

Zonificación y cuantificación de la superficie de prioridad forestal incompatible con funciones ecosistémicas fundamentales y usos prioritarios del agua para la sociedad uruguaya

Marcel Achkar e Ismael Díaz. LDSGAT-IECA-FCIEN-UDELAR. En colaboración con REDES-AT

achkar@fcien.edu.uy, idiaz@fcien.edu.uy

Introducción

La superficie destinada a la producción de los monocultivos forestales ha registrado un crecimiento constante en Uruguay desde principios de la década de 1990. De forma resumida, este crecimiento puede explicarse por condicionantes geofísicas favorables del territorio uruguayo que son aprovechadas por un conjunto de factores globales y locales que actuaron de forma interrelacionada: aumento de la demanda y el precio de la pulpa de celulosa en el mercado internacional, un escenario global que vuelve atractiva la inversión en tierras y agricultura, la escalada de la financiarización en tierras y agricultura, la concreción de reformas institucionales y políticas fuertemente orientadas a la promoción de la actividad forestal por parte de los sucesivos gobiernos uruguayos post dictadura, y la instalación de plantas de celulosas en el territorio nacional. La expansión de la actividad forestal con especies exóticas ha desencadenado severos impactos ambientales, donde destacan los cambios en el ciclo hidrológico a escala de cuenca, la sustitución y fragmentación de ambientes y hábitats naturales, y la pérdida de biodiversidad, impactos negativos que se suman a un conjunto de impactos significativos en las dimensiones sociales, económicas y culturales (Pena 2025). El contexto actual de cambio ambiental global y de variabilidad climática, sumado a una tendencia al crecimiento de la actividad, demanda intensificar la identificación y evaluaciones de las zonas donde no debe autorizarse la expansión de la forestación, como punto de partida para anticiparse a nuevos impactos ambientales y a la profundización de los impactos ya existentes. En este sentido, el presente informe pretende aportar a la discusión de la distribución espacial actual de los monocultivos forestales, de los suelos de prioridad forestal, y de sus asociaciones con funciones ecosistémicas fundamentales y los usos prioritarios para el desarrollo de la sociedad uruguaya.

El análisis para determinar dónde puede llevarse a cabo la forestación con especies exóticas, debe ser multidimensional. El suelo no puede ser la única dimensión a considerar, ya que el uso del territorio tiene múltiples impactos en las funciones ecosistémicas, la biodiversidad y el agua, pero también a nivel socio-económico y cultural. Determinar las áreas para la forestación con especies exóticas en función de las unidades de suelo CONEAT¹ es un enfoque reduccionista que no considera dimensiones claves de los ecosistemas y lleva a comprometer la salud de los sistemas ambientales y sus funciones, así como los derechos fundamentales que dependen de ellos, como el derecho al agua. Por ejemplo, hay suelos considerados de prioridad forestal en serranías, porque se parte de la idea de que esos suelos no son propicios para la actividad agropecuaria pese a ser ecosistemas fundamentales para la producción y cosecha de agua.

¹ <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/suelos-prioridad-forestal>

Premisas

A partir de la evidencia científica nacional e internacional sobre la afectación de los monocultivos forestales al ciclo hidrológico y la biodiversidad, se plantean las siguientes premisas:

- 1- La expansión de los monocultivos forestales de gran escala es incompatible con la producción de agua potable para el abastecimiento de la población.
- 2- La expansión de los monocultivos forestales de gran escala es incompatible con las áreas de protección y conservación ambiental.
- 3- La planificación de la instalación de monocultivos forestales de gran escala requiere considerar, además de la aptitud de los suelos, el rendimiento hídrico de las cuencas.

Contexto actual

Los suelos de prioridad forestal son definidos por ley a partir de la interpretación y la clasificación de los grupos CONEAT. Atendiendo al Artículo 5 literal A de la Ley Forestal Nº 15.939, se considerarán de prioridad forestal “aquellos suelos que, por sus propiedades, aptitud, clima, ubicación y demás características, son inadecuados para cualquier otra explotación o destino de carácter permanente y provechoso”. Los Suelos de Prioridad Forestal (SPF) han registrado diversos cambios a partir de modificaciones establecidas en los decretos Nº452/988; 26/993 191/006; 220/10. Actualmente, la superficie de prioridad forestal alcanza 4.2 millones de hectáreas (26% del territorio agropecuario nacional) y se distribuye de forma heterogénea en el territorio nacional (Figura 1).

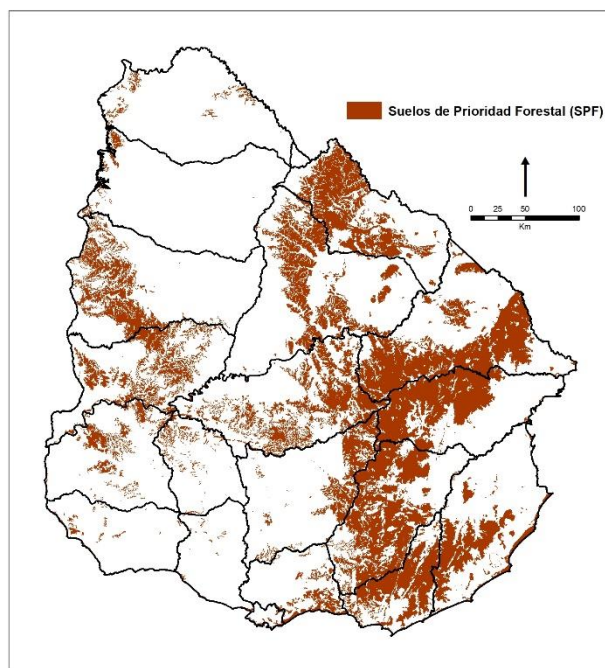


Figura 1. Distribución espacial de los suelos de prioridad forestal (SPF). Fuente: MGAP².

La forestación exótica ha experimentado un crecimiento constante en las últimas 3 décadas, alcanzando una superficie total aproximada de 1.4 millones de hectáreas en 2022 (Figura 2). De la superficie forestada total en 2022, el 69% se localiza en SPF y el restante 31% en otros suelos. La forestación sigue, en términos generales, la distribución de los SPF y zonas cercanas,

² <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/carta-suelos-prioridad-forestal>

expandiéndose también por áreas de conservación (Figura 3) y cuencas con tomas de agua para abastecimiento de agua potable para la población

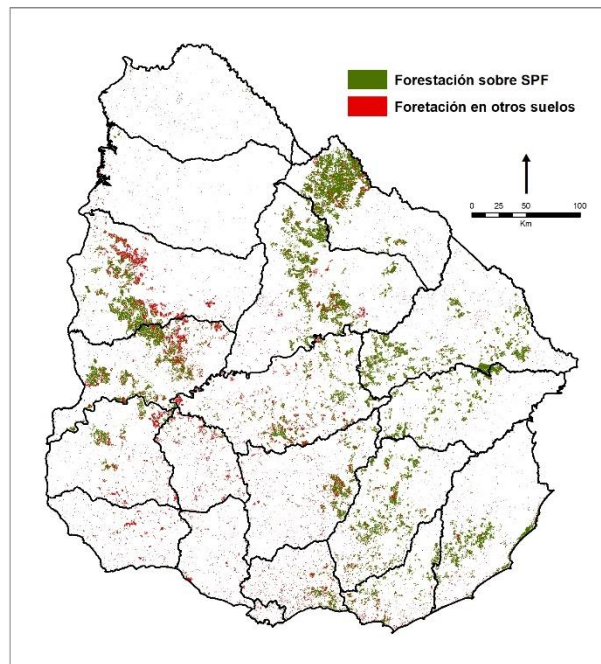


Figura 2. Distribución espacial de la forestación exótica en 2022. Fuente: SIT-DINOT (2025).

La superficie terrestre actual definida como área protegida por SNAP alcanza las 279.166 ha, y las áreas adyacentes las 43.430 ha. La superficie continental de las áreas RAMSAR alcanza las 344.775 ha y la superficie continental de las reservas de biósferas es de 1.137.392 ha. La superficie continental bajo alguna figura de conservación es 1.438.403 ha, lo cual representa el 8.1% del territorio terrestre nacional. En el año 2022, se registró una superficie de 12.543 ha de forestación en áreas protegidas del SNAP y 8.869 ha en áreas adyacentes. Para el caso de las áreas Ramsar, en 2022 se registró una superficie forestal menor a las 1.000 ha y de 72.030 ha en las Reservas de Biósferas.

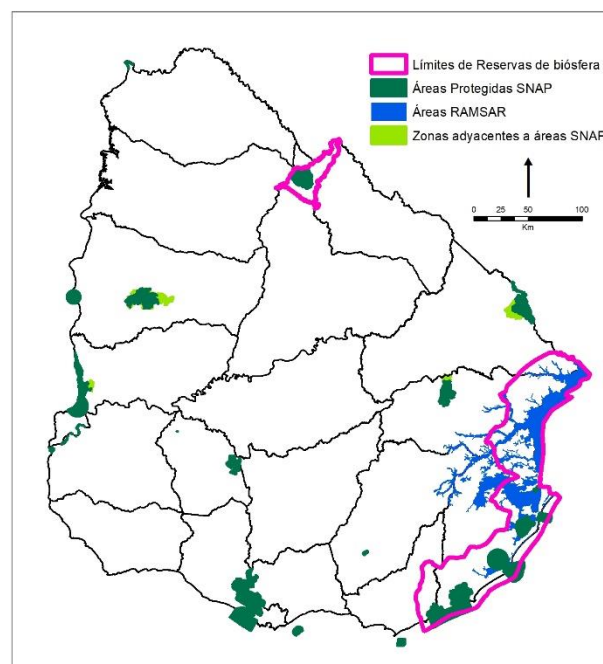


Figura 3. Áreas de protección ambiental bajo figuras nacionales o acuerdos internacionales. Fuente: OAN.

A la escala de Nivel 3 de cuencas hidrográficas definidas por el OAN³, Uruguay presenta 298 cuencas, que alcanzan una superficie media de 59.147 ha, con un mínimo de 238 ha y un máximo de 368.624 ha (Figura 4). De acuerdo a la información disponible en OAN y DINAGUA, en 2025 existen en Uruguay más de 78 tomas de aguas superficiales para el abastecimiento de agua potable. La distribución espacial de estas tomas se encuentra asociada a las principales localidades del país (Figura 5).

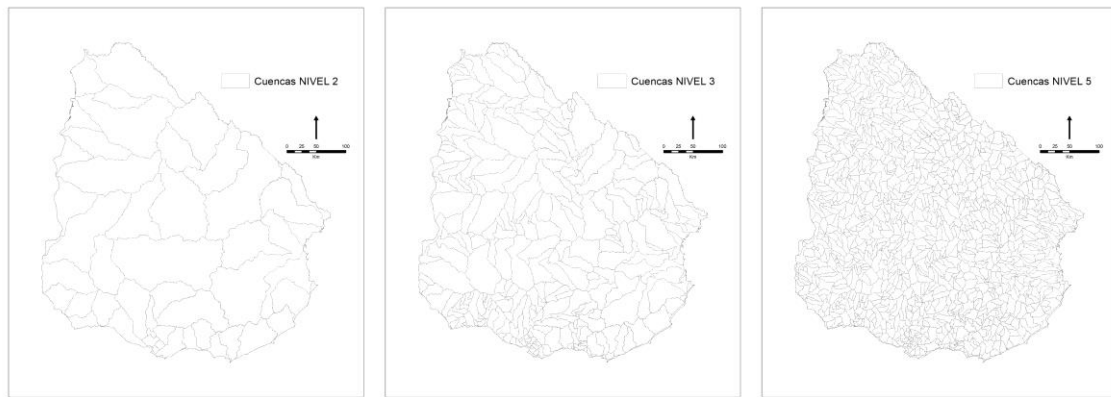


Figura 4. Límites de cuencas hidrográficas según los niveles 2, 3 y 5 definidos por OAN. Fuente: OAN².

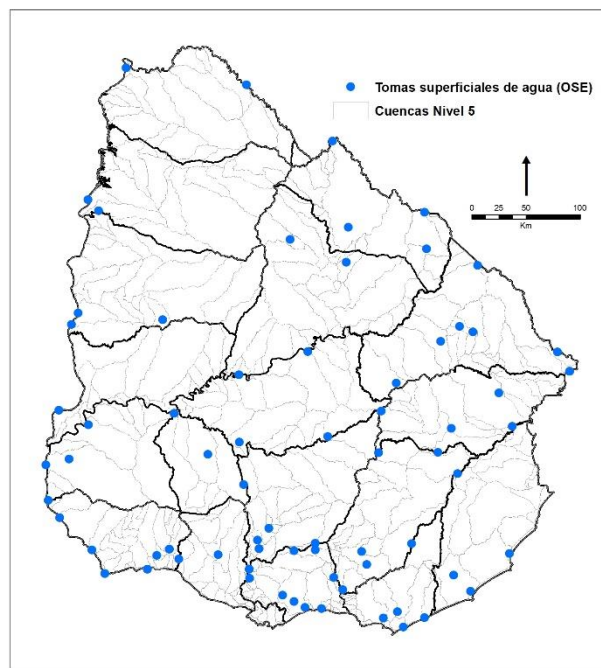


Figura 5. Cuencas nivel 3 y tomas de agua superficiales para potabilización por OSE. Fuente: OAN⁴ y DINAGUA⁵.

El rendimiento hídrico (RH, entendido como el volumen total de agua que fluye desde y hacia afuera de una cuenca hidrográfica) de Uruguay se caracteriza por una buena producción y disponibilidad de recursos hídricos superficiales. El RH sigue el patrón predominante de las precipitaciones tanto a nivel espacial como temporal, con alteraciones asociadas a los usos del suelo de la cuenca. De esta manera, se observa un gradiente creciente del RH de suroeste a

³ <https://www.ambiente.gub.uy/metadatos/pdf.php?idref=c262>

⁴ <https://www.ambiente.gub.uy/oan/geoportal/listado-de-capas/>

⁵ Pedido de acceso a la información pública, año 2024

noreste (Figura 6). A pesar de que los patrones principales marcan buena disponibilidad de agua en todo el territorio nacional, en años con precipitaciones por debajo de la media las diferencias se acentúan y en las cuencas del suroeste, el RH suele ser de moderado a bajo.

A partir de un análisis general y exploratorio realizado con la metodología propuesta por INVEST⁶, se estimó el RH para el promedio anual de los años secos⁷ del período 1996-2025⁸ a escala de cuencas nivel 3. Los resultados mantienen parcialmente el patrón general del RH y las precipitaciones anuales, y muestran valores por debajo de los 168 mm/año para las cuencas del quintil más bajo, que se localizan en la zona litoral sur y suroeste del país.

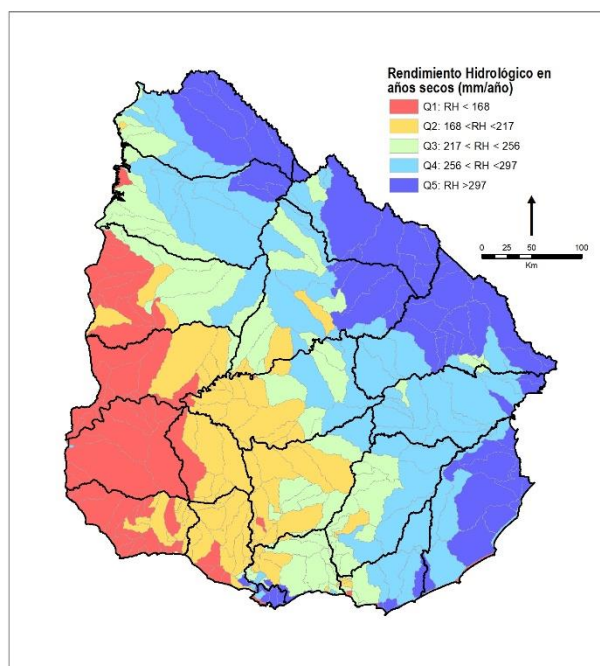


Figura 6. Rendimiento hídrico de cuencas nivel 5 para el promedio de precipitaciones de años secos en el período 1996-2025. Método: INVEST

Impactos de la Ley Forestal

Luego de más de 35 años de la Ley Forestal, la superficie forestada ocupa 1.4 millones de hectáreas, generando una serie de impactos en diversas dimensiones de los sistemas ambientales: biofísicas, sociales, económicas y culturales.

Uno de los principales impactos de la sustitución de praderas naturales por monocultivos forestales son los cambios en el funcionamiento del ciclo hidrológico, especialmente la disminución en el rendimiento hídrico en cuencas (Farley et al. 2005). En especial, se reportan

⁶ <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>

⁷ Considerando que los problemas de acceso y uso del agua se intensifican en períodos secos, se estimó el RH para el promedio de los años con valores por debajo de un desvío de la media para el período 1996-2025

⁸ El RH, se estimó a escala de celda como la precipitación anual total de la cuenca menos la evapotranspiración real anual total de la cuenca. Se basa en la curva de Budyko (1974), e incluye los siguientes parámetros: Precipitaciones Media Anual (PPMA), Evapotranspiración de Referencia (EVT), Profundidad de la capa que restringe las raíces (PR), Contenido De Agua Disponible De La Planta (AWC), Usos y cobertura del suelo (LULC), y los parámetros de Profundidad máxima de las raíces de las plantas para cada categoría de uso del suelo (PM), y el Coeficiente de cultivo (Kc) para para cada categoría de uso del suelo. PPAM y EVY se obtuvieron de ERA5-Land (MUÑOZ SABATER, 2025) y se procesaron en la plataforma Google Earth Engine. PR se obtuvo de MGAP (1994), AWC de ISRIC (2025), LULC de SIT-DINOT (2025), Kc y PM de Allen et al. (1998). Las cuencas con valores más bajos de rendimiento hídrico presentan un mayor nivel de vulnerabilidad

aumentos significativos de evapotranspiración en plantaciones con eucaliptus y pinos, además del descenso de los niveles de la napa freática (Nosetto, 2007, Christina et al. 2017), que incluso por aumento de consumo pueden llegar a provocar la salinización de suelos y napas (Jobbágy & Jackson, 2004; Ballesteros et al. 2006). Los estudios académicos en Uruguay coinciden en una disminución de los caudales (Silveira y Alonso, 2009, Navas et al., 2019), alcanzando en algunos casos el 50% de los caudales hídricos. Actualmente, las investigaciones de empresas forestales reconocen que esa reducción llega al 30% (Facultad de Ingeniería et al. 2016; Femi, s/f). En síntesis, ya se ha demostrado a nivel nacional e internacional (Brown et al., 2005; Jobbágy et al., 2006) que la sustitución de praderas naturales por plantaciones forestales afecta el rendimiento hídrico de las cuencas. También se ha documentado sobre los efectos de la forestación en la calidad del agua superficial con aumento de la acidez (Márquez et al., 2015), lo cual es concordante con los resultados documentados sobre el aumento de la salinidad y acidificación de los suelos cuando se forestan (Farley et al. 2008; Jobbágy y Jackson, 2004; Lilienfein et al. 2000; Mallen-Cooper et al. 2022; Nosetto et al. 2007). Otros problemas reportados son la repelencia al agua de los suelos (González-Sosa et al. 2024), la disminución del stock de carbono orgánico y el aumento de la densidad aparente de los suelos (Céspedes-Payret et al. 2017; Hernández et al. 2016). Tendencias que se confirman con los resultados obtenidos por Gallardo (2023) en su tesis de maestría.

Adicionalmente, la forestación afecta a la biodiversidad debido a los cambios en las condiciones de los sistemas ambientales y a que las prácticas de cultivo implican la sustitución de la cobertura vegetal original provocando la reducción del hábitat de varias especies (Brazeiro et al. 2008), en particular plantas vasculares y leñosas, anfibios y aves (Soutullo et al. 2013), y la disminución de mamíferos (Cravino y Brazeiro et al. 2021).

Es importante destacar que, aunque no está directamente vinculado a este trabajo y por tanto no es abordado en este informe, el proceso de expansión de la forestación en los últimos 35 años ha generado una serie de impactos en las dimensiones sociales, económicas, culturales y políticas en los territorios agrarios del Uruguay. En especial esto se vincula a la pérdida de otras actividades que previamente se desarrollaban en estos espacios agrarios. Existen numerosos trabajos que reportan estos impactos: disminución de puestos de trabajo; expulsión de población rural; disminución de la producción familiar; inseguridad laboral de los trabajadores del sector; reducción de producción de alimentos en las zonas forestadas; cambios en las relaciones de producción; cambios en los valores culturales asociados a la producción rural y estilos de vida del campo, entre otros. Esta información ha sido sintetizada recientemente en la tesis de Pena (2025).

Ante la evidencia acumulada de los impactos multidimensionales, el Ministerio de Ambiente toma en consideración 4 grandes criterios para la clasificación de los proyectos forestales⁹: aptitud de los suelos, ecosistemas naturales presentes, cobertura forestal en la cuenca, y valor cultural y patrimonial. Específicamente en el criterio “cobertura forestal en la cuenca”, se establece que cuando la superficie forestal total de la cuenca supere un determinado umbral, el impacto del proyecto es significativo. Este umbral es de 30% para las cuencas de nivel 2, 40% para las cuencas de nivel 3, y 60% para las de nivel 5.

⁹ <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/DO-EIA-020%20Criterios%20clasificaci%C3%B3n%20de%20proyectos%20forestales%2020220210%20para%20expediente.pdf>

Criterios de exclusión

A partir de las premisas planteadas y el contexto general de la forestación se plantean los siguientes criterios para operativizar la definición de zonas de incompatibilidad de expansión de la forestación con funciones ambientales y usos prioritarios para la sociedad uruguaya.

- 1- La expansión de la forestación exótica a gran escala en ningún caso puede llevarse a cabo en suelos que no sean categorizados como Suelos de Prioridad Forestal (SPF).
- 2- La expansión de la forestación exótica a gran escala en ningún caso debe llevarse a cabo en zonas que se encuentren bajo una figura de conservación nacional o internacional.
- 3- La expansión de la forestación exótica a gran escala en ningún caso puede realizarse en cuencas con tomas de agua superficial para el abastecimiento a la población.
- 4- La expansión de la forestación exótica a gran escala en ningún caso, debe alcanzar los criterios que determinan que el proyecto tenga un impacto significativo según el documento ***“Criterios para la clasificación de proyectos forestales”***.
- 5- Adicionalmente, se sugiere corregir los porcentajes establecidos en el documento ***“Criterios para la clasificación de proyectos forestales”*** en función del RH de la cuenca. Así, para las cuencas nivel 3 se sugiere valores máximos admitidos de forestación, medido en porcentaje de la cuenca que no superen: el 40% en cuencas de quintil 5 de RH, el 37,5% en cuencas del quintil 4 de RH, el 35% en cuencas del quintil 3 de RH, el 32,5% en cuencas del quintil 2 de RH, y finalmente el 30% en cuencas del quintil 1 de RH.

Tabla 1. Número de cuencas, superficie (ha) y propuesta de umbral máximo de porcentaje de la cuenca habilitada para forestación exótica (UM), para cada quintil de rendimiento hídrico en cuencas de nivel 3.

Cuencas nivel 3	Q 5	Q4	Q3	Q2	Q1
Número de Cuencas	59	61	59	62	57
Superficie	3.822.185	5.228.479	2.944.368	3.125.791	2.505.236
UM (%)	40	37,5	35	32,5	30

Resultados

La superficie total de los SPF es de 4,2 millones de hectáreas. En 2022, la superficie de SPF sin forestación exótica fue de 3,25 millones de hectáreas (Figura 7).

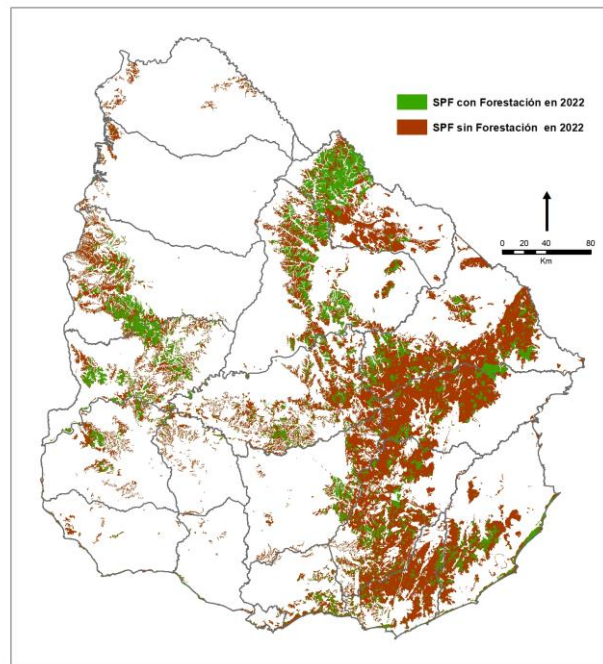


Figura 7. Suelos de prioridad forestal (SPF) con y sin forestación al año 2022. Fuente: MGAP y SIT-DINOT.

De la superficie de los SPF sin forestación, 230 mil hectáreas se localizan en áreas que actualmente están bajo al menos una figura de conservación nacional o internacional (Figura 8), y 677 mil hectáreas de SPF se localizan en cuencas con tomas de agua superficiales para el abastecimiento de agua potable a la población (Figura 9).

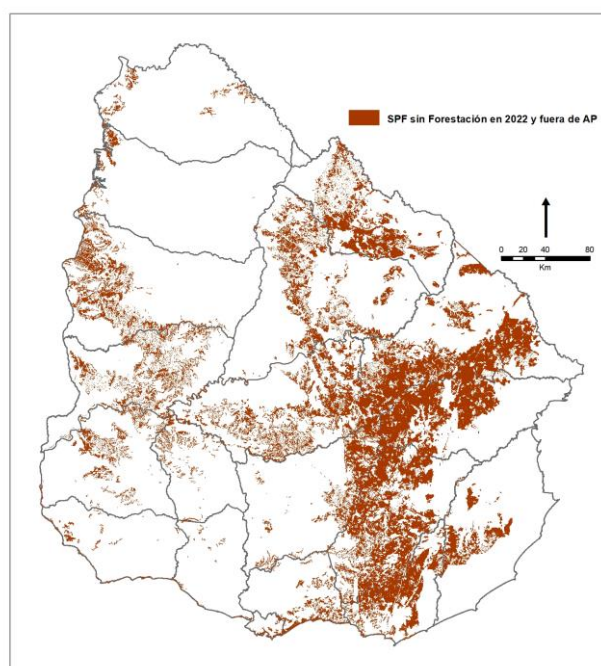


Figura 8. Suelos de prioridad forestal (SPF) sin forestación al año 2022 y fuera de áreas de protección ambiental (AP) bajo figuras nacionales e internacionales. Fuente: MGAP y DINOT.

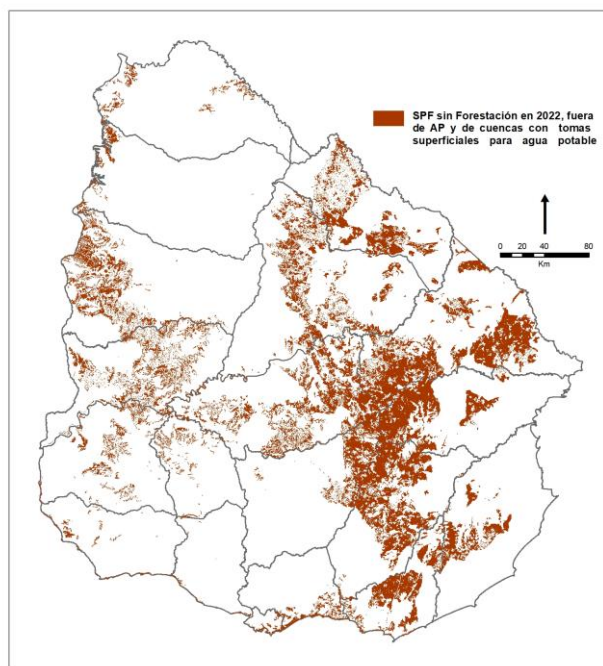


Figura 9. Suelos de prioridad forestal (SPF) sin forestación al año 2022, fuera de áreas de protección ambiental (AP) y de cuencas con tomas de agua superficiales para abastecimiento de agua potable. Fuente: MGAP y DINOT.

De la superficie restante, 610 mil hectáreas de SPF tienen la particularidad de que, de forestarse en su totalidad, en las cuencas donde se localizan se excedería el valor de 40% de la cuenca, lo cual determinaría que el impacto fuera tipificado como significativo. A esta superficie, se le sumarían 190 mil hectáreas que excederían los porcentajes según la propuesta preliminar de corrección de los umbrales a partir del rendimiento hídrico (RH) de las cuencas (Figura 10).

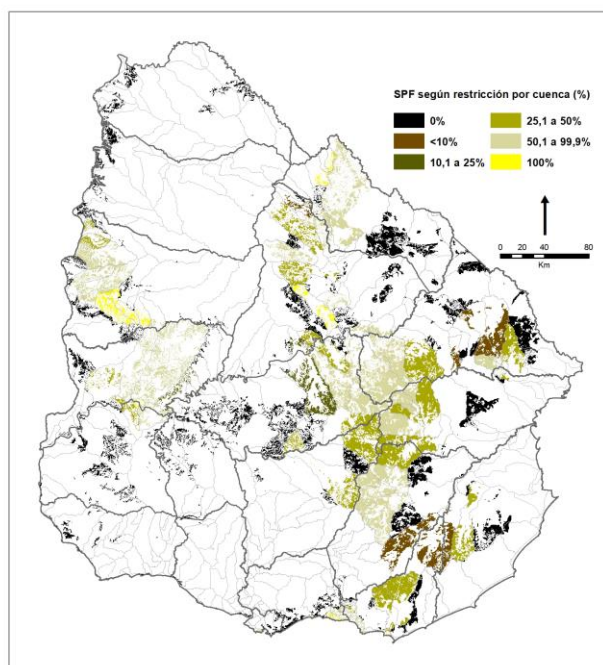


Figura 10. Clasificación de SPF según nivel de restricción de las cuencas por criterios del Ministerio de Ambiente y rendimiento hídrico (RH). Se consideran únicamente los SPF que no registran forestación en 2022, se encuentran fuera de áreas de protección ambiental (AP) y fuera de cuencas con tomas superficiales para el abastecimiento de agua potable.

En síntesis, aplicando los criterios mencionados, de la superficie de prioridad forestal experimentaría una reducción de 1,57 millones de hectáreas, la cual no estaría habilitada para la forestación exótica (Figura 11).

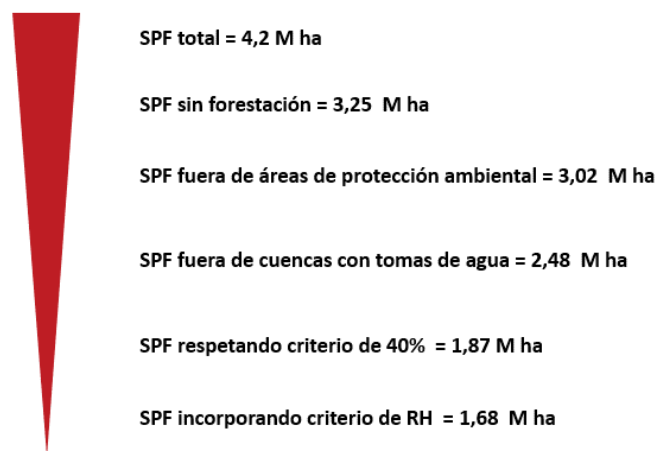


Figura 11. Esquema de aplicación de criterios y reducción de la superficie habilitada para ser forestada. La aplicación de cada criterio incluye la aplicación de los criterios anteriores.

Para finalizar, resulta pertinente destacar la necesidad explorar la aplicación de los criterios “ecosistemas naturales presentes” y “valor cultural y patrimonial” establecidos en el documento “*Criterios para la clasificación de proyectos forestales*” y otros criterios sociales y productivos como ser la presencia de producción familiar y el interés potencial del INC en cada zona. Adicionalmente, se deberá evaluar detalladamente los porcentajes definidos actualmente (y la metodología utilizada) por el Ministerio de Ambiente en el documento “*Criterios para la clasificación de proyectos forestales*” para la evaluación del impacto de la forestación. Finalmente, se deberá mejorar la resolución y precisión del cálculo de RH realizado en este trabajo, y ajustar los parámetros de incidencia de cada quintil en el umbral de superficie máxima de forestación por nivel de cuenca.

Referencias

- Allen, R. et al. Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper. Roma: FAO, 1998.
- Ballesteros, S., Bertón, J., Collado, A., Echeverría, J., d ' Hiriart, A., Giuliatti, J., Gómez, M., Gómez Hermida, V., Jobbagy, E., Noretto, M. (2006). Aptitud forestal de la provincia de San Luis. San Luis. AR.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C. y Barthesagui, L. (2008). Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay. En A. Volpedo y L. Fernández (Eds.), Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad (pp. 7-22). CYTED - Programa Ibero-americano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
- Brown AE., Zhang L., McMahon TA., Western AW., Vertessy RA. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. Journal of Hydrology Vol.310. 28–61-
- Budyko, M. I. Climate and Life. New York: Academic Press, 1974.

- Céspedes-Payret, C., Bazzoni, B., Gutierrez, O. y Panario, D. (2017). Soil Organic Carbon vs. Bulk Density Following Temperate Grassland Afforestation. *Environmental Processes*, 4, 75-92. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0197-4>
- Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J., Stape, J., Bouillet, J., Lambais, G. y le Maire, G. (2017). Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*, 31(2), 509-519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>
- Cravino, A., & Brazeiro, A. (2021). Grassland afforestation in South America: Local scale impacts of eucalyptus plantations on Uruguayan mammals. *Forest Ecology and Management*, 484, 118937. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118937>
- Facultad de Ingeniería, Facultad de Agronomía, Eufores S. A., Forestal Oriental S. A. (2016). Red de microcuencas experimentales para la obtención de indicadores hidrológicos y edáficos de plantaciones forestales. ANII, Convocatoria Alianzas para la Innovación, proyecto ALI_1_2011_1_2349. Informe final.
- Farley, K.A., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*. Vol.11. 10:1565-1576.
- Farley, K., Piñeiro, G., Palmer, S., Jobbágy, E. y Jackson, R. (2008). Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water Resources Research*, 45(7), 1-11. <https://doi.org/10.1029/2007WR006659>
- Femi, M. J. «Ríos de información», revista En Contexto, F29. <https://www.revistaforestal.uy/wp-content/uploads/2021/04/F29-En-Contexto.pdf>
- Gallardo Silveira, Patricia 2023. Forestación en suelos de pradera templada: alteración biogeoquímica de minerales arcillosos Montevideo: Universidad de la República, Facultad de Ciencias.
- González-Sosa, M., González-Barrios, P., Bentancur, O., & Pérez-Bidegain, M. (2024). Differential effects on soil water repellency of Eucalyptus and Pinus plantations replacing natural pastures. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 48, e0230070. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230070>
- Hernández, J., Del Pino, A., Vance, E., Califra, A., Del Giorgio, F., Martinez, L. y Gonzalez Barrios, P. (2016). Eucalyptus and Pinus stand density effects on soil carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 368, 28-38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.007>
- ISRIC. SoilGrids250m 2017-03 - Derived available soil water capacity (volumetric fraction) until wilting point. Disponible em: <<https://data.isric.org/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/e33e75c0-d9ab-46b5-a915-cb344345099c>>.
- Jobbágy E.G., Jackson R.B. (2004). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*. Vol.10. 8:1299-1312.
- Jobbágy E.G, Piñeiro G., Nosetto M.D., Paruelo J.M. (2006). Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy*. Vol.95. 12:21.
- Lilienfein, J., Wilcke, W., Angelo Ayarza, M., Vilela, L., do Carmo Lima, S. y Zech, W. (2000). Soil acidification in Pinus caribaea forests on Brazilian savanna Oxisols. *Forest Ecology and Management*, 128(3),145-157. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00143-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00143-7)
- Mallen-Cooper, M., Atkinson, J., Xirocostas, Z., Wijas, B., Chiarenza, G., Dadzie, F. y Eldridge, D. (2022). Global synthesis reveals strong mul-tifaceted effects of eucalypts on soils. *Global Ecology and Biogeography*, 31(8), 1667-1678. <https://doi.org/10.1111/geb.13522>
- Márquez J.A, Cibils L, Principe R.E, Albariño R.J. (2015). Stream macroinvertebrate communities change with grassland afforestation in central Argentina. *Limnologica*. Vol.53: 17–25

MGAP. Unidades de suelos CONEAT. Montevideo: MGAP, 1994.

Muñoz Sabater, J. ERA5-Land monthly averaged data from 1981 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). [s.l: s.n.].

Navas, R., Alonso, J., Gorgoglione, A., & Vervoort, R. W. (2019). Identifying climate and human impact trends in streamflow: a case study in Uruguay. *Water*, 11(7), 1433.

Nosetto M.D. (2007). Conversión de pastizales en forestaciones: impactos sobre la dinámica del agua y las sales. Tesis de Doctorado. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. AR.

Pena, D. (2025). Transformaciones en el tejido cuerpo-territorio asociadas a la expansión forestal en Uruguay. Tesis de Maestría en Sociología. Universidad De La República. 230pp. https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/51588/1/TMS_PenaVergaraDaniel.pdf

SIT-DINOT. COBERTURA DEL SUELO 2021-2022 Montevideo SIT-DINOT, , 2025. . Disponible en: <<https://sit.mvot.gub.uy/portal/apps/storymaps/stories/feec6904fb42452badda2649f833ad45>>.

Silveira, L.; Alonso, J. (2009). Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. *Hydrological Processes*, 22(3):320–329. <https://doi.org/10.1002/hyp.7156>

Soutullo, A., Clavijo, C. y Martínez-Lanfranco, J. (2013). Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC, Montevideo. 222pp.