besteiro, S. 2013. *Evaluación de la influencia hidrológica de forestaciones en la llanura pampeana*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales UNLP. La Plata, Bs. As., Argentina. <https://doi.org/10.35537/10915/33806>
- Burkart, R. 2006. Las Áreas Protegidas de la Argentina. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina, pp 399-403
- Cabrera, A. L. 1963-1970. *Flora de la Provincia de Buenos Aires*. Colección Científica INTA 4(1- 6).
- Centro Regional de Agrometeorología UNCPBA. 2017. *Registros climáticos de 1992 a 2017, Estación Agrometeorológica del Centro Regional de Agrometeorología, dependiente de la Facultad de Agronomía de Azul (UNCPBA)*. Disponible en: <http://www1.faa.unicen.edu.ar/centro/centroreg.php>
- Colobig, M.; A. Zucol y M. Brea. 2015. La Paleoetnobotánica del Centro-Este de Argentina: desarrollo y enfoques. *Comechingonia. Revista De Arqueología* 19(2): 77-110. <https://doi.org/10.37603/2250.7728.v19.n2.18133>
- Deng, L. y Z. Shangguan. 2017. Afforestation Drives Soil Carbon and Nitrogen Changes in China. *Land Degrad. Develop.*, 28: 151-165. <https://doi.org/10.1002/ldr.2537>.
- Di Rienzo, J.; F. Casanoves; M. Balzarini; L. Gonzalez y M. Tablada. 2011. *InfoStat 2011*.

- DNDFI. 2023. *Mapa de Plantaciones Forestales de Actualización Permanente*. Área SIG e Inventario Forestal Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación. Disponible en: <https://36aba6f6-0d60-4bc9-974a-ba0425c85abb-00-kg1g5dvxg3hj.riker.replit.dev/>
- Espinosa, M. y F. Muñoz. 2017. Raleos en bosques plantados. *En: Espinosa, M., Acuña, E., García, J., Rodríguez, R., Rubilar, R. (eds). Silvicultura de bosques plantados con fines productivos. Universidad de Concepción, Concepción, Chile*, pp 179-217
- FAO. 2022. *El estado de los bosques del mundo 2022. Vías forestales hacia la recuperación verde y la creación de economías inclusivas, resilientes y sostenibles*. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360es>
- Ferreira, T. y W. Rasband. 2016. *ImageJ User Guide*. Disponible en: <http://imagej.nih.gov/ij/docs/guide>.
- Flora Argentina. 2023. *Flora Argentina y del Cono Sur*. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar/>.
- Frangi, J. 1975. Sinopsis de las comunidades vegetales y el medio de las Sierras de Tandil (Provincia de Buenos Aires). *Bol. Soc. Arg. de Botánica*. 16(4): 293-319.
- Gallego, F.; L. López; A. Tommasino; A. Altesor; M. Casás y C. Rodríguez. 2023. Legacy effects after seven years of afforestation with *Pinus taeda* in a natural grassland. *Restoration Ecology*, e13865. <https://doi.org/10.1111/rec.13865>
- Gándara, L.; M. M. Pereira; F. Núñez; *et al.* 2020. *Dinámica de la composición botánica de un pastizal en diferentes sistemas silvopastoriles en la provincia de Corrientes*. 43º Congreso Argentino de Producción Animal, virtual, Argentina. Disponible en: <http://www.aapa.org.ar/rapa/40/Suplemento2020.pdf>
- Gyenge, J.; A. Lupi; P. Ferrere; *et al.* 2019. Stand density management diagrams of *Eucalyptus viminalis*: predicting stem volume, biomass and canopy cover for different production purposes. *CERNE* 25(4): 463-472. <https://doi.org/10.1590/01047760201925042666>
- Haddad, N. M.; L. A. Brudvig; J. Clobert; *et al.* 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hong, S.; S. Piao; A. Chen; *et al.* 2018. Afforestation neutralizes soil pH. *Nature Communications* 9(1): 520. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-02970-1>
- Hong, S.; P. Gan y A. Chen. 2019. Environmental controls on soil pH in planted forest and its response to nitrogen deposition. *Environmental Research* 172: 159-165. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.033>
- INTA. 1989. *Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires*. Instituto de suelos del INTA, Buenos Aires, 525p.
- Jackson, R. B.; E. G. Jobbágy; R. Avissar; *et al.* 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 1944-1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Jobbágy, E. G.; M. Vasallo; K. A. Farley; *et al.* 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* X(2): 109-124.
- Lara, B.; N. Vercelli; C. Mujica; *et al.* 2023. *Impacto del reemplazo de pastizales por forestaciones en la zona centro de la provincia de Buenos Aires: una aproximación a diferentes escalas espaciales*. VIII Congreso forestal Latinoamericano y V Congreso forestal Argentino, Ciudad de Mendoza, Argentina. ISBN 978-987-46815-7-7
- MAGyP. 2022. *Estimaciones agrícolas*. Disponible en: <https://datos.magyp.gob.ar/dataset/estimaciones-agricolas>.

- MAyDS. 2021. *Lista de especies exóticas invasoras, potencialmente invasoras y criptogénicas*. Res. 109/21, anexo 1. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/infoleg/res109-1.pdf>.
- Mantovani, D.; M. Veste; K. Boldt-Burisch; et al. 2015. Carbon allocation, nodulation, and biological nitrogen fixation of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) under soil water limitation. *Annals Of Forest Research* 58(2): 259-274. <https://doi.org/10.15287/afr.2015.420>
- Milione, G. M.; C. R. Mujica; S. A. Bea y J. E. Gyenge. 2020a. Evaluación del impacto hidrológico de una forestación de *Eucalyptus viminalis* Labill. en un ambiente típico de la llanura Pampeana, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*. 119(2): 1-14. <https://doi.org/10.24215/16699513e056>
- Milione, G. M.; C. R. Mujica; D. Domínguez Daguer; et al. 2020b. Influence of soil texture, climate and vegetation cover over secondary soil salinization in pampas plains, South America. *CERNE* 26(2): 212-221. <https://doi.org/10.1590/01047760202026022700>
- MINDAT. 1993-2023. *Hudson Institute of Mineralogy*. Disponible en: <https://www.mindat.org/>.
- Mujica, C. R.; S. A. Bea y E. G. Jobbágy. 2021. Modeling soil chemical changes induced by grassland afforestation in a sedimentary plain with shallow groundwater. *Geoderma*, 400(250 m), 115158. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115158>
- Pizarro, J. B. 2003. La evolución de la producción agropecuaria pampeana en la segunda mitad del siglo XX. *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios* 18. Disponible en http://bibliotecadigital.econ.uba.ar/download/riea/riea_v18_n1_03.pdf
- Ramankutty, N.; Z. Mehrabi; K. Waha; et al. 2018. Trends in global agricultural land use: implications for environmental health and food security. *Annual Review of Plant Biology* 69: 789-815. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040256>
- Raunkiaer, C. 1934. *Life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford Univ. Press. 632 pp.
- Reineke, L. H. 1933. Perfecting a stand density index for even aged forest. *Journal Agric. Res.* 46: 627-638.
- SAGyP. 2022. *Estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo con plantaciones forestales y otros usos de la tierra, en distintas regiones de Argentina*. Reporte nacional.
- Thiers, B. 2023. *Index Herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff*. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. Disponible en: <http://sweetgum.nybg.org/ih>
- Vassallo, M. M.; H. D. Dieguez; M. F. Garbulsky; E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo. 2013. Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Appl Veg Sci* 16: 390-403. <https://doi.org/10.1111/avsc.12016>
- Valicenti, R.; E. Farina; C. D'Alfonso y R. Scaramuzzino. 2005. Caracterización fitosociológica de un pajonal serrano de *Paspalum quadrifarium* Lam. en Azul (Provincia de Buenos Aires). *Revista Científica Agropecuaria* 9(2): 141-152.
- Valicenti, R.; E. Farina; R. Scaramuzzino y C. D'Alfonso. 2010. Ordenación de la vegetación en el paisaje Boca de la Sierras (Azul, Sistema de Tandilia). *RASADEP* 1: 111-122. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/324260091_Ordenacion_de_la_vegetacion_en_el_paisaje_Boca_de_la_Sierras_Azul_Sistema_de_Tandilia
- Vázquez, P.; L. Zulaica y E. Requesens. 2016. Análisis ambiental de los cambios en el uso de las tierras en el partido de Azul (Buenos Aires, Argentina). *Agriscientia* 33(1): 15-26.
- Wilson, M. C.; X. Y. Chen; R. T. Corlett; et al. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31: 219-227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>

Yezzi, A. L.; A. J. Nebbia y S. M. Zalba. 2018. Fragmentación de pastizales psamófilos por plantaciones de pinos: efectos sobre la riqueza y la composición vegetal. *Ecología Austral* 28: 133-144. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.640>

Zalba, S. M. y C. B. Villamil. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4: 55-72. <https://doi.org/10.1023/A:1020532609792>

ANEXO 1

Listado de especies, familias botánicas, status y formas de vida según Raunkiaer presentes en el sotobosque. Código (Ec: *Eucalyptus camaldulensis*, R: *Robinia pseudoacacia*, Eg: *Eucalyptus globulus*, C: *Casuarina cunninghamiana* y Q: *Quercus robur*); especie; familia; status; formas de vida Raunkiaer. S/I: especie sin identificar. ¿?: especie sin determinar status

Código	Especie	Familia	Status	Formas de vida Raunkiaer
Ec	<i>Conium maculatum</i>	Apiaceae	Exótica	Terófito
	<i>Carex divulsa</i>	Cyperaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Spartium junceum</i>	Fabaceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Laurus nobilis</i>	Lauraceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Dactylis glomerata</i>	Poaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Festuca arundinacea</i>	Poaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Salpichroa origanifolia</i>	Solanaceae	Nativa	Criptófito
R	<i>Conium maculatum</i>	Apiaceae	Exótica	Terófito
	<i>Vinca major</i>	Apocynaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Carduus pycnocephalus</i>	Asteraceae	Exótica	Terófito
	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	Asteraceae	Nativa	Fanerófito
	<i>Senecio madagascariensis</i>	Asteraceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Cirsium vulgare</i>	Asteraceae	Exótica	Terófito
	<i>Silybum marianum</i>	Asteraceae	Exótica	Terófito
	<i>Spartium junceum</i>	Fabaceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Mentha</i> sp.	Lamiaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Laurus nobilis</i>	Lauraceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Ligustrum lucidum</i>	Oleaceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Poaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Dactylis glomerata</i>	Poaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Hordeum</i> sp.	Poaceae	¿?	Terófito
	<i>Sherardia arvensis</i>	Rubiaceae	Exótica	Terófito
	<i>Solanum sisymbriifolium</i>	Solanaceae	Nativa	Terófito
<i>Salpichroa origanifolia</i>	Solanaceae	Nativa	Criptófito	
<i>Verbena</i> sp.	Verbenaceae	Nativa	Hemicriptófito	
Eg	<i>Conium maculatum</i>	Apiaceae	Exótica	Terófito
	<i>Hedera helix</i>	Araliaceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Carduus pycnocephalus</i>	Asteraceae	Exótica	Terófito
	<i>Cirsium vulgare</i>	Asteraceae	Exótica	Terófito
	<i>Celtis occidentalis</i>	Cannabaceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Geranium robertianum</i>	Geraniaceae	Exótica	Terófito
	<i>Nepeta cataria</i>	Lamiaceae	Exótica	Hemicriptófito
	<i>Laurus nobilis</i>	Lauraceae	Exótica	Fanerófito
	<i>Fumaria capreolata</i>	Papaveraceae	Exótica	Terófito
	<i>Bromus catharticus</i>	Poaceae	Nativa	Hemicriptófito
	<i>Paspalum quadrifarium</i>	Poaceae	Nativa	Hemicriptófito
<i>Rosa</i> sp.	Rosaceae	Exótica	Fanerófito	
<i>Salpichroa origanifolia</i>	Solanaceae	Nativa	Criptófito	
C	<i>Conium maculatum</i>	Apiaceae	Exótica	Terófito
	<i>Carduus pycnocephalus</i>	Asteraceae	Exótica	Terófito
	<i>Echium plantagineu</i>	Boraginaceae	Exótica	Terófito

	<i>Buxus sempervirens</i>	Buxaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Celtis occidentalis</i>	Cannabaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Dichondra sericea</i>	Convolvulaceae	Nativa	Hemicriptófita
	<i>Nepeta cataria</i>	Lamiaceae	Exótica	Hemicriptófita
	<i>Laurus nobilis</i>	Lauraceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Ligustrum lucidum</i>	Oleaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Bromus</i> sp.	Poaceae	Nativa	Hemicriptófita
	<i>Paspalum quadrifarium</i>	Poaceae	Nativa	Hemicriptófita
	<i>Dactylis glomerata</i>	Poaceae	Exótica	Hemicriptófita
	<i>Melica</i> sp.	Poaceae	Nativa	Hemicriptófita
	<i>Galium aparine</i>	Rubiaceae	Exótica	Terófita
	<i>Salpichroa origanifolia</i>	Solanaceae	Nativa	Criptófita
	S/I			
Q	<i>Conium maculatum</i>	Apiaceae	Exótica	Terófita
	<i>Hedera helix</i>	Araliaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Arctium minus</i>	Asteraceae	Exótica	Hemicriptófita
	<i>Carex divulsa</i>	Cyperaceae	Exótica	Hemicriptófita
	<i>Gleditsia triacanthos</i>	Fabaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fabaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Quercus robur</i>	Fagaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Juncus</i> sp.	Juncaceae	¿?	Hemicriptófita
	<i>Ligustrum lucidum</i>	Oleaceae	Exótica	Fanerófita
	<i>Populus</i> sp.	Salicaceae	Exótica	Fanerófita

