

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CESIO-137 EN UNA
CUENCA FORESTADA, PIEDRAS COLORADAS, PAYSANDÚ.
OPTIMIZACIÓN DE ESTIMACIONES Y MÉTODOS DE
MUESTREO**

por

Gabriel PERAZZA

TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Magister en Ciencias Agrarias
opción Bioestadística

MONTEVIDEO
URUGUAY
Diciembre 2017

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Ag. Oscar Bentancur, Ing (Mag.) Jimena Alonso, Ing. Ag. (Mag) Alejandra Borges , y Ing. Ag. (PhD) Mario Pérez el 14 de Diciembre de 2017. Autor: Lic. Biol. Gabriel Perazza. Directora Ing. Ag. (Dra) Mónica Cadenazzi, Co-director Ing. (PhD) Luis Silveira.

Dedico este trabajo a la interdisciplina como utopía

AGRADECIMIENTOS

A Andrea por el apoyo y gran ayuda al proceso de tesis.

A mi familia por generar desde siempre muchas de las herramientas que me permitieron avanzar.

A mis amigos, especialmente Julana y La Madri que también han sabido colaborar con la tesis.

Al Grupo sociedad-naturaleza como aporte epistemológico en el proceso.

A Agronomía e Ingeniería con sus respectivos grupos de trabajo, ambos lugares donde me fue permitido desarrollar la tesis. Particularmente a mis tutores y tribunal.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VII
SUMMARY.....	VIII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
1.1. PRODUCCIÓN FORESTAL Y EROSIÓN EN URUGUAY	1
1.1.1. <u>Utilización de radioisótopos para la cuantificación de la erosión</u> ...	2
1.1.2. <u>Desafíos estadísticos asociados al uso de la técnica</u>	3
1.1.2.1. Estadística espacial: técnicas de interpolación	3
1.1.2.2. Muestreo y optimización	5
1.2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	6
1.2.1 <u>Hipótesis</u>	6
1.2.2 <u>Objetivo general y específicos</u>	7
1.2.2.1 Objetivo general	7
1.2.2.2 Objetivos específicos	7
2. <u>MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CESIO-137 EN UNA CUENCA FORESTADA, PIEDRAS COLORADAS, PAYSANDÚ. OPTIMIZACIÓN DE ESTIMACIONES Y MÉTODOS DE MUESTREO</u>	8
2.1. SUMMARY	8
2.2. RESUMEN	9
2.3. INTRODUCCIÓN	10
2.3.1 <u>Producción forestal y erosión en Uruguay</u>	10
2.3.2 <u>Utilización de radioisótopos para la cuantificación de erosión</u>	11
2.3.3 <u>Desafíos estadísticos asociados a la técnica</u>	12
2.4. MATERIALES Y MÉTODOS	14
2.4.1. <u>Zona de estudio</u>	14

2.4.2. <u>Estrategia de muestreo</u>	16
2.4.3. <u>Variables relevadas</u>	17
2.4.4. <u>Análisis estadístico</u>	17
2.4.4.1 Descripción estadística.....	17
2.4.4.2 Geoestadística	18
2.4.4.3 Muestreo	19
2.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
2.5.1. <u>Descripción estadística</u>	21
2.5.1.1. Muestreo	21
2.5.1.2. Cs-137	22
2.5.1.3. Ajuste de modelos lineales	25
2.5.2. <u>Geoestadística</u>	27
2.5.2.1. Distribución espacial del Cs-137 e interpolación por inverso de la distancia	27
2.5.2.2. Ajuste de semivariogramas	28
2.5.2.3. Ajuste de semivariograma cruzado	30
2.5.2.4. Ajustes espaciales para residuales de modelos con pendiente y cobertura	31
2.5.3. <u>Análisis de remuestreo utilizando Bootstrapping</u>	32
2.5.3.1. Remuestreo aplicado a los datos originales	32
2.5.3.2. Generación de escenarios simulados	37
2.6. CONCLUSIÓN	41
2.7. BIBLIOGRAFÍA	42
3. <u>DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES</u>	47
3.1 DISCUSIÓN CARACTERIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CS-137.....	47
3.1.1 <u>Descripción estadística de Cs-137</u>	47
3.1.2 <u>Variabilidad espacial</u>	48
3.1.3 <u>Regionalización de ajustes espaciales</u>	50
3.1.4 <u>Utilización de co-variables</u>	50

3.1.5 <u>Modelos lineales para Cs-137</u>	51
3.1.6 <u>Conclusión primera hipótesis</u>	51
3.2 DISCUSIÓN ESTRATEGIA DE MUESTREOS PARA CS-137	52
3.2.1 <u>Evaluación de estrategias de muestreo</u>	52
3.2.2 <u>Evaluación de patrones de muestreo</u>	53
3.2.3 <u>Evaluación de escenarios simulados</u>	54
3.2.4 <u>Conclusión segunda hipótesis</u>	54
3.3 CONCLUSIÓN GENERAL	55
3.4 PERSPECTIVAS A FUTURO	55
4. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	57
5. <u>ANEXOS</u>	65
5.1 MODELOS LINEALES UTILIZADOS	65
5.2 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE DATOS	66
5.3 AJUSTE SEMIVARIOGRAMAS TEÓRICOS	67
5.4 REMUESTREOS SEGÚN TAMAÑO DE GRILLA	68

RESUMEN

Uruguay ha experimentado un gran crecimiento de la superficie ocupada con forestación estimulando el desarrollo de algunas líneas de investigación en cuanto a su impacto, particularmente sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos, y la degradación de los suelos. Por otro lado el uso de los radionucleidos ambientales en los monitoreos de suelo ha permitido establecer tasas de erosión así como representar espacialmente la redistribución de suelo. Uno de los radionucleidos más utilizados ha sido el Cesio-137 (Cs-137). Sin bien su uso se ha extendido a nivel mundial, su aplicación a nivel nacional y en especial en suelos con cobertura forestal aun es incipiente. El objetivo de la tesis se centró en la caracterización de la distribución espacial y muestreo del radionucleido ambiental Cs-137 en una cuenca forestada con *Eucalyptus* sp. Se trabajó en una microcuenca experimental en la localidad de Piedras Coloradas en el departamento de Paysandú. Fueron colectadas 103 medidas de Cs-137 distribuidas en dos grillas contemplando diferentes tipos de suelos de la cuenca, topografía y coberturas (forestación-fila, forestación-entrefila, sin forestación-campo). Se analizó la distribución espacial del Cs-137 utilizando técnicas geoestadísticas, distancia inversa (IDW) y modelos lineales. La evaluación de estrategias de muestreo se realizó mediante remuestreo bootstrapping. En cuanto a la distribución espacial IDW fue la mejor estrategia, destacándose la importancia de la cobertura, observada en los modelos lineales. Para los muestreos, el mejor desempeño resultó en el caso de muestreo aleatorio simple (MAS) con estratos de coberturas. El remuestreo bootstrapping mostró un buen desempeño tanto evaluando estrategias como simulaciones de escenarios futuros.

Palabras clave: forestación, erosión del suelo, cesio-137, geoestadística, remuestreo bootstrapping

**MODELING THE DISTRIBUTION OF CESIUM-137 IN A FORESTED
WATERSHED BASIN IN PIEDRAS COLORADAS, PAYSANDÚ.
OPTIMIZATION OF SAMPLING ESTIMATES AND METHODS**

SUMMARY

Uruguay has experienced a great growth of the area occupied with forest plantations, stimulating the development of some research lines regarding its impact, particularly on the quantity and quality of water resources, and the degradation of soils. On the other hand, the use of environmental radionuclides in soil monitoring has allowed the establishment of erosion rates and the spatial representation of land redistribution. One of the most used radionuclides has been Cesium-137 (Cs-137). Although its use has spread throughout the world, its application in Uruguay and especially in soils covered by forests is still incipient. The thesis focused on the characterization of the spatial distribution and the sampling of the environmental radionuclide Cs-137 in a forested watershed with *Eucalyptus sp.* The work was performed in an experimental watershed close to Piedras Coloradas town in the department of Paysandú. 103 soil samples distributed in two grids were collected to measure Cs-137, taking into account different soil types, topography and watershed coverage (afforestation-row, afforestation-inter-row, without afforestation-field). The spatial distribution of Cs-137 was analysed using geostatistical techniques, inverse distance (IDW) and linear models. The assessment of sampling strategies was performed by bootstrap resampling. IDW was the best strategy to represent spatial distribution, highlighting the importance of coverage (soil use), observed in linear models. For the samplings, the best performance resulted in the case of simple random sampling (SRS) with coverage strata. The bootstrapping technique showed a good performance in both cases, evaluating strategies and simulating future scenarios.

Keywords: afforestation, soil erosion, cesium-137, geostatistics, bootstrap resampling

1. INTRODUCCIÓN

1.1. PRODUCCIÓN FORESTAL Y EROSIÓN EN URUGUAY

A nivel mundial la explotación de los recursos naturales, en particular suelos y aguas, para la producción de alimentos y bienes aumenta constantemente con el crecimiento demográfico. En particular la demanda mundial por pulpa y papel, así como otros usos de la madera incrementaron la plantación forestal con especies de rápido crecimiento, convirtiendo a las plantaciones de *Eucalyptus sp.* desde la segunda mitad del siglo XX, en el principal cultivo para obtención de productos madereros. Como respuesta a esta demanda y con el incentivo de una política forestal orientada al desarrollo del sector, en Uruguay se generó un gran crecimiento de la superficie ocupada con forestación comercial lo cual ha instalado en nuestro país la controversia respecto a los efectos de este cambio de uso del suelo, en particular sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos, y la degradación de los suelos. Desde hace unos años en nuestro país se ha comenzado a centralizar esfuerzos por generar información (Silveira *et al.*, 2016; Silveira *et al.*, 2011; Silveira *et al.*, 2006). Uno de los factores claves en la actividad forestal es la gestión del recurso suelo, algunos estudios en el país han avanzado en esa línea (Schuller *et al.*, 2013; Karlen, 2011; Delgado *et al.*, 2006; Silveira *et al.*, 2006; García Préchac *et al.*, 2001; Denis Lepiane y García Préchac, 1997), pero es necesario continuar, particularmente en los procesos de erosión y sedimentación con el fin de encontrar herramientas de fácil aplicación para su determinación y que faciliten herramientas para su cuantificación. El fenómeno de sedimentación, asociado a la erosión hídrica de los suelos, induce la colmatación de cauces y cuerpos lénticos de agua, reduciendo su capacidad de regulación hidrológica y causando alteraciones en la calidad físico- química e hidrobiológica del agua. La erosión de los suelos es además un elemento central determinante de la sustentabilidad de los sistemas de producción por sus efectos directos e indirectos en el descenso de la productividad y la rentabilidad de los cultivos (SWCS, 2007).

1.1.1. Utilización de radioisótopos para la cuantificación de la erosión

Si bien existe la necesidad de cuantificar la erosión, las técnicas desarrolladas para su medición presentan múltiples dificultades en cuanto a su implementación (métodos de muestreos), mantenimiento y costos de operación, comprometiendo así las evaluaciones de largo plazo. Algunos ejemplos para medir diferentes tipos de erosión son la utilización de clavos en el terreno, transectas de cárcavas, trampas de sedimentos, todos con alto costo de trabajo en campo y dinero (FAO, 1980). Es así que desde hace más de 50 años se comenzó a utilizar radionucleidos ambientales como indicadores que permiten establecer tasas de erosión, facilitan las evaluaciones a largo plazo y representar espacialmente la redistribución de suelo (Zapata *et al.*, 2002). Uno de los elementos más utilizados es el Cesio 137 (Cs-137) - además del Pb210 y Be7 - el cual producto de modificaciones antrópicas (pruebas nucleares) fue liberado en la atmósfera en la década de los cincuenta. La técnica consiste en comparar la actividad del radioisótopo en una muestra de suelo, contra la de un sitio que no haya sufrido perturbaciones, denominado de referencia. En aquellos lugares donde ha habido sedimentación esperamos encontrar valor más altos de cesio (con respecto a la referencia), donde hubo erosión los valores esperados serán menores a la referencia. El Cs-137 se asocia a las fracciones finas del suelo (arcillas), fracción que es más susceptible a ser erosionada, por lo que es un buen indicador de erosión superficial (Mabit *et al.*, 2008; Zapata *et al.*, 2002). El uso del Cs-137 como marcador es una técnica ya ampliamente utilizada en diferentes partes del mundo que ha permitido un gran avance en comprender los fenómenos de erosión (Mabit y Fulajtar, 2007), ha permitido evaluar impactos asociados al uso suelo, por ejemplo de la agricultura (Mabit *et al.*, 2007 ; Schuller *et al.*, 2007), aunque muchos menos trabajos han utilizado cuencas forestales (Porto *et al.*, 2013; Porto *et al.*, 2003; Schuller *et al.*, 2013; Wakiyama *et al.*, 2010; Uchida *et al.*, 2002). A nivel regional (países del Cono Sur), encontramos difundido el empleo de técnicas de conteo de actividad de isótopos radioactivos, en particular Cs-137 y Be-7 (Schuller *et al.*, 2013; Schuller *et al.*, 2010; Schuller *et al.*, 2007; Schuller *et al.*, 2004b; Pacini *et al.*, 2011; Juri Ayub *et al.*, 2009). Particularmente en el Uruguay, el estudio de este indicador para estimar la erosión asociada a una actividad productiva comienza recientemente,

resultados preliminares se presentan en Alonso *et al.* (2012) y Scavone *et al.* (2011) donde se muestra que es posible utilizar el Cs-137 en cuencas forestadas del Uruguay encontrándose en cantidades que pueden ser medidas con el equipamiento presente en el país. También se determinó en dicho trabajo el perfil y la profundidad máxima a la cual el Cs-137 se espera ser encontrado en el suelo.

1.1.2. Desafíos estadísticos asociados al uso de la técnica

1.1.2.1 Estadística espacial: técnicas de interpolación

Dentro de la estadística espacial se pueden encontrar diversas herramientas útiles a la hora de construir mapas de distribución en el espacio de una variable. Algunos casos más sencillos se abocan a la interpolación espacial utilizando medias ponderadas, tal es el caso de la ponderación del inverso de la distancia, IDW por su sigla en inglés (Webster y Oliver, 2007a).

$$\hat{z}_j = \sum_{i=1}^n z_i \cdot k_{ij}$$

Donde:

- \hat{z}_j = Variable estimada en el punto j por IDW
- z_i = Valor de z del vecino en posición i
- k_{ij} = ponderador, en general $1/(\text{distancia } i-j)^b$ 'b' es la potencia elegida para la relación.

Otros enfoques como la geoestadística, un tanto más complejos, entienden la construcción de mapas con un abordaje un tanto diferente. El problema de predecir la variable en un punto del espacio pasa a estar vinculado con un conjunto de variables aleatorias correlacionadas (espacialmente) y se enfoca en la predicción de las mismas (Cressie, 1993). La dependencia entre los valores encontrados en función de la distancia que separa las muestras, se determina a través de la construcción de un semivariograma (Goovaerts, 1999)

$$y(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n [z_i - z_{i+h}]^2$$

Donde:

- $\gamma(h)$ = semivarianza
- h = distancia
- n = número de pares de observaciones separadas h
- $z_i - z_{i+h}$ = diferencia de z en observaciones separadas h

La representación gráfica de la relación $\gamma(h)$ para las observaciones es lo que llamamos semivariograma experimental. Surge así la necesidad de encontrar una función que exprese dicha relación, por lo que existen varios modelos propuestos para ajustar el comportamiento observado en el semivariograma experimental. Tradicionalmente los más utilizados son lineal, esférico, gaussiano y exponencial (Cressie, 1993). Todos ellos comparten una serie de parámetros que determinan las características del semivariograma y ayudan a su interpretación: Meseta (o sill) es el valor en el eje y que alcanza el semivariograma en su asíntota, corresponde a la varianza observada. Alcance o rango (range) es el valor de distancia en el eje x al cual es alcanzada la meseta, da cuenta de hasta que distancia observamos dependencia espacial. Y por último lo que denominamos efecto pepita (o nugget), a distancia cero supondríamos semivarianza cero, pero es una situación ideal que no ocurre. La diferencia o ordenada en el origen corresponde al efecto pepita y se atribuye a errores de medición, aleatoriedad o fuentes espaciales que se expresan a distancias menores a las presentes en la muestra (Webster y Oliver, 2007b).

Una vez determinado el ajuste del semivariograma teórico el siguiente paso consiste en la construcción de los mapas de la variable, los cuales se basan en la dependencia espacial ajustada y la información de puntos cercanos. El proceso de estimación de los valores del mapa es denominado Kriging y busca la minimización de los errores en las predicciones (Wollenhaupt et al., 1997).

Si bien la utilización del Cs-137 y su cuantificación no es reciente, la modelación de su distribución en la superficie, el tipo de muestreo a realizar han sido temas que han sufrido cambios continuamente, acentuados por el avance de las técnicas

geoestadísticas como métodos de remuestreo y simulación (Mabit y Bernard, 2007; Loughran *et al.*, 2002). Existen varios ejemplos del uso de herramientas geoestadísticas para Cs-137, incluso realizando comparaciones con otras técnicas de interpolación como IDW (Mabit y Bernard, 2007). De todos modos los trabajos se centran en cuencas con usos que no son generalmente forestales ni en nuestro hemisferio donde las condiciones de muestreo son diferentes en cuanto a posibilidades de medir Cs-137. Las mediciones en el Norte resultan más sencillas ya que los valores promedios de radioactividad son superiores (Loughran *et al.*, 2002). En Uruguay, si bien se ha trabajado en la factibilidad de la técnica para el estudio de erosión (Alonso *et al.*, 2012), no se cuenta con antecedentes en la modelación de superficies de distribución espacial de Cs-137.

1.1.2.2 Muestreo y optimización

Como en todo estudio que involucra un muestreo la elección del número de muestras y la estrategia para tomar las mismas reviste una gran importancia (Royle y Dorazio, 2009). Sin embargo en el enfoque clásico no es tomado en consideración los casos de muestreos en la naturaleza, donde existen interacciones con el medio, respuestas no lineales y arreglos geográficos no aleatorios de las observaciones. Muchas veces no existe una distribución teórica para los datos en estudio (Pillar, 1998). Surgen así las técnicas de remuestreo como alternativa para la construcción de distribuciones empíricas e intervalos de confianza para los parámetros de interés las cuales no asumen ninguna distribución teórica para su desarrollo (Royle y Dorazio, 2009). Una de estas técnicas es el llamado método bootstrap. La esencia de bootstrapping radica en que si no existe otro conocimiento, la distribución de valores que resulta de una muestra aleatoria de tamaño n de la población es el mejor camino para la distribución de la población real. En dicho proceso cada nueva muestra de tamaño n es lo que denominamos remuestra. Cada uno de los remuestreo es con remplazo o reposición (Efron, 1979).

Desde el punto de vista del muestreo, el Cs-137 no es la excepción a lo antes mencionado, sobre todo enfatizado por el proceso de medición de la actividad

radioactiva el cual tiene altos costos de tiempo y dinero (al menos en esta región). La optimización de la cantidad de muestras es de vital importancia. Se han discutido diversas formas de muestreo dependiendo de las condiciones del suelo y sobre todo el objetivo de investigación, siendo la construcción de mapas de distribución el tipo de estudios que requiere mayor cantidad de muestras, y generalmente el uso de grillas (Loughran *et al.*; 2002; Mabit y Bernard, 2007). Dentro de la utilización de grillas, uno de los factores claves es la distancia entre los puntos de la grilla la cual determinará la calidad de las estimaciones (Loughran *et al.*, 2002). Algunos autores han demostrado para el caso particular del Cs-137 en cuencas agrícolas grillas más grandes no representarían gran pérdida de precisión en las estimaciones (Mabit *et al.*, 2002). La utilización de bootstrap asociado a la resolución de problemas de muestreo también ha sido una técnica elegida para ser utilizada por sus ventajas en cuanto a la no asunción de una distribución partícula. Por ejemplo para determinación de número óptimo de muestras para representar un sitio de referencia (Di Stefano *et al.*, 2000).

Todos estos trabajos pocas veces se han centrado en el uso forestal, y generalmente para el hemisferio Norte sin centrarse en cuestiones metodológicas de aplicación de la técnica (Porto *et al.*, 2014; Porto *et al.*, 2003; Wakiyama *et al.*, 2010).

1.2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

1.2.1. Hipótesis

Para el trabajo realizado se plantearon dos hipótesis, (1) Existen herramientas de la estadística espacial y clásica que tiene su aplicación en la construcción de mapas de Cs-137 en áreas forestadas como la de estudio y ayudan a una mejor comprensión del comportamiento de la variable; (2) Existe una metodología óptima de muestreo para el Cs-137, para el caso particular de una microcuenca forestal con las características de suelo y pendiente predominantes en nuestro país, que representa de forma suficientemente precisa la redistribución del suelo en el sitio de estudio.

1.2.2. Objetivo general y específico

1.2.2.1 Objetivo general

Caracterización de la distribución espacial y muestreo del radionucleido ambiental Cs-137 en una cuenca forestada con *Eucalyptus* sp ubicada en el departamento de Paysandú.

1.2.2.2 Objetivos específicos

Pueden distinguirse dos grandes grupos de objetivos, enfocados en la distribución espacial de la variable: (1) Descripción estadística de la variable Cs-137 para las condiciones donde fue realizado el muestreo (2) Estudio de la variabilidad espacial y selección del mejor modelo para Cs-137 en una cuenca forestada. Ajuste de semivariograma y distancia inversa; (3) Regionalización de semivariogramas y distancia inversa utilizando cobertura de suelo (forestado o no), tipo de suelo y zona de pendiente (alta, media, baja); (4) Utilización de cantidad de arcilla como co-variable para la realización de co-kriging en la estimación del Cs-137; (5) Ajuste de modelos lineales para Cs-137.

Y objetivos relacionados al muestreo abordados mediante técnicas de remuestreo Bootstrapping: (1) Evaluación de diferentes estrategias de muestreo; (1.1) Muestreo aleatorio simple (MAS); (1.2) Muestreo estratificado según coberturas (fila, entrefila, campo); (1.3) Muestreo estratificado según zonas de pendiente; (2) Evaluación de diferentes patrones de muestreo; (3) Evaluación de escenarios simulados.

2. MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CESIO-137 EN UNA CUENCA FORESTADA, PIEDRAS COLORADAS, PAYSANDÚ. OPTIMIZACIÓN DE ESTIMACIONES Y MÉTODOS DE MUESTREO*

Perazza Gabriel¹, Alonso Jimena¹, Silveira Luis¹, Cadenazzi Mónica²

¹Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de la República, Julio Herrera y Reissig 565, 11300 Montevideo Uruguay. Correo electrónico: gperazza@fing.edu.uy

²Departamento de Biometría, Estadística y Computación, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Avda. E. Garzón 780, 12900 Montevideo Uruguay.

2.1 RESUMEN

Uruguay ha sufrido un gran crecimiento de la superficie forestal estimulando la creación de líneas de investigación en cuanto a su impacto, particularmente sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos, y degradación de suelos. Por otro lado el uso de radionucleidos ambientales en los monitoreos de suelo ha permitido establecer tasas de erosión así como representarla espacialmente. Uno de los radionucleidos más utilizados ha sido el Cesio-137 (Cs-137). Sin bien su uso se ha extendido a nivel mundial, su aplicación a nivel nacional y especialmente en suelos con cobertura forestal aun es incipiente. El objetivo del presente trabajo fue la caracterización de la distribución espacial y muestreo del radionucleido ambiental Cs-137 en una cuenca forestada con Eucalyptus sp. Se trabajó en una

*Artículo a presentar en: Agrociencia Uruguay.

microcuenca experimental en Piedras Coloradas, departamento de Paysandú. Fueron colectadas 103 medidas de Cs-137 distribuidas en dos grillas contemplando tipos de suelos de la cuenca, topografía y coberturas (forestación-fila, forestación-entrefila, sin forestación-campo). Se analizó la distribución espacial del Cs-137 utilizando técnicas geoestadísticas, distancia inversa (IDW) y modelos lineales. La evaluación de estrategias de muestreo se realizó mediante remuestreo bootstrapping. En cuanto a la distribución espacial IDW fue la mejor estrategia, destacándose la importancia de la cobertura, observada en los modelos lineales. Para los muestreos, el mejor desempeño resultó en el caso de muestreo aleatorio simple (MAS) con estratos de coberturas. El remuestreo bootstrapping mostró un buen desempeño tanto evaluando estrategias como simulaciones de escenarios futuros.

Palabras claves: forestación, erosión del suelo, cesio-137, geoestadística, remuestreo bootstrapping

MODELING THE DISTRIBUTION OF CESIUM-137 IN A FORESTED BASIN, PIEDRAS COLORADAS, PAYSANDÚ. OPTIMIZATION OF SAMPLING ESTIMATES AND METHODS

2.2 SUMMARY

Uruguay has experienced a great growth of the area occupied with forest plantations, stimulating the development of research lines regarding its impact, particularly on the quantity and quality of water resources, and soils. On the other hand, the use of environmental radionuclides in soil monitoring has allowed the establishment of erosion rates and the spatial representation of land redistribution. One of the most used radionuclides has been Cesium-

137 (Cs-137). Although its use has spread throughout the world, its application in Uruguay and especially in soils covered by forests is still incipient. The work was focused on the characterization of the spatial distribution and the sampling of the environmental radionuclide Cs-137 in a forested watershed with *Eucalyptus sp.* It was performed in an experimental watershed close to Piedras Coloradas town in the department of Paysandú. 103 soil samples distributed in two grids were collected to measure Cs-137, taking into account different soil types, topography and watershed coverage (afforestation-row, afforestation-inter-row, without afforestation-field). The spatial distribution of Cs-137 was analysed using geostatistical techniques, inverse distance (IDW) and linear models. The assessment of sampling strategies was performed by bootstrap resampling. IDW was the best strategy to represent spatial distribution, highlighting the importance of coverage (soil use), observed in linear models. For the samplings, the best performance resulted in the case of simple random sampling (SRS) with coverage strata. The bootstrapping technique showed a good performance in both cases, evaluating strategies and simulating future scenarios.

Key words: afforestation, soil erosion, cesium-137, geostatistics, bootstrap resampling

2.3 INTRODUCCIÓN

2.3.1 Producción forestal y erosión en Uruguay

En respuesta a la creciente demanda por pulpa y papel y con el incentivo de una política forestal orientada al desarrollo del sector, en Uruguay se generó un gran crecimiento de la superficie ocupada con forestación comercial (principalmente *Eucalyptus sp.*) lo cual ha instalado en nuestro país la controversia respecto a los efectos de este cambio de uso del suelo, en particular sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos, y la degradación de

los suelos. Desde hace unos años en nuestro país se ha comenzado a centralizar esfuerzos por generar información, un ejemplo reciente el presentado en Silveira *et al.*, (2016).

Uno de los factores claves en la actividad forestal es la gestión del recurso suelo, algunos estudios en el país han avanzado en esa línea (Schuller *et al.*, 2013; Karlen, 2011; Delgado *et al.*, 2006; Silveira *et al.*, 2006; García Préchac *et al.*, 2001; Denis Lepiane y García Préchac, 1997), pero es necesario continuar, particularmente en los procesos de erosión y sedimentación con el fin de encontrar herramientas de fácil aplicación para su determinación y cuantificación.

2.3.2 Utilización de radioisótopos para la cuantificación de la erosión

Si bien existe la necesidad de cuantificar la erosión, las técnicas desarrolladas para su medición presentan múltiples dificultades en cuanto a su implementación. Es así que desde hace más de 50 años se comenzó a utilizar radionucleidos ambientales como indicadores que permiten establecer tasas de erosión, facilitan las evaluaciones a largo plazo y representar espacialmente la redistribución de suelo (Zapata *et al.*, 2002). Uno de los elementos más utilizados es el Cesio 137 (Cs-137) - además del Pb210 y Be7 - el cual producto de modificaciones antrópicas (pruebas nucleares) fue liberado en la atmósfera en la década de los cincuenta. La técnica consiste en comparar la actividad del radioisótopo en una muestra de suelo, contra la de un sitio que no haya sufrido perturbaciones, denominado de referencia. En aquellos lugares donde ha habido sedimentación esperamos encontrar valor más altos de cesio (con respecto a la referencia), donde hubo erosión los valores esperados serán menores a la referencia. El Cs-137 se asocia a las fracciones finas del suelo (arcillas), fracción que es más susceptible a ser erosionada, por lo que es un buen indicador de erosión

superficial (Zapata *et al.*, 2002). El uso del Cs-137 como marcador es una técnica ya ampliamente utilizada en diferentes partes del mundo que ha permitido un gran avance en comprender los fenómenos de erosión, ha permitido evaluar impactos asociados al uso suelo, por ejemplo de la agricultura (Mabit, Bernard y Laverdière, 2007; Schuller *et al.*, 2007), aunque muchos menos trabajos han utilizado cuencas forestales (Porto *et al.*, 2003; Schuller *et al.*, 2013; Wakiyama *et al.*, 2010). A nivel regional (países del Cono Sur), encontramos difundido el empleo de técnicas de conteo de actividad de isótopos radioactivos, en particular Cs-137 y Be-7 (algunos ejemplos: Schuller *et al.*, 2013; Schuller *et al.*, 2007). Particularmente en el Uruguay, el estudio de este indicador para estimar la erosión asociada a una actividad productiva comienza recientemente, resultados preliminares se presentan en Alonso *et al.* (2012) donde se muestra que es posible utilizar el Cs-137 en cuencas forestadas del Uruguay encontrándose en cantidades que pueden ser medidas con el equipamiento presente en el país. También se determinó en dicho trabajo el perfil y la profundidad máxima a la cual el Cs-137 se espera encontrar en el suelo.

2.3.3 Desafíos estadísticos asociados al uso de la técnica

Si bien la utilización del 137-Cs y su cuantificación no es reciente, la modelación de su distribución en la superficie, el tipo de muestreo a realizar han sido temas que han sufrido cambios continuamente, acentuados por el avance tanto de las técnicas geoestadísticas como métodos de remuestreo y simulación (Mabit y Bernard, 2007; Loughran, Pennock y Walling, 2002). Es importante tener presente que el proceso de medición de la actividad radioactiva tiene altos costos de tiempo y dinero (al menos en esta región), por lo que optimizar la cantidad de muestras es de vital importancia. Se han discutido diversas formas

de muestreo dependiendo de las condiciones del suelo y sobre todo el objetivo de investigación, siendo la construcción de mapas de distribución el tipo de estudios que requiere mayor cantidad de muestras, y generalmente el uso de grillas (Loughran, Pennock y Walling, 2002; Mabit y Bernard, 2007). Dentro de la utilización de grillas, uno de los factores claves es la distancia entre los puntos de la grilla la cual determinará la calidad de las estimaciones (Loughran, Pennock y Walling, 2002). Algunos autores han demostrado para el caso particular del Cs-137 en cuencas agrícolas grillas más grandes no representarían gran pérdida de precisión en las estimaciones (Mabit, Bernard y Laverdière, 2002). Los pocos trabajos que se han centrado en el uso forestal han sido en general para el hemisferio Norte y sin centrarse en cuestiones metodológicas de aplicación de la técnica (Porto *et al.*, 2003; Wakiyama *et al.*, 2010). Resumiendo, existen varios conceptos estadísticos en la aplicación de la técnica, particularmente en cuencas de uso forestal en la región.

En Uruguay, si bien se ha trabajado en la factibilidad de la técnica para el estudio de erosión (Alonso *et al.*, 2012), no se cuenta con antecedentes en la modelación de superficies de distribución espacial de ¹³⁷Cs ni en cuanto al tipo de muestreo a realizar. Surge así como objetivo del trabajo la caracterización de la distribución espacial y muestreo del radionucleido ambiental Cs-137 en una cuenca forestada con *Eucalyptus* sp ubicada en el departamento de Paysandú.

2.4. MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1. Zona de estudio

La microcuenca Don Tomás se ubica en el departamento de Paysandú, cercana a la localidad de Piedras Coloradas. Al momento del muestreo existían dos coberturas dominantes, pasturas nativas y plantación forestal de *Eucalyptus globulus ssp. maidennii* implantada en el otoño-primavera de 1998 y cosechada durante 2014, que ocupaban un 56 % de la superficie (Figura 1).

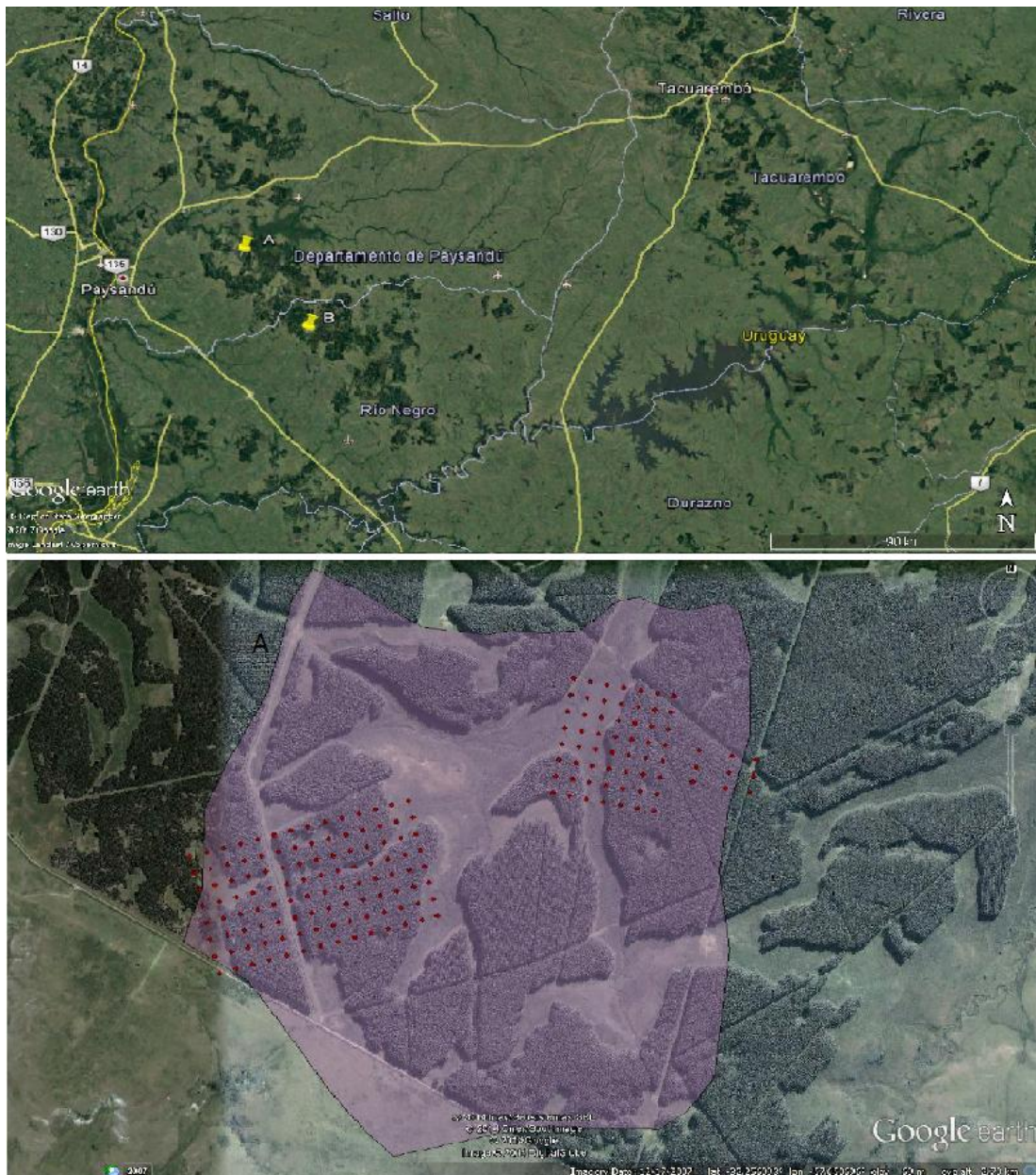


Figura 1 . Arriba ubicación de las cuencas de estudio (A), y en (B) del trabajo de Alonso *et al.* (2012). Abajo para la cuenca de estudio ambas grillas con sus elementos de 50 metros x 50 metros. Grilla grande (a la izquierda) y una pequeña a la derecha.

El cauce principal se encuentra definido por una cañada que atraviesa de sur a norte la cuenca. Las principales características de la cuenca se resumen a continuación:

- Área: 2,12 km² (212 ha)
- Perímetro: 5,81 km
- Longitud del cauce principal: 1783 m
- Pendiente del cauce principal: 0,90 %
- Pendiente media de la microcuenca: 4,68 %
- Precipitación anual:1430 mm (medida de Octubre a Setiembre del siguiente año)

2.4.2. Estrategia de muestreo

Al reconocerse tres zonas predominantes de suelos según carta de suelos se trabajó con dos grillas contiguas, una de mayor tamaño donde predominan los brunosoles y una pequeña donde solo existen suelos brunosoles/argisoles (Figura 1), logrando sectores homogéneos (Mabit, Bernard y Laverdière, 2007; Loughran, Pennock y Walling, 2002). De los tres suelos predominantes solo dos pudieron ser muestreados, quedando el tercero no representado en ninguna de las grillas. Se utilizaron para ambas grillas elementos regulares de 50 metros x 50 metros donde fueron establecidos los puntos de muestreo, las grillas fueron diseñadas acompañando las pendientes principales de la cuenca (Mabit, Bernard y Laverdière, 2002; Loughran, Pennock y Walling, 2002). Dentro de cada elemento se tomó una muestra de Cs-137 con barrenador y cilindros de 5 cm por 30 cm de alto que luego fue homogenizada para la cuantificación de un único valor de actividad por perfil. En los casos donde el sitio poseía una cobertura forestal dos muestras independientes correspondientes a la fila y la entrefila fueron tomadas. En el caso donde la cobertura estaba determinada por una pastura (referenciadas como campo en el análisis, principalmente cortafuegos), solo una muestra fue tomada. En todo los casos la profundidad máxima de la muestra fue de 30 cm ya que en

estudios previos en cuencas cercanas se encontró que dicha profundidad es la máxima a la que se espera obtener actividad cuantificable del radionucleido (Figura 1) (Alonso *et al.*, 2012). Fueron seleccionados dos sitios, cercanos a las cabeceras de las cuencas, de baja pendiente y suelo impertubado donde fueron tomadas las muestras de sitios de referencia para el análisis con Cs-137.

2.4.3. Variables relevadas

La radioactividad (medida en Becquerel/m²) del Cs-137 presente en las muestras de suelo fue cuantificada mediante detector gamma perteneciente al CIN (Centro de Investigaciones Nucleares). A su vez se determinó contenido de arcilla, limo y arena para cada muestra. Utilizando información geográfica fueron determinadas unidades de suelos, altura, pendiente y cobertura forestal.

2.4.4. Análisis estadístico

2.4.4.1. Descripción estadística

Como primer etapa se realizó estadística descriptiva con el fin de caracterizar el conjunto de datos para la variable Cs-137 según diferentes criterios de agrupación (tipo de suelo, grilla, cobertura). Como análisis exploratorio de la información se construyó una matriz de distancias Gower (ya que se contaba con variables nominales y cuantitativas) y un cluster para observar los agrupamientos posibles. Se ajustaron modelos lineales que incluyeron variables de clasificación (cobertura, suelo dominante), variables de regresión (contenido de arcilla y pendiente) y radioactividad para Cs-137 como variable de respuesta. Fueron ajustados dos grupos de modelos, aquellos que incluían el suelo dominante, y un segundo

grupo con variable contenido de arcilla y sin el suelo dominante por su alta correlación con el suelo.

2.4.4.2. Geoestadística

Respecto al trabajo con geoestadística y mapas de distribución espacial de Cs-137 se comenzó utilizando técnicas de interpolación por el inverso de la distancia con potencia igual a uno y dos (Mabit y Bernard, 2007). Posteriormente se trabajó con el ajuste de semivariogramas. Se determinaron los semivariogramas experimentales según total de las muestras o con cada grilla separadamente. Los ajustes de la función teórica evaluados para los mismos fueron, lineal, esférico, gaussiano y exponencial, se trabajó con el estimador de Cressie y Hawkins por ser más robusto a la presencia de datos anómalos. Se utilizó el cuadrado medio del error como indicador de bondad de ajuste. Para los casos donde el ajuste fue posible se realizó kriging ordinario con el fin de determinar los mapas de distribución (Mabit y Bernard, 2007). Utilizando información complementaria para explicar el comportamiento del Cs-137 y eligiendo variables más sencillas y menos costosas en su medición se trabajó con la proporción de arcilla de las muestras. Asumiendo que el Cs-137 se asocia a las partículas finas (principalmente arcillas) (Zapata *et al.*, 2002), se evaluó la utilización de co-kriging tomando dicha variable como proxy o camino para la estimación de Cs-137. Por último con el fin de remover efectos o tendencias conocidas como ser suelo, pendiente, cobertura, se trabajó con los residuales de los modelos lineales anteriormente planteados. Una vez obtenido dichos residuales se realizaron ajustes de semivariograma

explorando correlaciones espaciales, las cuales podrían haber estado enmascaradas en los efectos que fueron removidos previamente.

2.4.4.3. Muestreo

Se realizó estudios de suficiencia de muestreo (Pillar, 1998) para los los valores de cesio mediante métodos de remuestreo con reposición bootstrapping (Manly, 1997).

Se utilizaron los datos colectados en campo con el fin de evaluar mediante técnicas de remuestreo cuatro aspectos:

- (1).La utilización de un muestreo aleatorio simple (MAS) con el total de los datos, o analizando cada grilla independientemente.
- (2). Muestreo aleatorio por estratos según coberturas, campo, fila y entrefila.
- (3) Muestreo aleatorio por estratos de pendiente, mediante la utilización del tamaño de grilla y zonas de pendientes (Figura 2).

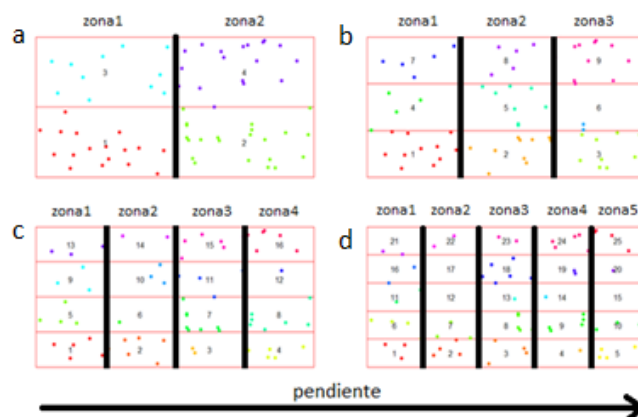


Figura 2 . Zonas de pendiente considerada para los remuestreos en los casos de grillas (a)2x2, (b)3x3,(c)4x4 y (d) 5x5. Puntos de igual color pertenecen a un mismo cuadrante en la grilla.

(4).Patrones de muestreo para el caso del MAS (Figura 3), diagonales de tres (Figura 3,d), transectas de grilla 5x5 (Figura 3,b),elegidos por su amplio uso (Loughran, Pennock y Walling, 2002) y dos patrones en cruz elegidos a efectos de comparación.

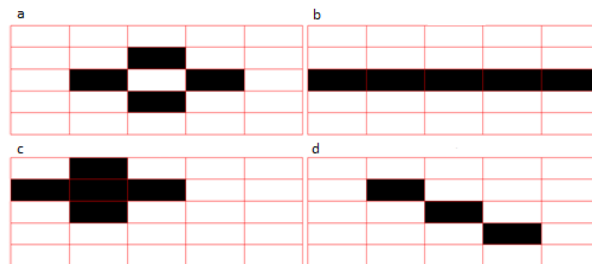


Figura 3 . Patrones de muestreo evaluados, a) patrón en cruz, b) patrón en transecta para grilla 5x5 c) patrón en cruz sin centro y d) patrón diagonal de tres.

Por otro lado se trabajó con escenarios simulados partiendo de varianzas y medias observadas y comparándolas con diferentes modificaciones. Se utilizó una distribución normal para la generación de datos con tamaños de muestras, iguales, mayores y menores a los relevados en campo. Los casos contemplados fueron (1) Aumento de variabilidad, (2) Aumento de efecto de las coberturas, (3) Aumento del efecto de pendiente.

Todo los análisis fueron realizados utilizando el software R (R Development Core Team, 2012).

2.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.5.1. Descripción estadística

2.5.1.1. Muestreo

Los muestreos fueron realizados durante el año 2014, fueron colectadas 174 puntos (Figura 4), en muchos casos donde había cobertura forestal en el sitio a muestrear fueron tomadas dos puntos independiente, uno de la fila y otro de la entrefila de la plantación forestal. Las precipitaciones registradas para ese año fueron de 1601 mm (de Octubre del 2013 a Setiembre del 2014).

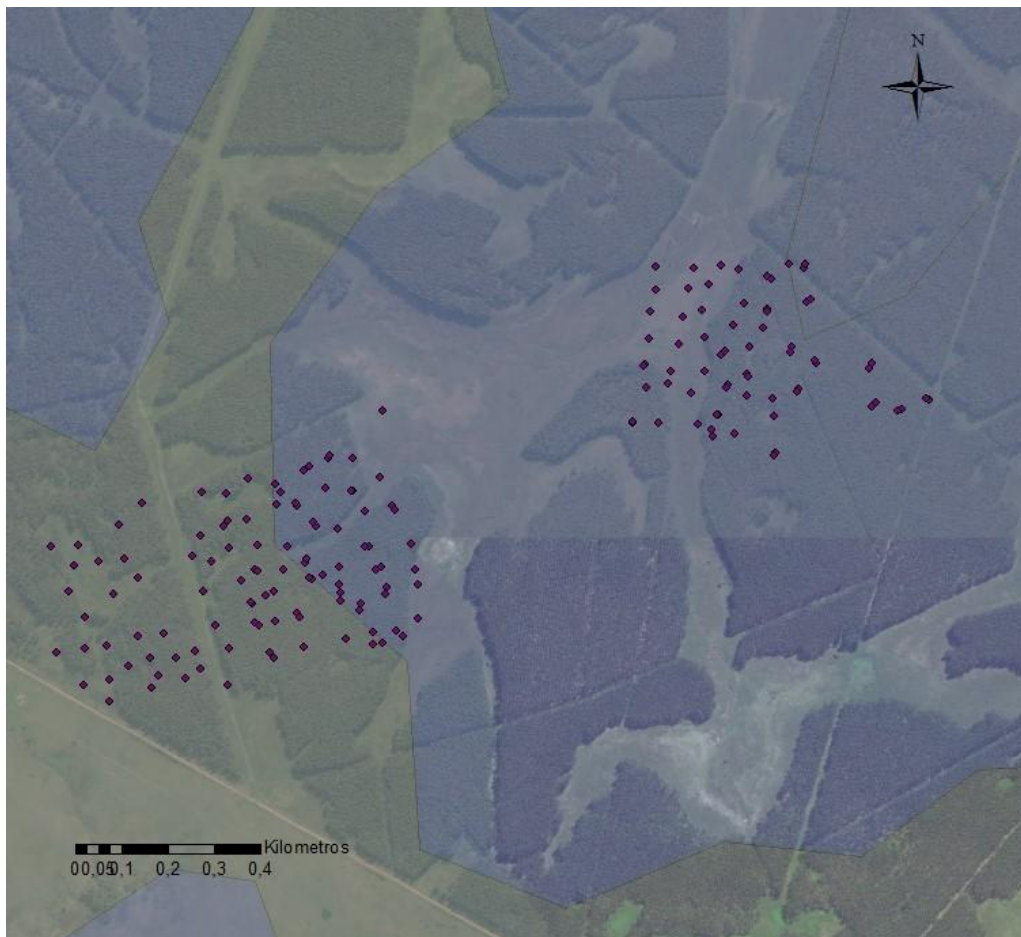


Figura 4 . Los puntos en violeta representan los sitios donde fueron colectadas las muestras de suelo, a la izquierda la grilla grande, a la derecha la grilla pequeña. En amarillo se representan suelos Brunosoles, en gris suelos Brunosoles/Argisoles.

2.5.1.2. Cs-137

De las 174 puntos colectados se analizó un total de 106 para Cs-137, 35 para la grilla pequeña y 68 para la grilla grande (Cuadro 1). Se observan valores muy próximos para todos los indicadores, tanto con el total de datos, como para cada grilla, tal es el caso de la media, la cual es igual en las tres. El coeficiente de variación (CV) en todos los casos fue superior al 30 %, ubicándose en variabilidades moderadas. A diferencia de principales trabajos en cuencas destinadas a usos agrícolas que tienden a tener CV bajos (menores a 30) (Loughran, Pennock y Walling, 2002). Sin embargo para plantaciones forestales de *Eucalyptus sp.* se han reportado valores similares o de variabilidad alta (Porto et al., 2003).

Cuadro 1. Principales indicadores para la variable Cs-137 según el total de observaciones o discriminado según grilla. Q1 cuartil 1, Q3 cuartil 3, Max máximo, Min mínimo, sd desvío, CV coeficientes de variación.

	N° observaciones	Median						sd (Bq/m ²)	CV (%)
		Min (Bq/m ²)	Q ₁ (Bq/m ²)	a (Bq/m ²)	Media (Bq/m ²)	Q ₃ (Bq/m ²)	Max (Bq/m ²)		
Total	103	75	223	301	298	367	593	104	35
G.grande	68	75	235	302	298	362	571	98	33
G.pequeña	35	78	204	294	298	373	593	117	39

Para determinar los sitios de deposición o pérdida de sedimentos se consideró el valor de Cs-137 medido descontando el valor del sitio de referencia representando con gráfico de burbuja los valores resultantes (Figura 5).



Figura 5. Valores de Cs-137 menos la medida del sitio de referencia, erosión (color violeta) como sedimentación (color verde) con respecto a la referencia. El tamaño de la burbuja da cuenta de la magnitud.

Se observó que en sitios con valores altos de pendiente predominan pérdidas con respecto a la referencia, mientras que en zonas bajas o de poca pendiente predominan ganancia, aunque el patrón no es fuerte. Varios trabajos han encontrados patrones marcados para diversas condiciones de pendiente, tamaño de cuenca y precipitación, en zonas forestadas (Porto et al., 2009), incluso el propio antecedente de trabajo en la zona cercana (Alonso et al., 2012). Sin embargo otros trabajos señalan el efecto de compensación de zonas de deposición y erosión que no permite encontrar patrones marcados, también en zonas forestales con diversas pendientes y áreas (Porto, Walling y Callegari, 2009). Se podría situar los resultados del trabajo en un término medio en lo que respecta a los sitios de erosión/sedimentación en comparación con otras experiencias.

Fueron realizados los diagramas de cajas según cobertura, en los que se pudo observar de forma cualitativa una distribución similar, no obstante un tanto menor para los valores de la entrefila (Figura 6).

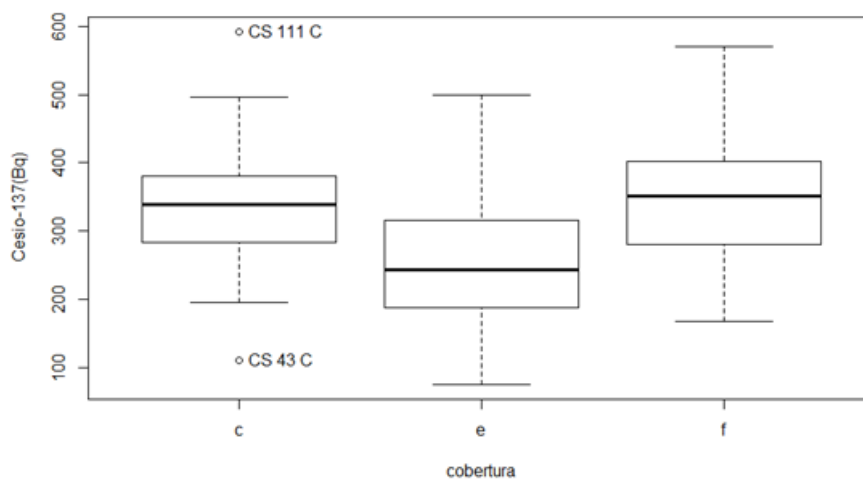


Figura 6. Diagrama de cajas para las tres coberturas y todas las muestras sin diferenciar grillas, campo (c), entrefila (e) y fila (f).

Por último como análisis resumen se realizó el cluster pudiendo identificar principales grupos y las variables que los separan (Figura 7)

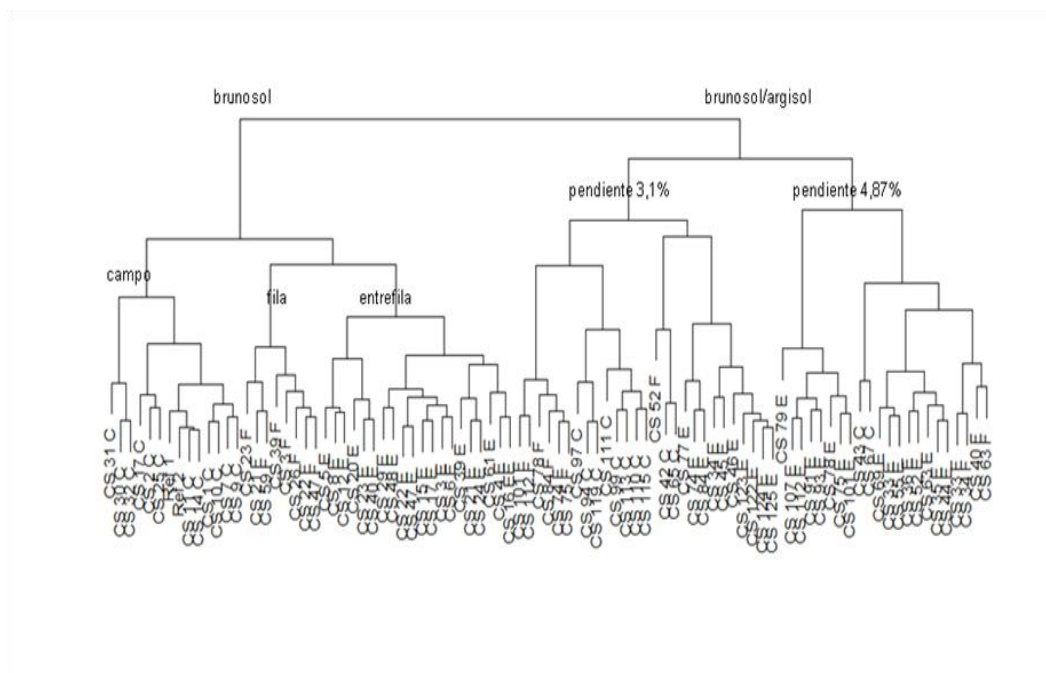


Figura 7. Análisis de cluster para todas las observaciones

Se observó que las variables tipo de suelo, pendiente y cobertura poseen importancia en la clasificación de grupos, coincidiendo con algunos autores que destacan la necesidad de trabajar con zonas relativamente homogéneas denominadas isosectores (Mabit, Bernard y Laverdière, 2007). De todos modos en los análisis gráficos (Figura 6) y posteriores modelos se observó que la cobertura fue la variable que mayor apoyo tuvo. Un aspecto importante a tener en cuenta son los límites de detección correspondiente al detector gamma (equipo de medición de radioactividad) el cual se ubican en el entorno del 15% de la medidas. La media de Cs-137 en la cuenca de estudio 298 Bq/m² por lo que los errores se situaron en el orden de los 45 Bq/m². Dicho valor no resulta despreciable y puede en algunos casos ser del orden de la magnitud de las diferencias entre medias observadas.

2.5.1.3. Ajuste de modelos lineales

En cuanto a los ajustes de los modelos lineales, fueron probados tanto para la grilla grande como la pequeña. Luego se realizó el análisis de varianza, reportando la significancia que (Cuadros 2 y 3).

Cuadro 2. Modelos ajustados y análisis de varianza, se presentan los valores de p-valor en los parámetros significativos (a un nivel de 5 %) y los que no los fueron (-). Se utilizó suelo dominante.

	Grilla grande	Grilla pequeña
cobertura	-	*0,001
pendiente	-	*0,03
suelo dominante	-	no incluida
cobertura x suelo	-	no incluida

pendiente x suelo	-	no incluida
cobertura x pendiente	-	0,083

Cuadro 3. Modelos ajustados y análisis de varianza, se presentan los valores de p-valor en los parámetros significativos (a un nivel de 5 %) y los que no los fueron (-). Se utilizó porcentaje de arcilla.

	Grilla grande	Grilla pequeña
cobertura	-	*0,006
pendiente	-	-
arcilla	-	no incluida
cobertura x arcilla	-	no incluida
pendiente x arcilla	-	no incluida
cobertura x pendiente	-	-

Los resultados de los modelos mostraron que el suelo dominante no fue relevante para explicar diferencias en Cs-137. La pendiente no fue significativa excepto para un modelo (Cuadro 2). Diversos trabajos han remarcado su importancia para explicar la distribución y variabilidad de Cs-137, incluso con valores próximos a las pendientes promedio de la cuenca de interés (Porto et al., 2003). Sin embargo otros trabajos, en condiciones similares, han encontrado que su efecto no es relevante (Porto, Walling y Callegari, 2009). Para la cuenca de estudio, si bien se observó un patrón, no fue marcado, aproximándose a estos últimos trabajos. Sin embargo para el caso de las coberturas si se observó un efecto significativo en

ambas grillas (Cuadro 2 y 3), al menos en las medias. Las prácticas de manejo que se realizan durante la plantación podría explicar la diferencia entre fila y entrefila (García Préchac et al., 2001). Otros estudios han señalado la importancia de la cobertura, evidenciando que las zonas no plantadas son las más susceptibles a ser erosionadas, y que por tanto presentan menores valores de Cs-137 (Porto, Walling y Callegari, 2009). Los resultados del modelo con respecto a la cobertura refuerzan lo observado en el boxplot (Figura 6).

2.5.2. Geoestadística

2.5.2.1. Distribución espacial del Cs-137 e interpolación por inverso de la distancia.

Para los mapas de distribución se comenzó con el caso más sencillo, interpolación por inverso de la distancia. La potencia utilizada fue igual a uno y dos (Figura 8).

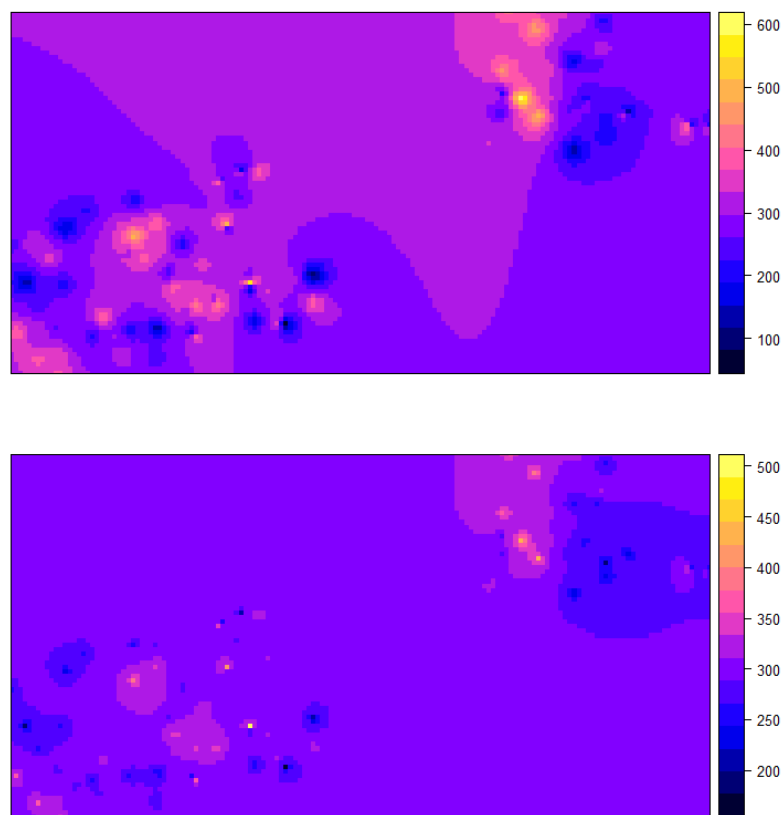


Figura 8. Mapa de distribución del Cs-137 usando interpolación del inverso de la distancia con una potencia igual a uno (abajo) y una potencia igual a dos (arriba). En este caso ambas grillas están representadas en el mapa, la escala de colores corresponde a la actividad de Cs-137 medida en Bequerels.

El mapa con potencia igual a dos (Figura 8, arriba) para el caso de la grilla pequeña mostró con mayor claridad que zonas cercanas a los bajos tienen predominio de colores claros, correspondientes a zonas de deposición de sedimento. En la grilla grande las zonas claras se encontraron más dispersas, aunque predominaron mayormente en el bajo, o en la zona alta con valores más próximos a la referencia (cercano a los 400 Bq/m²). Para potencia igual a uno (Figura 8, abajo) se observó el mismo comportamiento, menos acentuado debido a la

potencia elegida. Al igual que otros trabajos la potencia dos resaltó mejor los procesos de deposición/erosión al no concentrarse localmente su ponderación (Mabit y Bernard, 2007).

Otros trabajos han observado que IDW ha resultado la mejor opción para la construcción de mapas (Mabit y Bernard, 2007). Es importante mencionar el pequeño número de muestras con el que se contó para poder realizar los ajustes de semivariogramas, si bien autores han trabajado con números inferiores y obtenido buenos resultados con Kriging Ordinal (OK) (Mabit y Bernard, 2007), generalmente es necesario un número de muestras considerablemente mayor para construcción y ajustes de semivariogramas.

2.5.2.2. Ajuste de semivariogramas

Continuando con el estudio de mapas se realizó como técnicas de mayor complejidad el ajuste de los semivariogramas experimentales, tanto de las grillas conjuntas como separadas (Figura 9). En cualquiera de los casos se observó una no dependencia entre la distancia y la semivarianza la cual se mantiene prácticamente constante.

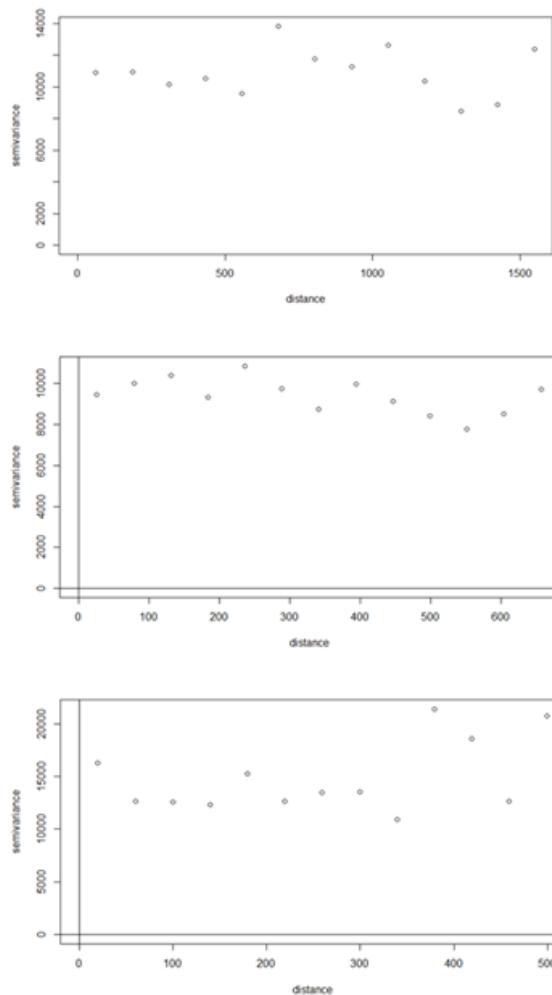


Figura 9. Semivariogramas experimentales para la variable Cs-137 en los tres casos. Arriba para todo el conjunto de datos, en el centro ajuste para la grilla grande, y abajo ajuste para la grilla pequeña.

Para todo los casos se observó un patrón robusto de no dependencia espacial (Figura 9). Una posible explicación, más allá del número de datos, hace referencia a la escala utilizada (50 metros de espaciamento entre puntos de grilla), la cual puede ser o muy grande (escalas más pequeñas no serían de interés para la construcción de mapas en el lugar) o pequeña para capturar la variabilidad espacial presente. Sin embargo se ha trabajado con escalas similares (Loughran, Pennock y Walling, 2002; Mabit, Bernard y Laverdière, 2002), incluso para los trabajos que centran la utilización de las técnicas en casos forestales (Wakiyama et al., 2010; Porto et al., 2003). Una explicación alternativa haría referencia a los efectos de mezcla en zonas de cultivo y tierra arada para la plantación (*Eucalyptus* sp. particularmente). Dicho efecto tendería a la homogenización de los suelos, perdiendo la variabilidad espacial

existente (Zapata et al., 2002) .Incluso, como fue mencionado anteriormente, se ha encontrado este tipo de fenómenos también en plantaciones forestales (Porto, Walling y Callegari, 2009).

2.5.2.3. Ajuste de semivariograma cruzado

Se realizaron los semivariogramas experimentales para arcilla obteniendo iguales resultados que en Cs-137 (Figura 10). No se continuó con cokrigado por falta de ajuste de semivariogramas.

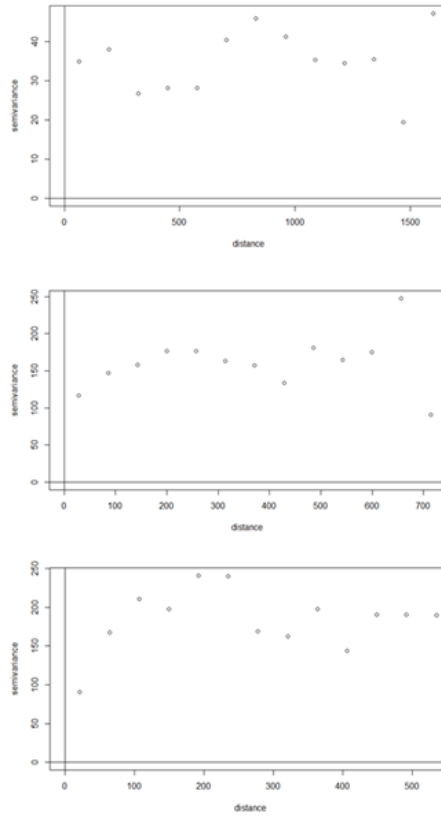


Figura 10. Semivariogramas experimentales para la variable contenido de arcilla en los tres casos. Arriba para todo el conjunto de datos, en el centro ajuste para la grilla grande, y abajo ajuste para la grilla pequeña.

2.5.2.4. Ajustes espaciales para residuales de modelos con pendiente y cobertura

Nuevamente se observó una no dependencia espacial (Figura 10), manteniéndose constante la semivarianza con la distancia al igual que en los otros casos. Nuevamente se vio reforzada la idea de no dependencia, incluso removiendo los efecto del modelo lineal.

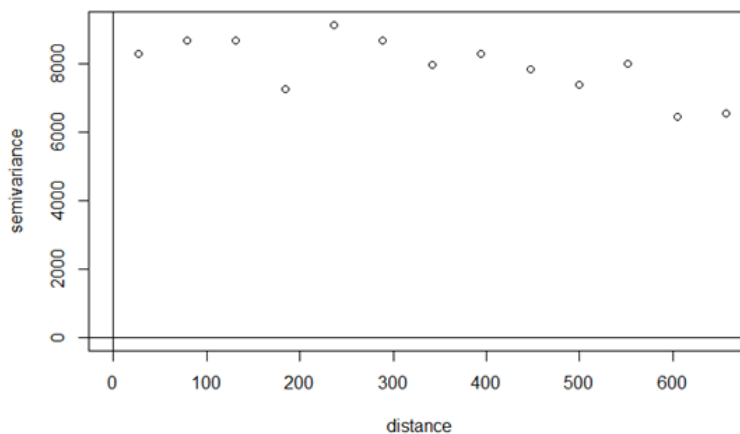


Figura 11. Semivariograma experimental para los residuales del modelo que incluye pendiente, cobertura y arcilla para la grilla grande.

2.5.3. Análisis de remuestreo utilizando Bootstrapping

2.5.3.1. Remuestreo aplicado a los datos originales

En el caso del muestreo aleatorio simple (MAS) se realizaron los gráficos del coeficiente de variación (CV) según número de observaciones en la muestra bootstrapping con los intervalos de confianza para la grilla mayor con 68 observaciones (Figura 12).

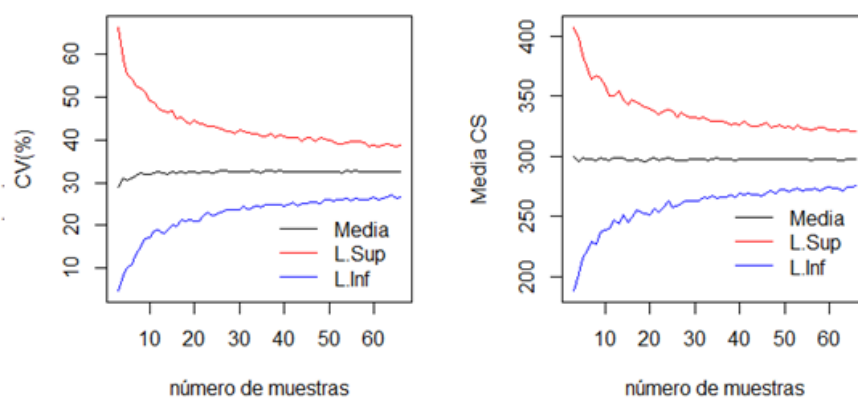


Figura 12 . Bootstrapping para muestreo aleatorio simple en la grilla grande. Izquierda, coeficiente de variación según número de observaciones, derecha según valores de la media de actividad del Cs-137. Las bandas de confianza corresponden a los intervalos bootstrapping al 95 %.

De igual modo se construyó los gráficos para la grilla de menor tamaño y con menos observaciones (35)(Figura 13).

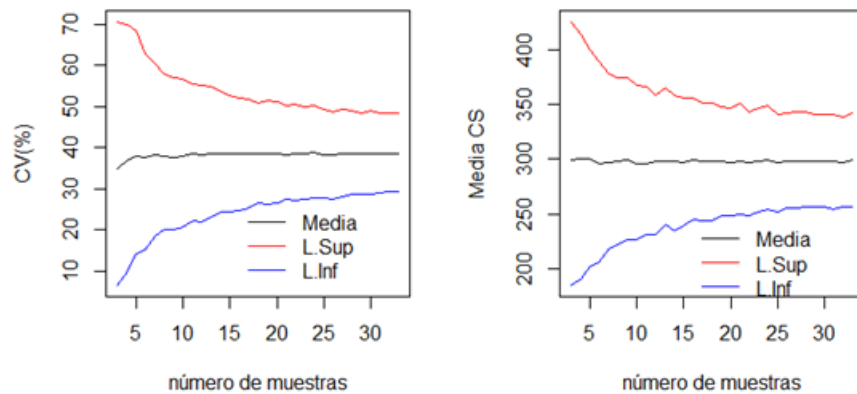


Figura 13. Bootstrapping para muestreo aleatorio simple en la grilla chica. Izquierda, coeficiente de variación según número de muestras, derecha según valores de la media de actividad del Cs-137. Las bandas de confianza corresponden a los intervalos bootstrapping al 95%.

Los valores de asíntota para ambas grillas son resumidos en el Cuadro 4. Nuevamente se observó un mayor CV para la grilla pequeña, también una media menor. A mayor CV menor número de muestras a colectar para capturar la variabilidad presente, 20 muestras fueron necesarias para la grilla pequeño (300 m x 350 m), y 30 en la grilla grande (400 m x 700 m) (Cuadro 4, Figuras 12 y 13). Otros trabajos para cuencas con mayor uso agrícola y pendientes que no superan el 15% han llegado a conclusiones similares donde la mejor opción para los muestreos ha sido libre o MAS, permitiendo balancear la relación costos del muestreo, representatividad de las muestras (Mabit, Bernard y Laverdière, 2002).

Cuadro 4. Valores alcanzados en los remuestreos para el MAS en la grilla grande y chica. Intervalos bootstrapping al 95 %.

Grilla	Media	CV	N° obs.
	(Bq/m2)	(%)	
Grande	397+/-35	33+/-8	30
Pequeña	297+/-49	39+/-12	20

Del análisis del MAS con estratos de coberturas se observó CVs inferiores para el caso del campo. Para la fila y la entrefila los coeficientes fueron iguales, sin embargo los tamaños de muestra óptimos alcanzan el doble, uno del otro. Para el caso de la fila con un número pequeño de observaciones resulta complejo alcanzar el valor de asíntota. Fue tomado el máximo como dicho valor, siendo el mismo igual a 12 (Cuadro 5).

Cuadro 5 . Valores alcanzados en los remuestreos para el MAS por coberturas. Intervalos bootstrapping al 95 %.

*representa valor que no necesariamente alcanzó la asíntota.

Cobertura	Media	CV(%)	N° obs.
	(Bq/m2)		
Campo	306+/-38	25+/-11	16
Fila	352+/-65	32+/-13	*12
Entrefila	272+/-36	33+/-10	25

Nuevamente se observó una diferencia en cuanto a las medias de Cs-137 recuperadas para cada cobertura, siendo la menor para el caso de la entrefila, campo un valor intermedio y la

fila con los mayores valores (Cuadro 5). Como se mencionó anteriormente en los modelos lineales, cluster análisis o gráficos la cobertura fue una variable relevante. Dicha afirmación fue reforzada cuando se realizó MAS según estratos de coberturas. Para la fila posiblemente 12 muestras no fue el óptimo ya que realmente la asíntota no fue alcanzada. Se ha encontrado que la cobertura forestal posee un rol importante, diferenciándose en potenciales efectos de erosión y por tanto de cantidades de Cs-137 (Porto, Walling y Callegari, 2009), incluso para Uruguay, no específicamente para Cs-137 pero si relacionando manejos en plantación y potencial de erosión (García Préchac et al., 2001).

Para el MAS con estratos de pendiente se utilizó zonas de pendiente en las grillas cuadradas de diferente tamaño. Se utilizaron grillas de 2, 3,4 y 5 divisiones, se presentan los resultados para la grilla 5x5 (Cuadro 6).

Cuadro 6 . Valores medios de Cs-137, CV y números de muestra a la asíntota para grilla de 5x5. Intervalos boostrapping al 95 %.

	CV (%)				
	zona1	zona2	zona3	zona4	zona5
Grilla 5x5	26+/-12	26+/-13	30+/-11	39+/-14	34+/-25
	Cs-137(Bq/m2)				
Grilla 5x5	296+/-48	263+/-48	314+/-48	309+/-71	287+/-63
	Número de muestras				
Grilla 5x5	9	6	14	11	10

Para el caso de los estratos según pendiente no se observó un efecto notorio ni en las medias ni en los CV que justifique la implementación de los mismos. Si bien la grilla más pequeña analizada (5x5) mostró el menor CV promedio por zona (o sea, más homogénea cada zona dentro), esas diferencias no fueron significativas si tomamos en cuenta los intervalos de confianza (Cuadro 6). No sería necesario para las dimensiones de la cuenca y las pendientes que presenta trabajar en estratos o isosectores de pendiente en el muestreo, a diferencia de cuencas más grandes que si ha resultado útil esta agrupación (Mabit, Bernard y Laverdière, 2007).

Por último se trabajó con bootstrapping y se analizó el número de muestras óptimo así como los coeficientes de variación alcanzados utilizando diversos patrones de muestreo (Cuadro 7).

Cuadro 7. Cuadro comparativo de media e intervalos de confianza para los diferentes patrones de muestreo. Intervalos bootstrapping al 95 %.

	N° de muestras	CV(%)	Media (Bq/m ²)
MAS	30	33+/-8	397+/-35
Transectas 5x5	20	14+/-10	286+/-18
Cruz	21	26+/-8	248+/-27
Cruz sin centro 2	27	22+/-7	254+/-22
Diagonal	22	42+/-16	221+/-40

La máxima variación se observó en el patrón diagonal, esto podría deberse a que está orientando en sentido de la pendiente según la dirección Y (es menor pero existe), y también en la dirección X. Por otro lado, no llega a recorrer toda la grilla lo que permite que no existan

compensaciones en la media, como se observó en el caso de la transecta. Posiblemente en los casos de mapas la mejor estrategia sea la transecta la cual recorren toda la superficie (Zapata et al., 2002), sin embargo con el objetivo de sintetizar información y caracterizar la muestra en una medida resulta mejor estrategia la muestra diagonal.

2.5.3.2. Generación de escenarios simulados

Como primer escenario se modificó la varianza, llevandola de un caso moderado de variabilidad (CV=30%) a alta (CV=50%).

Cuadro 8. Valores de media, cv y número de muestras de la asíntota, antes y después de aumentar la varianza. Intervalos bootstrapping al 95 %.

Condición inicial: variabilidad moderada			
	n de muestras	CV(%)	Media (Bq/m ²)
igual n=68	30	19+/-3	288+/-18
menor n =30	17	18+/-5	311+/-25
mayor n=300	30	20+/-3	301+/-20
Simulación: caso alta variabilidad			
	n de muestras	CV(%)	Media (Bq/m ²)
igual n=68	20	30+/-7	302+/-37
menor n =30	15	30+/-8	274+/-42
mayor n=300	17	31+/-7	294+/-43

Al realizar dicho aumento de la variabilidad se observó que el número de muestras óptimo disminuyó para todo los tamaños de datos muestra (68,30 o 300), siendo cercano a 20 (Cuadro 8). Dicho fenómeno es común para las técnicas de suficiencia de muestreo utilizadas (Pillar, 1998), al observar poblaciones de datos con mayor variabilidad, pequeño números de datos tomados de la misma, representan mayores diferencias entre sí, que al tomar más cantidad.

Como segunda simulación se favoreció la diferencia entre estrato de fila y entrefila la cual era de 40 % a favor de la fila, se llevó a 50 %. Para el caso del campo se llevó el valor a la media del sitio de referencia asumiendo no erosión, 386 Bq/m².

Cuadro 9. Valores de media, cv y número de muestras de la asíntota, antes y después de variar medias para simular coberturas ideales. Intervalos bootstrapping al 95 %.

Condición inicial: coberturas observadas			
	n de muestras	CV(%)	Media (Bq/m ²)
igual n=68	40	19+/-4	303+/-17
menor n =30	17	18+/-6	300+/-25
mayor n=300	24	21+/-5	313+/-26
Simulación: coberturas ideales			
	n de muestras	CV(%)	Media (Bq/m ²)
igual n=68	15	24+/-7	325+/-37
menor n =30	15	26+/-9	343+/-43
mayor n=300	30	25+/-6	333+/-30

Se encontró que el número de muestras necesario para alcanzar la asíntota fue menor para el caso de las coberturas ideales (con diferencias más grande entre estratos) al igual que los casos de mayor variabilidad (Cuadro 9).

Por último fueron simuladas medias de estratos de pendiente según trabajo de Alonso et al., 2012. En dicho trabajo se encontró 34 % más de Cs-137 que la referencia para el sitio en la zona de pendiente alta, 35 % menos en pendiente media y 28 % más en el bajo.

Cuadro 10. Valores de media, cv y número de muestras de la asíntota, antes y después de variar medias para simular estratos de pendientes ideales. Intervalos bootstrapping al 95 %.

Condición inicial: media por pendientes observadas			
	n de muestras	CV(%)	Media (Bq/m ²)
igual n=68	20	19+/-5	296+/-25
menor n =30	16	18+/-6	308+/-26
mayor n=300	25	20+/-4	297+/-24
Caso según Alonso et al. 2012			
	n de muestras	CV(%)	Media (Bq/m ²)
igual n=68	19	36+/-5	405+/-60
menor n =30	17	34+/-11	419+/-63
mayor n=300	15	31+/-12	426+/-60

Dicho escenario no mostró importantes efecto en el número de muestras para la asíntota, salvo en el caso de 300 muestras donde fue menor (se reduce de 25 a 15) (Cuadro 10). Los óptimos se mantuvieron al aumentar el efecto de la pendiente.

2.6 CONCLUSIÓN

Se realizó con éxito un mapa de distribución de valores de Cs-137 utilizando IDW2 e importantes avances en cuanto al muestreo en condiciones de forestación, particularmente para el caso de Uruguay. Es importante destacar que además de los procesos de erosión y deposición, el patrón inicial de deposición de Cs-137 resulta un componente clave a la hora de comprender y describir posibles fuentes de variación del Cs-137 (Van der Perk, Slávik y Fulajtar, 2002). Por otro lado se ha relevado de forma satisfactoria insumos para llevar adelante futuros muestreos con diferentes escenarios simulados, contribuyendo a la realización de monitoreos de suelo mediante muestras de Cs-137.

2.7 BIBLIOGRAFÍA

Alonso J. , Audicio P. , Martínez L. , Scavone M. , Rezzano E. (2012). Comparison of measured Cs-137 data and USLE/RUSLE simulated long-term erosion rates. *Agrociencia Uruguay, Special issue*, 16(21), 261-267.

Delgado S. , Alliaume F. , García Préchac F. , Hernández J. (2006). Efecto de las plantaciones de Eucalyptus sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 10, 95–107.

Denis Lepiane V. , García Préchac F. (1997). Estimación del factor C de la ecuación universal de pérdida de suelo en la instalación de montes de rendimiento de eucaliptos. *Agrociencia Uruguay*, 1, 30–37.

García Préchac F. , Pérez Bidegain M. , Christie S. , Santini P. (2001). Efecto de la intensidad de laboreo en el crecimiento aéreo y radicular de eucalyptus dunnii y sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo. *Agrociencia Uruguay*, 1, 1-9.

- Karlen D. L. (2011). Impacto potencial de la cosecha de residuos para biocombustibles sobre la calidad del suelo. *Agrociencia Uruguay*, 15, 120–127.
- Loughran R. J. , Pennock D. J. , Walling D. E. (2002). Chapter 6. Spatial Distribution of Caesium-137. En: Zapata F. (Eds.). *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides* (pp. 97-110). The Netherlands, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Mabit L. , Bernard C. , Laverdière M. R. (2002). Influence of the sampling strategy on soil loss assessments from ¹³⁷Cs measurements. En: Rubio J. L. , Morgan R. P. C. , Asins S. , Andreu V. (Eds.) *Man and Soil at the Third Millenium* (pp. 2083–2090). Logroño, España, Geoforma Ediciones,
- Mabit L. , Bernard C. , Laverdière M. R. (2007). Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using ¹³⁷Cs measurements and a GIS oriented sampling strategy. *Catena*, 71 (2), 242–249.
- Mabit L. , Bernard C. (2007). Assessment of spatial distribution of fallout radionuclides through geostatistics concept. *Journal of Environmental Radioactivity*, 97, 206–219.
- Manly B. F. (1997). Chapter 3: Bootstrap. En: Manly B. F.(Eds.), *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology, Second Edition* (pp.34-67), United State of America: Chapman and Hall Ltd.

- Pillar V. (1998). Sampling sufficiency in ecological surveys. *Abstracta Botanica*, 22, 37-48.
- Porto P. , Walling D. E. , Ferro V. , Di Stefano C. (2003). Validating erosion rate estimates by caesium-137 measurements for two small forested catchments in Calabria, southern Italy. *Land Degradation and Development*, 14, 389–408.
- Porto P. , Walling D. E. , Callegari G. , Capra A. (2009). Using caesium-137 and unsupported lead-210 measurements to explore the relationship between sediment mobilisation, sediment delivery and sediment yield for a Calabrian catchment. *Marine and Freshwater Research*, 60, 680–689.
- Porto P. , Walling D. E. , Callegari G. , (2009). Investigating the effects of afforestation on soil erosion and sediment mobilisation in two small catchments in Southern Italy. *Catena*, 79,181-188.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing, reference index version 3.1.3. [En línea]. Consultado: 20 Agosto 2016. Disponible en: <http://www.Rproject.org>. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schuller P. , Walling D. E. , Sepúlveda A. , Castillo A. , Pino I. (2007). Changes in soil erosion associated with the shift from conventional tillage to a no-tillage system, documented using ¹³⁷Cs measurements. *Journal of Environmental Radioactivity*, 94, 183-192.

- Schuller P. , Walling D. , Iroumé A. , Quilodrán C. , Castillo A. , Navase A. (2013). Using ^{137}Cs and ^{210}Pb and other sediment source fingerprints to document suspended sediment sources in small forested catchments in south-central Chile. *Journal of Environmental Radioactivity*, 124, 147-159.
- Silveira L. , Alonso J. , Martínez L. (2006). Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia Uruguay* , 10(2), 75-93.
- Silveira L. , Gamazo P. , Alonso J. , Martínez L. (2016). *Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. Hydrological processes*. Published online in Wiley Online Library. Disponible en: 10952. https://www.deepdyve.com/lp/wiley/effects-of-afforestation-on-groundwater-recharge-and-water-budgets-in-jSmgUIWNrg?impressionId=58045d02d954a&i_medium=docview&i_campaign=recommendations&i_source=recommendations
- Van der Perk M. , Slávik O. , Fulajtar E. (2002). Assessment of spatial variation of cesium-137 in small catchments. *Journal of Environmental Quality*, 31(6), 1930-9.
- Wakiyama Y. , Onda Y. , Mizugaki S. , Asai H. , Hiramatsu S. (2010). Soil erosion rates on forested mountain hillslopes estimated using ^{137}Cs and ^{210}Pb . *Geoderma*, 159, 39-52.

Zapata F. , García-Agudo E. , Ritchie J. C. , Appleby P. G. (2002). Chapter 1. Spatial Distribution of Caesium-137. En: Zapata F. (Eds.). *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides* (pp 1-14). Dordrecht ,The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

3. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

3.1 DISCUSIÓN CARACTERIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CS-137

Con respecto a la primera hipótesis del trabajo “Existen herramientas de la estadística espacial y clásica que tiene su aplicación en la construcción de mapas de Cs-137 en áreas forestadas como la de estudio y ayudan a una mejor comprensión del comportamiento de la variable” se puede afirmar que se identificaron las herramientas que mejor se adaptaron para describir y comprender la distribución espacial del Cs-137 en el caso de la microcuenca forestada. Si bien otros estudios reportan investigaciones en suelos forestados con las mismas especies (Porto *et al.*, 2009a; Porto *et al.*, 2003; Di Stefano *et al.*, 2005), las condiciones particulares del muestreo (bajas actividades medidas, zona de estudio en hemisferio sur, capacidad de análisis de muestreos) vuelvan aun más relevantes los resultados obtenidos. A continuación un análisis más detallado por objetivos planteados en el trabajo.

3.1.1 Descripción estadística de Cs-137

En este estudio la variabilidad de los datos del muestreo de Cs-137 puede clasificarse como moderada (aproximadamente 30 % CV), a diferencia de principales trabajos en cuencas destinadas a usos agrícolas que tienden a tener CV bajos (Loughran *et al.*, 2002). Sin embargo para plantaciones forestales de *Eucalyptus sp.* se han reportado valores similares o de variabilidad alta (Porto *et al.*, 2003). En cuanto a la evaluación de sitios de erosión y sedimentación se encontró un patrón, aunque no marcado, con sitios con predominio de sedimentación en altos y bajos (Figura 5). Varios trabajos han encontrados patrones marcados para diversas condiciones de pendiente, tamaño de cuenca y precipitación, en zonas forestadas (Porto *et al.*, 2009b; Porto y Walling, 2012) o pastizales (Porto *et al.*, 2015), incluso el propio antecedente de trabajo en la zona cercana (Alonso *et al.*, 2012). Sin embargo otros trabajos señalan el efecto de

compensación de zonas de deposición y erosión que no permite encontrar patrones marcados, también en zonas forestales con diversas pendientes y áreas (Porto *et al.*, 2014; Porto *et al.*, 2009a). Se podría situar los resultados del trabajo en un término medio en lo que respecta a los sitios de erosión/sedimentación en comparación con otras experiencias. Respecto al dendrograma realizado por análisis de clusters (Figura 7) se observó las variables tipo de suelo, pendiente y cobertura como importantes en la clasificación de grupos, coincidiendo con algunos autores que destacan la necesidad de trabajar con zonas relativamente homogéneas denominadas isosectores (Mabit *et al.*, 2007). De todos modos, en los análisis gráficos y estudios posteriores se observó que la cobertura fue realmente la única variable que mostró un claro efecto (Figura 6 y 7). En cambio, la variable tipo de suelo mostró un importante peso en el dendrograma, no así en el resto de los análisis. Una explicación posible se debe a que el cluster fue construido con varias variables que dependen directamente del tipo de suelo (derivadas del análisis de textura), con lo que aumenta el peso que le es atribuido a dichas variables.

3.1.2 Variabilidad espacial

De forma comparativa entre las dos técnicas evaluadas el uso de IDW con una potencia igual a dos (Figura 8) resultó en el mapa que mejor se aproximó a una distribución espacial. De hecho para los ajustes de semivariograma y la realización de kriging ordinal (OK) no fue posible encontrar, al menos a la escala de estudio, una dependencia espacial de la semivarianza (Figura 9, 10 y 11) . Si bien en la mayoría de los trabajos el uso de OK se encuentra mayormente respaldado (Mabit y Bernard, 2007; Panagopoulos *et al.*, 2006; Robinson y Metternicht, 2006; Persicani, 1995), existen casos en los que IDW ha resultado la mejor opción para construir los mapas (Mabit y Bernard, 2010; Mabit y Bernard, 2007). De hecho algunos autores recomiendan para la construcción de mapas de distribución espacial de Cs-137 como primera opción OK. Si no es posible ajustar un semivariograma o hay un fuerte patrón de no dependencia, la opción es utilizar IDW o realizar nuevas muestras en campo, con el fin de abordar otra escala del problema (Mabit y Bernard, 2007). Es importante mencionar el pequeño número de muestras con el que se contó para

realizar los ajustes de semivariogramas, si bien algunos autores han trabajado con números inferiores y obtenido buenos resultados con OK (Mabit y Bernard, 2007), generalmente es necesario un número de muestras considerablemente mayor para poder construir y ajustar semivariogramas. Es por esto que es común que al trabajar con variables asociadas al suelo IDW sea recomendado sobre todo en pequeños conjuntos de datos para los cuales los parámetros de los variogramas no son conocidos (por lo que son estimados) y para conjuntos de datos para los cuales existen grandes distancias entre dos puntos de la grilla (Kravchenko, 2003).

Una posible explicación a los semivariogramas experimentales construidos (Figura 9, 10 y 11), más allá del número de datos, hace referencia a la escala utilizada (50 metros de espaciamiento entre puntos de grilla), la cual pudo haber sido muy grande (escalas más pequeñas no serían de interés para la construcción de mapas en el lugar) o pequeña para capturar la variabilidad espacial presente. Sin embargo se ha trabajado con escalas similares (Loughran *et al.*, 2002; Mabit *et al.*, 2002), incluso para los trabajos que centran la utilización de las técnicas en casos forestales (Porto *et al.*, 2014; Wakiyama *et al.*, 2010; Porto *et al.*, 2003). Una explicación alternativa haría referencia a los efectos de mezcla en zonas de cultivo y tierra arada para la plantación (*Eucalyptus sp.* particularmente). Dicho efecto tendería a la homogenización de los suelos, perdiendo la variabilidad espacial existente, como se ha encontrado por ejemplo, en cultivos de banana con pendientes un tanto mayores 27 % (Loughran *et al.*, 1993). Incluso, como fue mencionado anteriormente, se ha encontrado este tipo de fenómenos también en plantaciones forestales (Porto *et al.*, 2014; Porto *et al.*, 2009a). Otra consideración necesaria es la dificultad de medición propia de la zona. Para los datos relevados en campo los máximo valores de actividad no superan los 1000 Bequerels/m², situación completamente diferente a lo que se observa en otros trabajos en el hemisferio norte donde las mediciones son del orden de los 3000 Bequerels/m² (Mabit y Bernard, 2007; Zapata *et al.*, 2002). Este tipo de comportamiento de la variable enfatiza la necesidad de desarrollar muestreos propios para esta región. Estudios llevados a cabo en Chile han evidenciado la misma necesidad, con valores similares a los reportados en el trabajo, aunque recomiendan a futuro tomar precauciones cuando nos acercamos a los límites temporales de uso del

Cs-137 por su decaimiento natural (Schuller *et al.*, 2004a). De todos modos en países como Brasil, en promedio los valores de Cs-137 han sido próximos a los encontrados, incluso cuando han sido tomados varios años atrás (próximos al año 2009) (Avacir *et al.*, 2009).

Por último un aspecto importante a tener en cuenta son los límites de detección y el error asociado a la medida para el detector gamma (equipo de medición de radioactividad) el cual se ubican en el entorno del 15% de la medición. La media de Cs-137 en la cuenca de estudio fue de 298 Bq/m² por lo que los errores se situaron en el orden de los 45 Bq/m². Dicho valor no resulta despreciable y puede en algunos casos ser del orden de la magnitud de las diferencias entre medias observadas.

De todas formas el patrón de no dependencia de la semivarianza a la escala estudiada resultó robusto, apareciendo en todos los casos donde se construyó semivariogramas experimentales. Incluso cuando se realizó el ajuste de la semivarianzas una vez removido los efectos conocidos (suelo, cobertura, pendiente), mediante los residuales de los modelos lineales, se obtuvo iguales resultados (Figura 11).

3.1.3 Regionalización de ajustes espaciales

La división en sectores por diferentes características no resultó en diferencias en cuanto a los ajustes espaciales como otros autores han manejado (Mabit *et al.*, 2007), aunque para escalas mayores (200 km²). Ni el tipo de suelo, ni la pendiente han demostrado tener una gran influencia en la variable Cs-137, al menos en la escala de trabajo. Se puede concluir que el uso de isosectores para los tamaños de cuencas que son abordados en el estudio no se justifica.

3.1.4 Utilización de co-variables

La utilización de la variable arcilla para la realización de kriging mostró el mismo tipo de semivariograma que el realizado para el Cs-137, evidenciando nuevamente el patrón de no dependencia espacial (Figura 10). Esta concordancia entre ambas variables resulta positiva, ya que Cs-137 y contenido de arcilla tuvieron comportamientos similares, al menos para este caso de no dependencia espacial. Por otro lado, algunos trabajos han utilizado variables accesorias obteniendo buenos

resultados, particularmente el uso de materia orgánica. (Mabit y Bernard, 2010; Mabit *et al.*, 2008), señalando la importancia de su inclusión en estudios con Cs-137 u otros isótopos.

3.1.5 Modelos lineales para Cs-137

De la construcción de los modelos fue posible evidenciar la importancia relativa de los diferentes componentes del muestreo y como contribuyen a explicar la variabilidad del Cs-137. En cuanto al tipo de suelo dominante, no fue una variable relevante para explicar diferencias en Cs-137 como se vio en la descripción estadística, observándose el mismo fenómeno en los resultados de los modelos ya que no fue significativo (Cuadro 2). De igual manera la pendiente no tuvo relevancia en los modelos. Aunque no existe un único comportamiento en cuanto a su influencia en la distribución de Cs-137. Diversos trabajos han remarcado su importancia para explicar la distribución y variabilidad de Cs-137, incluso con valores próximos a las pendientes promedio de la cuenca de interés (Porto *et al.*, 2003). Sin embargo otros trabajos, en condiciones similares, han encontrado que su efecto no es relevante (Porto *et al.*, 2014). Para la cuenca de estudio, si bien se observó un patrón, no fue marcado, aproximándose a estos últimos trabajos. Sin embargo para el caso de las coberturas si se observó un efecto significativo (Cuadro 2 y 3), al menos en las medias. Las prácticas de manejo que se realizan durante la plantación podría explicar la diferencia entre fila y entrefila (García Préchac *et al.*, 2001). Otros estudios han señalado la importancia de la cobertura, evidenciando que las zonas no plantadas son las más susceptibles a ser erosionadas, y que por tanto presentan menores valores de Cs-137 (Porto *et al.*, 2005).

3.1.6 Conclusión primera hipótesis

En cuanto a la las herramientas espaciales para representar un mapa de distribución de Cs-137, IDW parece ser una herramienta sencilla y útil para la cantidad de muestras y el patrón que el semivariograma presenta. Por otro lado la utilización de la arcilla como una variable más en el análisis tendría en principio aplicación, si bien es necesario continuar estudiando el comportamiento conjunto con Cs-137. Por

último, en cuanto a los modelos y variables a tener en cuenta a la hora de describir el comportamiento del Cs-137 en las condiciones del estudio, la cobertura mostró tener una gran influencia en las medias y distribución espacial del Cs-137.

3.2 DISCUSIÓN ESTRATEGIA DE MUESTREO PARA CS-137

Con respecto a la segunda hipótesis: Existe una metodología óptima de muestreo para el Cs-137, para el caso particular de una cuenca forestal con las características de suelo y pendiente de nuestro país, que representa de forma suficientemente precisa la redistribución del suelo en el sitio de estudio. Para dicha hipótesis se trabajó analizando los datos colectados en campo, y evaluando posibles escenarios futuros.

3.2.1 Evaluación de estrategias de muestreo

Con respecto a la evaluación de diferentes estrategias de muestreo; (1.1) Muestreo aleatorio simple (MAS). El caso más general y sencillo ha resultado en la mejor opción, teniendo en cuenta que las muestras no presentan una dependencia espacial a la escala de estudio. Según el estudio se requirió 30 muestras para grilla grande (400 m x 700 m) y 20 para la pequeña (300 m x 350 m) (Cuadro 4, Figuras 12 y 13) para capturar la variabilidad presente en cada grilla. Otros trabajos para cuencas con mayor uso agrícola y pendientes que no superan el 15% han llegado a conclusiones similares, balanceando la relación costos del muestreo, representatividad de las muestras (Mabit *et al.*, 2002). (1.2) Muestreo estratificado según coberturas (fila, entrefila, campo natural). Como se mencionó anteriormente en los modelos lineales, cluster análisis o gráficos la cobertura fue una variable importante en el trabajo. Dicha idea nuevamente fue reforzada cuando se realizó MAS según estratos de coberturas. Se observó una diferencia en medias alcanzadas para la asíntota entre fila y entrefila (Cuadro 5). En el caso del campo natural se observó menor variabilidad, lo cual es esperado ya que son sitios que han sufrido menos perturbaciones ya que no han sido cultivados. Para la fila posiblemente no fue alcanzada la asíntota por lo que 12 muestras podría no ser realmente el óptimo (Cuadro 5). Otros trabajos respaldan lo observado encontrado resultados similares para cuencas forestadas con *Eucalyptus sp.* En dichos trabajos se ha encontrado que la cobertura juega un rol importante,

diferenciando los efectos en la erosión y por lo tanto en las cantidades de Cs-137 (Porto *et al.*, 2009a), incluso para Uruguay, no específicamente para Cs-137 pero si relacionando manejos en plantación y potencial de erosión (García Préchac *et al.*, 2001). (1.3) Muestreo estratificado según zonas de pendiente. Para el caso de los estratos según pendiente no se observó un efecto notorio ni en las medias ni en los CV que justifique la implementación de los mismos. Si bien la grilla más pequeña analizada (5x5) mostró los CV más bajo promedio por zonas (o sea, más homogénea cada zona dentro), esas diferencias no fueron importantes si tomamos en cuenta los intervalos de confianza (Cuadro 6). Estos resultados en cuanto al remuestreo son coherentes con lo que se observó en los modelos. Si bien se han encontrado para estudios de Cs-137 en forestación algunas cuencas donde la pendiente juega un rol importante (Porto *et al.*, 2003), también existen trabajos que sostienen lo contrario (Porto *et al.*, 2014) y se aproximarían a los resultados observados. No sería necesario para las dimensiones de la cuenca y las pendientes que presenta, trabajar en estratos o isosectores de pendiente en el muestreo, a diferencia de cuencas más grandes que si encuentran útil esta agrupación (Mabit *et al.*, 2007).

3.2.2 Evaluación de patrones de muestreo

Para la evaluación de patrones de muestro, se observó que para el MAS los mayores valores de CV fueron recogidos por el patrón de 3 observaciones en diagonal. Dicho patrón alcanzó su valor asintótico con menos número de observaciones que un MAS de observaciones individuales, aunque es importante considerar que el patrón está conformado por tres y no por una observación. Si bien el CV fue el máximo, la media se encontró por debajo de la media que resultó de un MAS simple. La máxima variación en el patrón diagonal tal vez se explique ya que el mismo está orientando en sentido de la pendiente según la dirección Y y también en la dirección X. Por otro lado, no llega a recorrer toda la grilla lo que permite que no existan compensaciones en la media, como se observó en el caso de la transecta como patrón. Es posible concluir que en los casos de mapas la mejor estrategia a utilizar son las transectas las cuales recorren toda la superficie (Zapata *et al.*, 2002), sin embargo para sintetizar la información en una única medida resulta mejor estrategia la muestra diagonal.

3.2.3 Evaluación de escenarios simulados

Los escenarios simulados permitieron evaluar el desempeño de los muestreos en situaciones teóricas utilizando como punto de partida la información relevada en campo. En primer lugar se observó que en los casos donde la variabilidad aumentó, los números de muestras necesarias disminuyeron. Dicho fenómeno es común para las técnicas de suficiencia de muestreo utilizadas (Pillar, 1998), poblaciones de datos altamente variables generan mayores diferencias al tomar pocas observaciones ya que las mismas posiblemente sean muy diferentes entre si. Para el caso de escenarios de alta variabilidad (CV =50 %) los números de muestras necesarios fueron menores a los determinados en el estudio, el cual posee una variabilidad moderada (Loughran *et al.*, 2002). Observando las simulaciones donde fueron acentuadas las diferencias entre coberturas también se vio este fenómeno de disminución de cantidad de muestras. Por otro lado, al acentuar los efectos erosivos de la pendiente, los números óptimos de muestras se mantuvieron. A futuro es esperable que en condiciones similares al trabajo de Alonso *et al.*(2012), donde se encontraron efectos a causa de la pendiente, se observen cambios manteniendo los mínimos de muestras que resultan del presente estudio. Otros trabajos que también han encontrado efectos de variación de Cs-137 producto de las pendientes han manejado números óptimos de muestras muy próximos y en condiciones similares (Porto *et al.*, 2003).

3.2.4 Conclusión segunda hipótesis

Como primera conclusión el remuestreo mediante bootstrapping resultó en una técnica muy útil como ya se ha mencionado en otros trabajos (Di Stefano *et al.*, 2005). Permitió independizar el trabajo del número relativamente pequeño de muestras. Particularmente, como estrategia de muestreo, el muestreo aleatorio simple (MAS) fue la técnica más adecuada, al igual que en otros trabajos (Mabit *et al.*, 2002), marcando la necesidad de determinar estratos por cobertura, variable importante a tener en cuenta (Mabit *et al.*, 2008). A modo de resumen en un próximo muestreo para una grilla de dimensiones similares (700 m x 400 m), sería

conveniente utilizar un MAS estratificado según coberturas. Al menos 12 muestras para el estrato fila, 15 para campo y 25 para entrefila (Cuadro 9).

Sobre escenarios futuros posibles y en cuanto a los óptimos encontrados se observa que en casos de variabilidad mayor serían necesarias menos muestras. Particularmente para el efecto de la pendiente, mismos tamaños de muestras que los que resultaron en el estudio tendrían un buen desempeño en un caso de mayor efecto de la pendiente.

3.3 CONCLUSIÓN GENERAL

Como comentario general es importante resaltar que el trabajo ha cumplido con su cometido principal, el de caracterizar una muestra de datos de Cs-137 en condiciones de forestación, particularmente para el caso de Uruguay. Se ha logrado una primera aproximación de mapa utilizando IDW con potencia 2 e importantes avances en cuanto al muestreo. Es importante destacar que además de los procesos de erosión y deposición, el patrón inicial de deposición de Cs-137 resulta un componente clave a la hora de comprender y describir posibles fuentes de variación del Cs-137 (Van der Perk *et al.*, 2002). Por otro lado se ha relevado de forma satisfactoria insumos para llevar adelante futuros muestreos con el fin de realizar monitoreos de suelo utilizando Cs-137.

3.4 PERSPECTIVAS A FUTURO

Se realizaron proyecciones a futuro de posibles escenarios de muestreo y comportamiento de la metodología desarrollada arrojando buenos resultados. En la mayoría de los casos las optimizaciones obtenidas en el sitio de estudio han resultado en buenas estrategias para las situaciones futuras exploradas. De todos modos es evidente la necesidad de continuar profundizando los estudios en relación a la aplicación de la herramienta Cs-137. Los valores de CV de Cs-137 fueron cercanos a 35 %, cuando normalmente - en condiciones sin patrones espaciales para Cs-137 - los valores de CV observados alcanzan el 20 % (Loughran *et al.*, 2002). Sería

importante continuar con algunos estudios que trabajaran a diferentes escalas espaciales, permitiendo continuar con la exploración de correlaciones. La capacidad de detección de correlaciones espaciales de muestreo también nos puede arrojar información de cuan bueno es el mismo (Mabit *et al.*, 2008). Por otro lado, una dimensión importante a incorporar en los muestreos es el tiempo, permitiendo diseños que evalúen cambios a largo plazo, con técnicas por ejemplo de remuestreo (Porto *et al.*, 2014). Particularmente para el caso de forestación, comparaciones de pre y post-cosecha a lo largo del tiempo (Schuller *et al.*, 2013). También resulta necesario continuar con el estudio de variables que sirvan para complementar la comprensión del comportamiento del Cs-137 y puedan ser integradas a la hora de realizar los análisis, de igual forma que se utilizó la arcilla en el estudio. Una de estas variables a incluir a futuro podría ser la materia orgánica, la cual ya tiene algunos antecedentes de trabajo en condiciones de forestación y ha mostrado muy buenos resultados (Mabit y Bernard, 2010; Mabit *et al.*, 2008). Por otro lado, es importante seguir profundizando en el uso de la arcilla, la cual mostró buenos resultados para el estudio.

Junto al trabajo de Alonso *et al.* (2012), la tesis desarrollada sentaría las bases para una posible línea de investigación a futuro que se visualiza como una potente herramienta de estudios de erosión de suelos para las plantaciones forestales en Uruguay.

4. BIBLIOGRAFÍA

- Alonso J, Audicio P, Martínez L, Scavone M, Rezzano E. 2012. Comparison of measured Cs-137 data and USLE/RUSLE simulated long-term erosion rates. *Agrociencia Uruguay*, Special issue, 16(21): 261-267.
- Avacir C, Andrello CR, Appoloni ES, Araújo EL, Thomaz PH, Augusto M, Macedo IL. 2009. Cesium-137 inventories in undisturbed areas in different regions of Brazil. En: *International Nuclear Atlantic Conference – INAC* (1, 2009, Rio de Janeiro, Brazil). *Extend of Conference*, Rio de Janeiro, Brazil. 1-6.
- Cressie, NAC. 1993. *Statistics for Spatial Data*, revised edition. New York: John Wiley & Sons. 416–900.
- Delgado S, Alliaume F, García Préchac F, Hernández J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 10: 95–107.
- Denis Lepiane V, García Préchac F. 1997. Estimación del factor C de la ecuación universal de pérdida de suelo en la instalación de montes de rendimiento de eucaliptos. *Agrociencia Uruguay*, 1: 30–37.
- Di Stefano C, Ferro V, Porto P, Rizzo S. 2005. Testing a spatially distributed sediment delivery model (SEDD) in a forested basin by cesium-137 technique. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(3): 148-157.
- Di Stefano C, Ferro V, Porto P, Tusa G. 2000. Slope curvature influence on soil erosion and deposition processes. *Water Resources Research*, 36(2): 607-617.
- Efron B. 1979. Bootstrap method: another look at the jackknife. *The Annals of Statistics*, 7(1):1-26.

- FAO. 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de suelos; serie suelos. Roma, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 86 p.
- García Préchac F, Pérez Bidegain M, Christie S, Santini P. 2001. Efecto de la intensidad de laboreo en el crecimiento aéreo y radicular de eucalyptus dunnii y sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo. *Agrociencia Uruguay*, 1: 1-9.
- Goovaerts P. 1999. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89(1-2): 1–45.
- Juri Ayub J, Di Gregori DE, Velasco H, Lohaiza F. 2009. Short-term seasonal variability in ⁷Be wet deposition in a semiarid ecosystem of central Argentina. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100 (11): 977-81.
- Karlen DL. 2011. Impacto potencial de la cosecha de residuos para biocombustibles sobre la calidad del suelo. *Agrociencia Uruguay*, 15: 120–127.
- Kravchenko AN. 2003. Influence of spatial structure on accuracy of interpolation methods. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 1564-1571.
- Loughran RJ, Pennock DJ, Walling DE. 2002. Chapter 6. Spatial Distribution of Caesium-137. En: Zapata F. (Eds.). *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 97-110.
- Loughran RJ, Elliott GL, Campbell BL, Curtis SJ, Cummings D, Shelly DJ. 1993. Estimation of erosion using the radionuclide caesium-137 in three diverse areas in eastern Australia. *Applied Geography*, 13: 169–188.

- Mabit L, Bernard C. 2010. Spatial distribution and content of soil organic matter in an agricultural field in Eastern Canada, as estimated from geostatistical tools. *Earth surface Processes and Landforms*, 15(3): 278-283.
- Mabit L, Benmansour M, Walling DE. 2008 .Comparative advantages and limitations of fallout radionuclides (^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be) to assess soil erosion and sedimentation. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99 (12): 1799-1807.
- Mabit L, Bernard C. 2007. Assessment of spatial distribution of fallout radionuclides through geostatistics concept. *Journal of Environmental Radioactivity*, 97: 206–219.
- Mabit L, Fulajtar E. 2007. The use of ^{137}Cs to assess soil erosion and sedimentation processes: advantages and limitations. En: *Synopsis of the International Conference on Environmental Radioactivity: From Measurements and Assessments to Regulation (1^o, 2007, Vienna, Austria)*. Extend of *Synopsis of the International Conference on Environmental Radioactivity: From Measurements and Assessments to Regulation*. Vienna, Austria: IAEA(International Atomic Energy Agency). pp 338-339
- Mabit L, Bernard C, Laverdière MR. 2007. Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using ^{137}Cs measurements and a GIS oriented sampling strategy. *Catena*, 71 (2): 242–249.
- Mabit L, Bernard C, Laverdière MR. 2002. Influence of the sampling strategy on soil loss assessments from ^{137}Cs measurements. En: Rubio JL , Morgan RPC, Asins S, Andreu V (Eds.). *Man and Soil at the Third Millenium*. Logroño, España, Geofoma Ediciones, 1: 2083–2090.

- Pacini AA, Usoskin IG, Evangelista H, Echer E, De Paula R . 2011 .Cosmogenic isotope ^{7}Be : A case study of depositional processes in Rio de Janeiro in 2008-2009". *Journal of Advances in Space Research* , 48: 811–818.
- Panagopoulos T, Jesus J, Antunes MDC , Beltrao J. 2006. Analysis of spatial interpolation for optimising management of a salinized field cultivated with lettuce. *European Journal of Agronomy*, 24(1):1-10.
- Persicani D. 1995. Simulation and areal interpolation by different methods of atrazine transport. *Journal of Environmental Management*, 44 (4): 361-374.
- Pillar V. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. *Abstracta Botanica*, 22: 37-48.
- Porto P, Walling DE, La Spada C, Callegari G. 2015. Validating the use of ^{137}Cs measurements to derive the slope component of the sediment budget of a small rangeland catchment in southern Italy. *Land Degradation & Development*, 27: 798–810.
- Porto P, Walling DE, Alewell C, Callegari G, Mabit L, Mallimo N, Meusburger K, Zehringer M. 2014. Use of a ^{137}Cs re-sampling technique to investigate temporal changes in soil erosion and sediment mobilisation for a small forested catchment in southern Italy. *Journal of Environmental Radioactivity*, 138: 137-148.
- Porto P, Walling DE , Callegari G. 2013. Using ^{137}Cs and ^{210}Pb measurements to investigate the sediment budget of a small forested catchment in southern Italy. *Hydrological Processes*, 27: 795–806.
- Porto P, Walling DE. 2012. Validating the use of ^{137}Cs and ^{210}Pb measurements to estimate rates of soil loss from cultivated land in southern Italy. *Journal Environmental Radioactivity*, 106: 47-57.

- Porto P, Walling DE, Callegari G, 2009a. Investigating the effects of afforestation on soil erosion and sediment mobilisation in two small catchments in Southern Italy. *Catena*, 79:181-188.
- Porto P, Walling DE, Callegari G, Capra A. 2009b. Using caesium-137 and unsupported lead-210 measurements to explore the relationship between sediment mobilisation, sediment delivery and sediment yield for a Calabrian catchment. *Marine and Freshwater Research*, 60: 680–689.
- Porto P, Walling DE, Callegari G. 2005. Investigating Sediment Sources within a Small Catchment in Southern Italy. Wallingford, International Association of Hydrological Sciences (IAHS) Press, 291: 113-122.
- Porto P, Walling DE, Ferro V, Di Stefano C. 2003. Validating erosion rate estimates by caesium-137 measurements for two small forested catchments in Calabria, southern Italy. *Land Degradation and Development*, 14: 389–408.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing, reference index version 3.1.3. [En línea]. Consultado: 20 Agosto 2016. Disponible en: <http://www.Rproject.org>. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Robinson TP, Metternicht G. 2006. Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties. *Computers and Electronics in Agriculture*, 50(2): 97-108.
- Royle JA, Dorazio RM. 2009. Chapter 2 : Essentials of Statistical Inference. En: Royle JA, Dorazio RM.(Eds.). *Hierarchical modeling and inference in ecology. The analysis of data from populations, metapopulations and communities*. San Diego, California : Academic Press. 27-81

- Scavone M, Martínez L, Audicio P, Alonso J. 2011. El Cs137 como indicador de la erosión hídrica en suelos en el Uruguay. En: XIX Jornadas de Jóvenes Investigadores AUGM(Asociación de Universidades Grupo Montevideo)(19, 2011,Ciudad del Este, Paraguay). Libro de trabajos de la jornada, Ciudad del Este, Paraguay. 109-118.
- Schuller P, Walling D, Iroumé A, Quilodrán C, Castillo A, Navase A. 2013. Using ^{137}Cs and ^{210}Pb and other sediment source fingerprints to document suspended sediment sources in small forested catchments in south-central Chile. *Journal of Environmental Radioactivity*, 124: 147-159.
- Schuller P, Walling DE, Irumé A, Castillo A. 2010. Use of beryllium-7 to study the effectiveness of woody trash barriers in reducing sediment delivery to streams after forest clearcutting. *Soil and Tillage Research*, 110(1): 143-153.
- Schuller P, Walling DE, Sepúlveda A, Castillo A, Pino I. 2007. Changes in soil erosion associated with the shift from conventional tillage to a no-tillage system, documented using ^{137}Cs measurements. *Journal of Environmental Radioactivity*, 94: 183-192.
- Schuller P, Walling DE, Sepúlveda A, Trumper RE, Rouanet JL, Pino I, Castillo A. 2004a. Use of ^{137}Cs measurements to estimate changes in soil erosion rates associated with changes in soil management practices on cultivated land . *Applied Radiation and Isotopes*, 60: 759-766.
- Schuller P, Bunzl K, Voigt G, Ellies A, Castillo A. 2004b. Global fallout ^{137}Cs accumulation and vertical migration in selected soils from South Patagonia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 71: 43-60.

- Silveira L, Gamazo P, Alonso J, Martínez L. 2016. Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. Hydrological processes. Published online in Wiley Online Library. Disponible en: 10952. https://www.deepdyve.com/lp/wiley/effects-of-afforestation-on-groundwater-recharge-and-water-budgets-in-jSmgUIWNrg?impressionId=58045d02d954a&i_medium=docview&i_campaign=recommendations&i_source=recommendations
- Silveira L, Chreties C, Alonso J, Amorín C, De Izaguirre P, Crisci M, Symonds S, Martínez L, García M, García F, Delgado S, Clérico C, Bentancor L, Hill M, Alliaume F, Cabral P, Audicio P, Iroumé A, Huber A, Schipilov A. 2011. Efectos de la actividad forestal sobre los recursos suelos y aguas. Montevideo, Serie técnica FPTA (Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria)-INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria), 32:1-41.
- Silveira L, Alonso J, Martínez L. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia Uruguay* , 10(2): 75-93.
- SWCS (Soil and Water Conservation Society Workshop). 2007. Planning for extremes a Report from a Soil and Water Conservation Society. (1°, 2006 , Milwaukee ,Wisconsin). Workshop. Milwaukee ,Wisconsin . Soil and Water Conservation Society. 24p.
- Uchida T, Mizuayma T, Kimoto A, Asano Y, Changhua L. 2002. The limitation of using Cesium 137 for investigating soil erosion in devastated hills in southeastern China. En: International Soil Conservation Organization (ISCO) Conference (12°, 2002, Beijing, China). Proceedings of International Soil Conservation Organization. Beijing, China : ISCO. pp 21-26.

- Van der Perk M, Slávik O, Fulajtar E. 2002. Assessment of spatial variation of cesium-137 in small catchments. *Journal of Environmental Quality*, 31(6): 1930-9.
- Wakiyama Y, Onda Y, Mizugaki S, Asai H, Hiramatsu S. 2010. Soil erosion rates on forested mountain hillslopes estimated using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pbex. *Geoderma*, 159: 39–52.
- Webster R, Oliver M. 2007a. Chapter 3 Prediction and Interpolation. En: Webster R, Oliver M. (Eds.). *Geostatistics for environmental scientists*, second edition. United State of America, University of Michigan: John Wiley Sons, Ltd. 219-241.
- Webster R, Oliver M. 2007b. Chapter 5 Modelling the Variogram. En: Webster R, Oliver M. (Eds.). *Geostatistics for environmental scientists*, second edition. United State of America, University of Michigan: John Wiley Sons, Ltd. 77-105.
- Wollenhaupt NC, Mulla DJ, Gotway Crawford, CA. 1997. Soil Sampling and Interpolation Techniques for Mapping Spatial Variability of Soil Properties En: Pierce FR., Sadler EJ. (Eds.). *The State of Site-Specific Management for Agriculture*. Madison: ASA, CSSA, SSSA. 19–53.
- Zapata F, García-Agudo E, Ritchie JC, Appleby PG. 2002. Chapter 1. Spatial Distribution of Caesium-137. En: Zapata F. (Eds.). *Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides*. Dordrecht ,The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1-14.

5. ANEXOS

5.1 MODELOS LINEALES UTILIZADOS

A continuación son detallados los modelos lineales utilizados considerando las dos opciones, utilizando arcilla (1) o utilizando suelo dominante (2). No fueron incluidas ambas variables simultáneamente en el análisis por su alta correlación.

$$(1) Y_{ijk} = \beta_0 + C_j + S_k + P_i + C_j \times P_i + S_k \times C_j + P_i \times S_k + \varepsilon_i$$

$$(2) Y_{ijk} = \beta_0 + C_j + A_i + P_i + C_j \times P_i + A_i \times C_j + P_i \times A_i + \varepsilon_i$$

Donde:

Y_i es la actividad del Cs-137 en Bequerel de la i-ésima observación

C_j es la j-ésima cobertura, tres niveles; campo, fila, entrefila

S_k k-ésimo suelo dominante, dos niveles: brunosol y brunosolo/argisol

A_i corresponde a porcentaje de arcilla de la i-ésima observación

P_i es la pendiente en porcentaje de la i-ésima observación

$P \times C$, $P \times S$, $S \times C$, $P \times A$, $A \times C$ interacciones dobles entre variables.

β_0 Intercepto, ε_i el error asociado a la i-ésima observación

La interacción triple entre variables no fue considerada para el modelo principalmente por falta de relevancia en su interpretación. Luego de ajustados los modelos se realizó un análisis de varianza con sumas de cuadrado tipo 3 (datos desbalanceados) para observar diferencias significativas producto de los componentes de los modelos.

5.2 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE DATOS

A continuación gráfico de variación de altura según coordenadas X e Y (Figura 1). Se aprecia que las principales variaciones en altura están dadas en el eje Y, existiendo en el eje X aunque pequeñas.

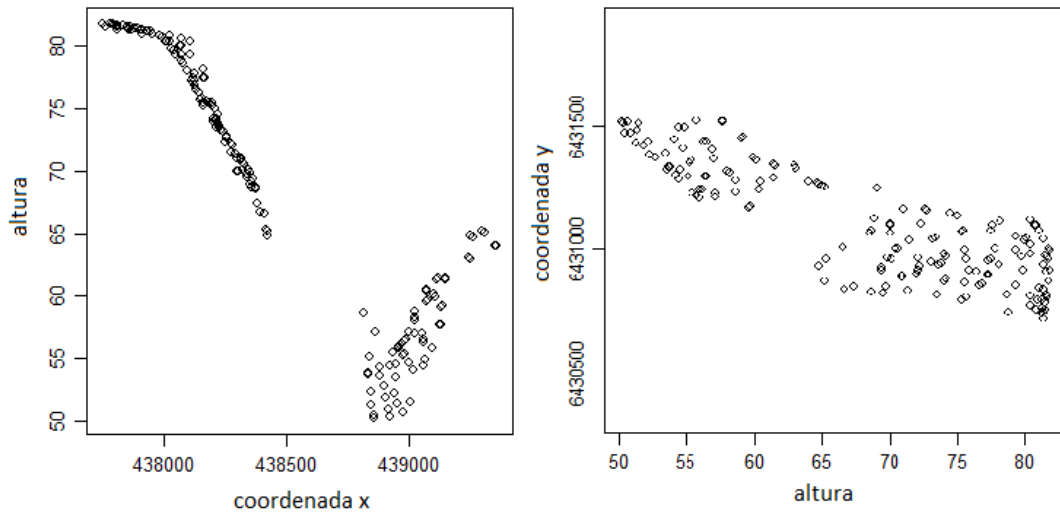


Figura 1. Izquierda variaciones de altura respecto a la coordenada x para los puntos de colecta de Cs-137, derecha respecto a la coordenada y.

También se incluye gráfico de palillos observando el comportamiento del Cs-137 en tres dimensiones (Figura 2).

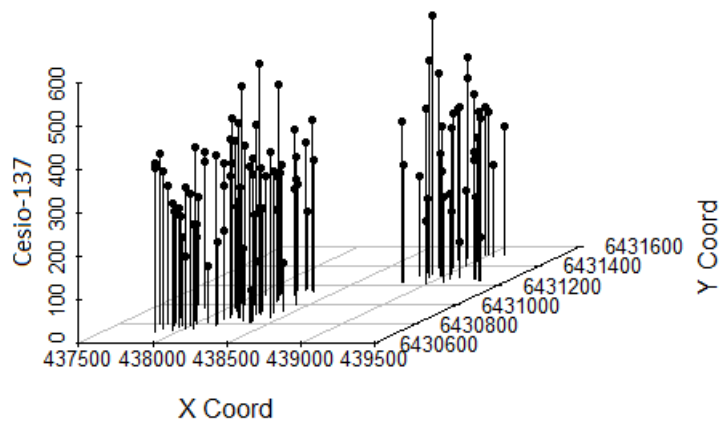


Figura 2. Gráfico de palillos para las observaciones, en el eje de las Z valor de Cs-137.

5.3 AJUSTE DE SEMIVARIOGRAMAS TEÓRICOS

Se presentan los valores de semivariogramas teóricos ajustados, no fueron incluidos dentro de los resultado ya que el patrón de no dependencia espacial mostraba la imposibilidad del ajusté de los modelos

Cuadro 1. Parámetros estimados para los semivarigramas teóricos, tanto en el caso de las grillas juntas como para cada una de las mismas.

	Esférico			Sum. cuadrados
	Partial sill	Nugget	Range	
Grilla grande	8836	867	0,01	17
Grilla pequeña	13961	0	0,01	14
Total	9494	1495	0,01	28
	Lineal			Sum. cuadrados
	Partial sill	Nugget	Range	
Grilla grande	0	9674	1	17
Grilla pequeña	15000	0	1	586
Total	1	10393	1	23

Para todos los casos se encontró un valor de rango (range) muy pequeño, indicando independencia espacial para la escala de estudio, al igual que lo observado en los semivariogramas experimentales. La grilla pequeña con modelo esférico presentó menor suma de cuadrados aunque tan solo fue ajustada con 35 muestras. El valor de meseta parcial (partial sill) es alcanzado desde el comienzo como se visualiza en el semivariograma experimental en todos los modelos (Cuadro 1).

5.4 REMUESTREO SEGÚN TAMAÑOS DE GRILLA

Se presenta el cuadro completo para todos los tamaños de grilla probados en el remuestreo según zonas de pendiente (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores medios de Cs-137, CV y números de muestra a la asíntota, por grilla y zonas de pendiente dentro de la grilla. Intervalos bootstrapping al 95 %.

	CV (%)				
	zona1	zona2	zona3	zona4	zona5
Grilla 2x2	31+/-8	33+/-10	-	-	-
Grilla 3x3	27+/-9	40+/-15	39+/-14	-	-
Grilla 4x4	28+/-12	34+/-13	25+/-7	41+/-16	-
Grilla 5x5	26+/-12	26+/-13	30+/-11	39+/-14	34+/-25

	Cs-137(Bq/m2)				
Grilla 2x2	285+/-35	306+/-40	-	-	-
Grilla 3x3	285+/-40	289+/-53	291+/-50	-	-
Grilla 4x4	287+/-47	285+/-61	330+/-37	279+/-59	-
Grilla 5x5	296+/-48	263+/-48	314+/-48	309+/-71	287+/-63

	Número de muestras				
Grilla 2x2	23	25	-	-	-
Grilla 3x3	15	18	19	-	-
Grilla 4x4	11	10	17	15	-
Grilla 5x5	9	6	14	11	10