

Evaluación del modelo U.S.L.E. para predecir pérdidas de suelo en áreas forestadas de la cuenca del río Bío-Bío

Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of soil erosion in forested areas of the Bio-Bio river basin.

C.D.O.: 116.28

CARLOS E. OYARZUN ORTEGA

Instituto de Geociencias, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile

SUMMARY

The effects of timber cutting on soil loss, in a *Pinus radiata* plantation, were studied on soils derived from metamorphic rocks, in a mountain watershed of the Coastal Mountain Range (IX Region, Chile). Local factors in order to calibrate the Universal Soil Loss Equation with the experimental data were determined. Plantation soil loss measurements were carried out in 110m² plots, equipped with Coshocton samplers, during 1991 and 1992. Treatments were: clearcutting no residues/burned, clearcutting with residues and undisturbed control. The results show a significant increase of soil loss in no residues/burned treatment, with respect to the residues and undisturbed control treatments. No residues/burned to control plots soil loss ratios was 44:1 and 19:1, while between residues and control plots it was 25:1 and 3.4:1, in 1991 and 1992, respectively. Comparison of measured erosion with erosion predicted by the U.S.L.E. model indicated that the equation overestimated annual rainfall erosion by an average of 22% and overestimated monthly erosion by an average of 41%.

RESUMEN

Se estudiaron los efectos de la tala rasa sobre las pérdidas de suelo en una plantación de *Pinus radiata*, establecida sobre suelos derivados de rocas metamórficas, en una cuenca de montaña de la Cordillera de la Costa (IX Región, Chile). Se determinaron factores locales para calibrar la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo con los datos experimentales. Las mediciones de pérdidas de suelo en la plantación se realizaron en parcelas de 110 m², equipadas con muestreadores Coshocton, durante los años 1991 y 1992. Los tratamientos fueron tala rasa sin residuos/quemadas, tala rasa con residuos y control no alteradas. Los resultados mostraron un incremento significativo de las pérdidas de suelo en el tratamiento sin residuos/quemadas, con respecto a los tratamientos con residuos y control, durante los años 1991 y 1992. El cociente de pérdidas de suelo entre las parcelas sin residuos y las control fue de 44:1 y de 19:1, mientras que entre las parcelas con residuos y las control fue de 25:1 y 3,4:1, en 1991 y 1992, respectivamente. La comparación entre la erosión medida con la erosión predicha por el modelo U.S.L.E. indicó que la ecuación sobrestimó las pérdidas de suelo en un 22% si se consideran los datos anuales y un 41% los mensuales.

INTRODUCCION

La erosión del suelo es considerada como la principal amenaza para mantener la productividad de largo plazo en tierras agrícolas y forestales. En el campo forestal es especialmente necesario considerar los problemas de erosión, debido a que muchos suelos de montaña tienen profundidad moderada y poseen muy bajas tasas de formación. Los suelos delgados sobre materiales parentales consolidados pueden ser considerados como un recurso no renovable y, por lo tanto, las pérdidas

de erosión a largo plazo no deberían exceder sus tasas de formación (Miller *et al.*, 1988). Otro aspecto importante son las consecuencias sobre la calidad del agua, especialmente durante y después de la explotación de un bosque y en las actividades de plantación.

En la región del Bío-Bío se ha detectado que la erosión de los suelos por mal manejo constituye un importante problema ambiental (Hajek *et al.*, 1990), lo cual también está estrechamente asociado con otros problemas como la tala de bosques nativos e introducidos, el arrastre permanente de

sedimentos de los ríos y el deterioro de suelos por las quemas.

A principios del siglo veinte se iniciaron las primeras plantaciones de pino insigne (*Pinus radiata*) en la cuenca del río Bío-Bío, que respondían tanto a un objetivo económico como conservacionista, para revegetar y estabilizar tierras que habían sido severamente erosionadas. En el año 1991 las plantaciones de pino en la VIII Región alcanzaron a 602.541 ha (Corporación Nacional Forestal, 1992). Actualmente, muchas de las antiguas plantaciones están siendo explotadas. Las consecuencias ambientales de las faenas de explotación en las plantaciones, especialmente en las laderas de los frágiles suelos de la Cordillera de la Costa, son poco conocidas. Sin embargo, se

puede suponer que los manejos realizados durante la explotación están causando daños a los suelos y a la calidad de los cauces de agua, ya que las prácticas habituales son la tala rasa con la quema de residuos. Estas prácticas están acompañadas de una desprotección a los cauces de agua y de la ausencia de medidas de conservación para evitar las pérdidas excesivas de suelo. Carrasco (1988) ha observado problemas de erosión, especialmente en los suelos que tienen sobre un 30% de pendiente y donde la pluviometría supera los 1.200 mm anuales, debido a los métodos que se emplean, con quema de desechos, compactación del suelo y construcción de caminos forestales.

El presente estudio fue realizado en una plantación de *Pinus radiata*, establecida sobre suelos

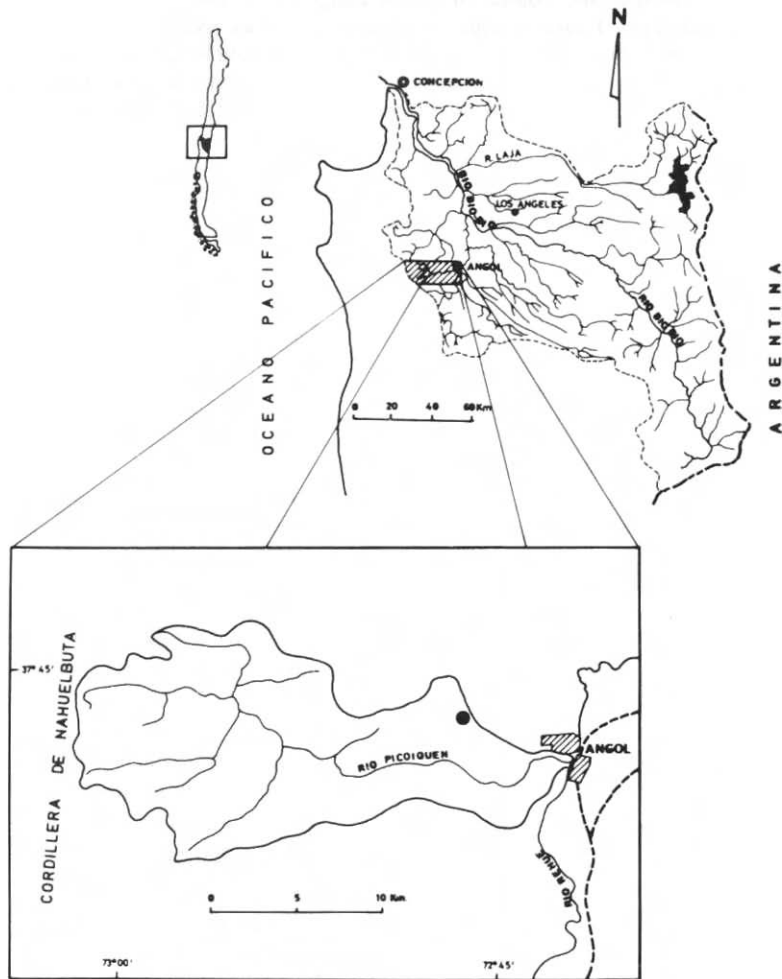


Figura 1. Mapa de localización de la cuenca del río Picoiquén. Sitio de las parcelas experimentales indicado por un círculo negro.

Location map of the Picoiquén river watershed. Experimental plots site indicated by a black circle.

metamórficos de la Cordillera de la Costa en la cuenca del río Bío-Bío, con los siguientes objetivos: 1) efectuar mediciones de pérdidas de suelo en parcelas sometidas a tala rasa y compararlas con parcelas no alteradas; 2) determinar factores locales para calibrar la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo, y 3) evaluar la confiabilidad de la ecuación U.S.L.E. como modelo predictor de pérdidas de suelo para las condiciones de manejo forestal.

AREA DE ESTUDIO

El estudio experimental se realizó en un sector de la cuenca del río Picoicúen (37°46' S, 72°46' O, 725 m s.n.m.), que constituye una unidad de drenaje dentro de la hoya del río Bío-Bío (Fig. 1). Esta es una cuenca de uso forestal y abastecedora de agua potable de la ciudad de Angol. Tiene un área de 222.0 km², fluctuando sus alturas entre 1.530 m y 71 m s.n.m. en la desembocadura con el río Rehue.

El suelo del sitio del ensayo posee una textura franco arenosa, con altos contenidos de grava (19.8%), arena (48.6%) y bajo contenido de arcillas (4.8%). El material parental corresponde a esquistos micáceos y pizarras, pertenecientes a la serie oriental del basamento metamórfico (Ferraris, 1981). La densidad aparente es relativamente baja en superficie (0.79 g/cm³) y alta en profundidad (1.81 g/cm³). La materia orgánica es alta en superficie (7.3%) y moderadamente baja en profundidad (2.1%). El pH es moderadamente ácido (5.2-5.5) en todo el perfil del suelo. La permeabilidad del perfil del suelo es de 16.5 mm/h, siendo mayor en superficie (24.3 mm/h) y menor en profundi-

dad (9.0 mm/h). La estructura del suelo corresponde a granular fina.

La zona de estudio está caracterizada por la presencia de una corta estación seca durante el verano y 4-5 meses fríos y húmedos durante el invierno (Devynck, 1970). Las precipitaciones durante el año 1991 fueron de 1.537 mm, de los cuales el 61% cayeron en el período de mayo-julio. La temperatura promedio anual fue de 11.3°C, siendo enero el mes más cálido con 19.9°C y julio el mes más frío con 6.4°C. La temperatura máxima absoluta se registró en febrero (28.8°C) y la mínima absoluta en agosto (-1.5°C).

Mayores detalles del área de estudio se encuentran en Oyarzún (1993).

METODOS

En una plantación de *Pinus radiata* de 17 años de edad, 24 m de altura y una densidad de 1.520 árboles/ha se realizó una explotación de tala rasa con laboreo de skidder en un área correspondiente a 1 ha durante el mes de mayo de 1991.

Se instalaron 6 parcelas experimentales, dos réplicas por tratamiento, que consideraban diferentes tipos de alteración del suelo. Ellas fueron: a) tala rasa, sin residuos y quemadas; b) tala rasa, con residuos, y c) control, no alteradas (cuadro 1). Durante el mes de abril de 1992 las dos parcelas disturbadas sin residuos se sometieron a una quema controlada y se les dejó una cierta cantidad de residuos quemados. Las parcelas se estandarizaron según tamaño (22x5 m) y pendiente (12%). Se instalaron aproximadamente en la mitad de la ladera y se delimitaron por bordes construidos con tabloncillos de madera.

CUADRO 1

Características y tipos de tratamientos realizados en las parcelas experimentales
Characteristics and treatments of the experimental plots

	Residuos (t/ha)	Area (m ²)	Tratamiento
Parcela R-15	53.7	110	Dos años con residuos.
Parcela AQ-16	10.7	110	1 ^{er} año sin residuos, sólo acículas. 2 ^o año quemada y con residuos.
Parcela AQ-17	15.1	110	1 ^{er} año sin residuos, sólo acículas. 2 ^o año quemada y con residuos.
Parcela R-18	21.1	110	Dos años con residuos.
Parcela C-19	—	110	Control, no alterada.
Parcela C-20	—	110	Control, no alterada.

En las parcelas se instalaron muestreadores Coshocton N-1 para recoger los sedimentos en suspensión, siguiéndose las indicaciones de Brakensiek *et al.* (1979) en su diseño y manejo. El muestreador Coshocton se construyó de manera que recogiera una muestra correspondiente a la centésima parte del escurrimiento total de agua de la parcela.

Los datos meteorológicos se obtuvieron de una estación automática modelo Adías, instalada a 500 m de las parcelas. La estación fue programada para que recogiera información de precipitaciones, radiación, temperatura, humedad y viento cada 10 minutos.

COLECTA Y ANALISIS DE SEDIMENTOS

Los sedimentos erodados de cada parcela se recolectaron durante los períodos comprendidos entre el 1 de junio-31 de diciembre de 1991 y entre el 1 de mayo-30 de agosto de 1992, con una frecuencia aproximada de una vez al mes.

Los sedimentos se recolectaron después de mezclar el sedimento y el agua acumulada en el depósito, obteniéndose una muestra de 1 litro de sedimento suspendido y recogiendo todo el suelo remanente acumulado en las estructuras. Previamente se registró el volumen total de agua. En el laboratorio, las muestras de sedimento suspendido se dejaron decantar durante varios días en probetas de 1 litro, luego se traspasaron a vasos de 100 ml, se secaron a 65°C durante 48 h aproximadamente y, en seguida, se pesaron en una balanza con precisión de 0.0001 g. Los sedimentos acumulados en las estructuras se secaron y pesaron en una balanza con precisión de 0.01 g.

El sedimento total se determinó multiplicando la concentración del sedimento suspendido (mg/L) por el volumen de agua medido. Se le aplicó el factor correspondiente de la fracción recogida y se le agregó el peso seco de los sedimentos de las estructuras. Se registró el peso de suelo erodado durante cada período de mediciones para cada parcela y se calculó la cantidad promedio de suelo erodado por tratamiento.

CARACTERISTICAS DEL MODELO U.S.L.E.

El método predictor de erosión del suelo más ampliamente usado es la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (U.S.L.E.), desarrollado bajo las condiciones de las regiones centro-este de U.S.A.

(Wischmeier y Smith, 1978). Con la U.S.L.E., las pérdidas de suelo son estimadas como un producto de 6 factores: $A = R K L S C P$, donde A son las pérdidas de suelo por unidad de área y tiempo, R es la erosividad de la lluvia, K es el factor erodabilidad del suelo, L y S son los factores largo y ángulo de la ladera, C es el factor cobertura o manejo y P es el factor práctica de control erosivo.

El factor R fue calculado según las indicaciones de Foster *et al.* (1981). El factor K fue calculado según los procedimientos de Wischmeier *et al.* (1971) y utilizando la ecuación que aparece en Loch y Rosewell (1992), para expresarlo en el sistema métrico S.I. Para calcular los factores L y S se utilizaron las ecuaciones modificadas de McCool *et al.* (1987, 1989) y para determinar el factor C se utilizó el procedimiento de Dissmeyer y Foster (1981).

Para calcular el factor de erodabilidad (K) se determinaron la granulometría, contenido de materia orgánica, estructura y permeabilidad del suelo. En el laboratorio se determinó la distribución granulométrica de las partículas del suelo, con tamizado en húmedo para la fracción grava-arena y con un contador de partículas Elzone para la fracción limo-arcilla (< 63 μ m). La materia orgánica, mediante oxidación química con una solución de peróxido de hidrógeno de 150 vol (Lewis, 1984). En terreno, se midió la permeabilidad del suelo con un permeámetro Guelph, mientras que la estructura se obtuvo por estimación directa. La clase de permeabilidad, según el código de la U.S.L.E., se determinó con la tabla que aparece en Trieste y Gifford (1980).

RESULTADOS Y DISCUSION

La figura 2 presenta valores mensuales de pérdidas de suelo, precipitaciones, intensidad máxima en 30 minutos y erosividad de la lluvia, durante los períodos junio-diciembre de 1991 y mayo-agosto de 1992. En el primer año de mediciones, las mayores tasas de erosión se produjeron durante los meses de junio y julio, siendo los valores más altos de 859, 570 y 11 kg/ha en las parcelas sin residuos, con residuos y control, respectivamente.

Durante el segundo año de mediciones, las pérdidas de suelo decrecieron incluso en los meses con lluvias de alta energía cinética. Las mayores tasas de erosión se presentaron en mayo, con va-

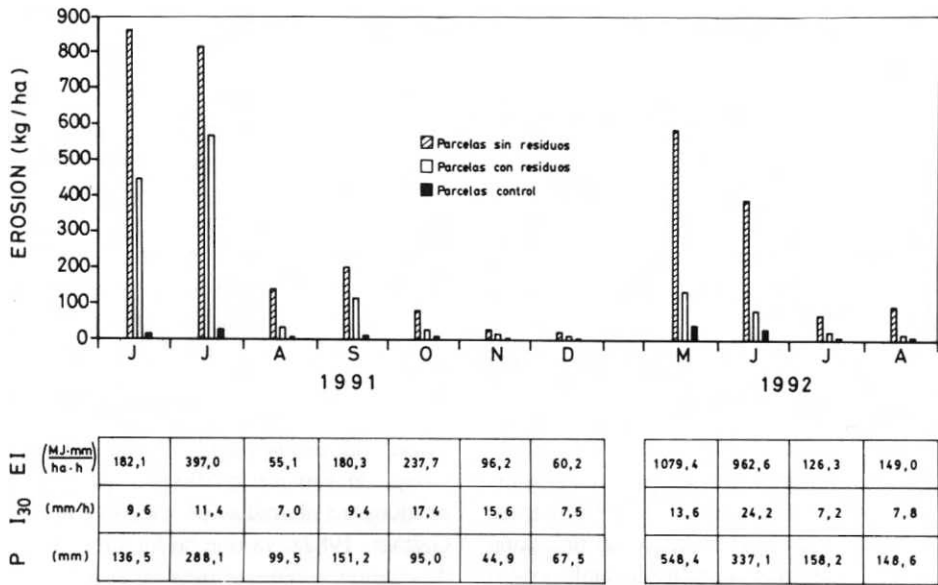


Figura 2. Pérdidas de suelo, precipitaciones, intensidad máxima en 30 minutos (I_{30}) y erosividad de la lluvia (EI). Datos promedio de dos réplicas por tratamiento. Soil loss, rainfall, maximum 30-minute intensity (I_{30}) and rainfall erosivity (EI). Average data of two replicas through treatment.

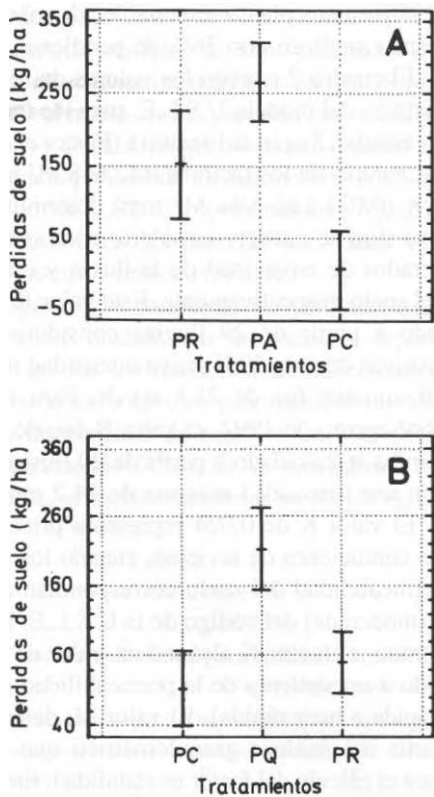


Figura 3. Valores medios de los tratamientos (A=1991, B=1992). Parcelas con residuos (PR), sin residuos/quemadas (PA/PQ) y control (PC). Mean values of treatments (A=1991, B=1992). Residues (PR), no residues/burned (PA/PQ) and control plots (PC).

lores de 623, 133 y 41 kg/ha en las parcelas quemadas, con residuos y control, respectivamente.

Estos resultados muestran el orden de magnitud de la erosión bajo los distintos tratamientos. El cociente de pérdidas de suelo entre las parcelas sin residuos y las control fue de 44:1 en 1991 y de 19:1 en 1992; mientras que entre las parcelas con residuos y las control fue de 25:1 y 3,4:1 en 1991 y 1992, respectivamente. Esto significó que para el primer período de mediciones los tres tratamientos fueron significativamente distintos ($p < 0.0000$), mientras que para el segundo año de mediciones las diferencias son menos significativas ($p < 0.0036$). Si se observan las medias de los tratamientos con sus bandas de confianza al 95% (Fig. 3), solamente las parcelas quemadas son diferentes de los otros dos tratamientos durante el segundo año.

Las medidas de protección del suelo después de la tala rasa, como es el tratamiento con residuos, redujeron las pérdidas en un 43% durante el primer año y 82% en el segundo año, con respecto al tratamiento sin protección. La efectividad de la cobertura en contacto con el suelo como un método de control de la erosión se debe al efecto directo en la reducción de la dispersabilidad de la lluvia y a los efectos indirectos sobre el transporte. Singer *et al.* (1981) encontraron que la dispersabilidad y el transporte se reducen linealmente cuando los

porcentajes de cobertura del suelo varían entre 0 y 96%.

La reducción de pérdidas de suelo o de sedimentos en suspensión durante el segundo año, después de una tala de árboles, ha sido atribuida a una rápida regeneración de la vegetación herbácea (Beasley, 1979; Beasley y Granillo, 1985; Beasley *et al.*, 1986, y Miller *et al.*, 1988). Este recubrimiento rápido del suelo con pastos y plantas herbáceas también fue observado en este estudio a comienzos de la estación de crecimiento, durante los dos períodos de mediciones, lo que redujo sustancialmente las pérdidas de suelo, pero sin llegar a los niveles de las parcelas control.

Un aspecto importante a considerar es que las mediciones de erosión se realizaron en pendientes de 12%, consideradas moderadas, y en una zona de baja sensibilidad a las pérdidas de suelo, como son las que corresponden a las áreas taladas propiamente tales. Se ha demostrado (Swanson y Dyrness, 1975; citado por Sidle y Hornbeck, 1991) que estas superficies contribuyen con porcentajes inferiores al 25% del volumen total de deslizamientos en cuencas manejadas. Diversos autores, como Megahan *et al.* (1991) y Rice y Lewis (1991), han afirmado que las pérdidas más importantes ocurren en pequeñas fracciones de las áreas explotadas debido a movimientos de masas.

Las pérdidas de suelo medidas en las parcelas sin residuos durante el período junio-diciembre 1991 son inferiores a las reportadas por Gayoso e Iroumé (1989), equivalentes a 5.16 t/ha año, medidas en el primer año siguiente a la corta a tala rasa, en pendientes de 30%, cerca de Valdivia. También son ligeramente inferiores a los datos de Alvarez (1989), que midió pérdidas de 3.51 t/ha en un tratamiento con desechos quemados, en suelos con pendientes de 37% en la Cordillera de la Costa, región del Bío-Bío.

Si los datos de este trabajo se comparan con los reportados por Heede y King (1990), en microcuencas con pendientes entre 15-30%, en que se realizaron operaciones de explotación con técnicas avanzadas y aplicando medidas de conservación, son muy superiores, ya que estos autores midieron pérdidas entre 8 y 41 kg/ha año, comparables a las que ocurren en sitios no alterados. Resultados similares han reportado Blackburn *et al.* (1986), en plantaciones de *Pinus echinata*, donde no encontraron diferencias significativas en las pérdidas de sedimentos de 33 kg/ha para una cuenca no alterada y 25 kg/ha en una cuenca ex-

plotada con tratamiento de residuos y otras medidas de conservación, durante el primer año postratamiento. Sin embargo, Beasley (1979) encontró pérdidas de sedimentos superiores a 12.000 kg/ha en una cuenca con *Pinus tadea*, explotada con técnicas similares, en pendientes de 30 a 50%, comparada con 600 kg/ha de una cuenca control. Estos resultados indican que pueden existir grandes diferencias de pérdidas de sedimentos en parcelas o cuencas sometidas a similares tratamientos, pero localizadas en diferentes lugares y con distintas pendientes.

La tasa de erosión anual de la plantación de *Pinus radiata* en estudio se encuentra dentro del rango de erosión geológica para cuencas con bosques no alterados (Patric, 1976; Buckhouse y Gaither, 1982), ya que se ha sugerido que la tasa de erosión geológica para áreas vegetacionales es comúnmente menor que 70 kg/ha año. Es similar al valor de 250 kg/ha año para una plantación con una densidad de 800 árboles/ha (Gayoso e Iroumé, 1989) y a los 77-126 kg/ha medidos por Endlicher (1988) en una plantación establecida sobre un suelo franco arcilloso con 36% de pendiente.

El cuadro 2 entrega los valores de los distintos factores del modelo U.S.L.E. para los tratamientos en estudio. Según la literatura (Foster *et al.*, 1981), los valores de los factores R (2.648 MJ mm/ha h a) y K (0.024 t ha h/ha MJ mm) determinados para este sitio se pueden considerar como valores moderados de erosividad de la lluvia y erodabilidad del suelo, respectivamente. Este valor R fue calculado a partir de 29 lluvias consideradas como erosivas durante 1991, cuya intensidad máxima en 30 minutos fue de 21.8 mm/h. Para el período abril-agosto de 1992, el valor R fue de 2.374 MJ mm/ha h, calculado a partir de 20 lluvias erosivas con una intensidad máxima de 24.2 mm/h.

El valor K de 0.024 representa principalmente las condiciones de invierno, cuando los valores de permeabilidad del suelo correspondían al número 3 (moderada) del código de la U.S.L.E. Durante el verano, el factor K alcanzó un valor de 0,017 debido a un aumento de la permeabilidad al rango 1 (rápida a muy rápida). El valor M, determinado a partir del análisis granulométrico que se utilizó para el cálculo del factor erodabilidad, fue de 4.036. Este valor moderado de erodabilidad del suelo está dado por el hecho de que el suelo posee una textura franco arenosa, niveles de materia orgánica relativamente altos y permeabilidad entre moderadamente lenta a rápida y muy rápida. Peña (1983)

ha obtenido un factor de erodabilidad de 0.011 t ha h/ha MJ mm en suelos franco limosos derivados de cenizas volcánicas en la precordillera de Ñuble, sometidos a barbecho continuo, y ha reportado que este valor es un 7.8% mayor que el valor K determinado experimentalmente.

Los factores C calculados para las parcelas alteradas representan valores inmediatamente después de la tala, porque luego sufrieron una fuerte disminución debido a que el porcentaje de suelo desnudo decreció en primavera por el crecimiento de la cubierta herbácea, hasta llegar a alcanzar valores de 0.006-0.008 a fines de diciembre, similares a las parcelas control. Después de la tala rasa, el porcentaje promedio de suelo desnudo en las parcelas sin residuos y con residuos fue de un 60 y 25%, respectivamente. Al final del primer año, las cubiertas se habían homogeneizado, presentando en promedio un 5% de suelo desnudo. En el caso de las parcelas control, el valor C de 0.001 se puede considerar estable, ya que no hubo cambios importantes en la cobertura del suelo a través del tiempo.

Los valores de pérdidas de suelo estimadas por la U.S.L.E. representaron 6.66 t/ha año, 3.38 t/ha año y 0.086 t/ha año en las parcelas sin residuos, con residuos y control, respectivamente (cuadro 2). Para el segundo período de mediciones, las pérdidas estimadas por la U.S.L.E. representaron 2.02, 0.37 y 0.084 t/ha año en las parcelas quemadas, con residuos y control, respectivamente.

En la figura 4 se comparan las pérdidas mensuales de suelo medidas en las parcelas experimentales con las estimaciones de la ecuación U.S.L.E. Se observa que, en promedio, el modelo sobrestima las pérdidas de suelo en un 41% (desviación estándar de 96%). Si se consideran los datos anuales, el modelo presenta un mejor ajuste

con los datos experimentales, ya que la ecuación predice en promedio un 22% más erosión que la real (desviación estándar de 26%). Esta relación es esperada ya que la ecuación fue diseñada para realizar estimaciones anuales de pérdidas de suelo. Estos datos son semejantes a los presentados por Aldrich y Slaughter (1983), que comparan parcelas con distintos manejos forestales en pendientes entre 9 y 18%, reportando una sobrestimación de la U.S.L.E. de 21% para datos anuales y 174% para lluvias individuales. Además, Hart (1984), en estudios de parcelas con cobertura vegetal y suelo arado, ha reportado que la U.S.L.E. sobrestima entre 81 y 279 veces las pérdidas de suelo en suelos secos y arados, con pendientes de 32% y entre 13 y 51% las pérdidas medidas en suelos húmedos con un 10% de pendiente, sugiriendo que la sobrestimación se debería parcialmente al valor de la pendiente en la ecuación. Esto ha sido comentado por McIsaac *et al.* (1987), que muestran que la U.S.L.E. tiende a sobrestimar el efecto de la pendiente en laderas con una longitud mayor de 4 m y entre 9 y 33% de pendiente. Sin embargo, experimentos locales en cultivos agrícolas (Peña, 1983) han mostrado excelentes relaciones entre mediciones experimentales y predicciones con este modelo.

Las diferencias también se pueden atribuir al hecho de que el factor erodabilidad K no considera la humedad del suelo, a pesar de que la humedad antecedente tiene un efecto importante sobre la erosión. También el factor K no refleja los cambios a corto plazo producidos en algunas características físicas del suelo, especialmente en sitios alterados. Además, se ha demostrado que la presencia de fragmentos rocosos en la superficie del suelo reduce las tasas de erosión y escurrimiento (Edwards *et al.*, 1984; McCormack *et al.*, 1984). Todos es-

CUADRO 2

Valores calculados para la ecuación universal de pérdidas de suelo, cuenca del río Picoiquén. Valores de A en t/ha año (año 1991).

Values calculated for the universal soil loss equation Picoiquén river watershed. A values in t/ha yr (1991)

Tratamientos	R	K	LS	C	A
Sin residuos	2.648	0.024	1.49	0.100 *	6.66
Con residuos	2.648	0.024	1.49	0.047 *	3.38
Control	2.648	0.024	1.49	0.001	0.086

* Valores al inicio del experimento (junio 1991).

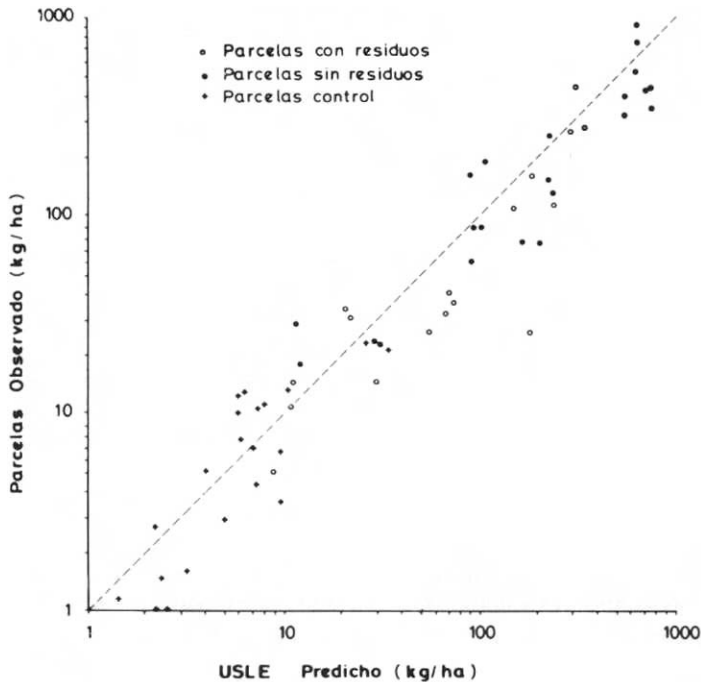


Figura 4.

Figura 4. Comparación entre las pérdidas mensuales de suelo medidas en las parcelas experimentales y las estimadas por el modelo U.S.L.E.

Monthly erosion measured with experimental plots compared to erosion predicted with U.S.L.E.

tos factores pueden llevar a diferencias significativas entre las tasas de erosión y las estimaciones con la U.S.L.E.

Se realizaron proyecciones de pérdidas de suelo con el modelo U.S.L.E., empleando los valores calculados de los factores R, K y C. Las pérdidas predichas, para parcelas sin tratamiento de residuos, en laderas de 25% de pendiente y con longitudes de 50, 100 y 150 m, fueron de 21, 36 y 49 t/ha año. Si se emplean altas densidades de residuos, la reducción en las pérdidas de suelo es considerable, ya que en promedio se logran reducciones de 6.5 veces con respecto al tratamiento sin protección. En las parcelas control, el aumento de las pérdidas de suelo con el incremento de la pendiente y longitud de la ladera no es significativo, ya que ellas se mantienen dentro de los rangos considerados como erosión geológica para las condiciones de esta cuenca.

Las ecuaciones que consideran el efecto del ángulo de la ladera en la U.S.L.E. están basadas en parcelas experimentales con pendientes de hasta 33%. Para pendientes mayores que 33%, el suelo puede ser transportado por mecanismos distin-

tos a los de la erosión laminar o canalizada (McIsaac *et al.*, 1987), por lo que las pérdidas de suelo pueden ser subestimadas.

A pesar de los defectos inherentes al modelo U.S.L.E. (provenientes del hecho de que representa una ecuación empírica y, por lo tanto, las estimaciones serán mejores para condiciones similares a las cuales se originó, es decir, suelos agrícolas de texturas medias con laderas de longitud inferior a 122 m y pendientes entre 3 y 18%), su aplicación presenta ciertas ventajas ya que representa una tecnología sencilla y fácil de utilizar, sirviendo de herramienta para la gestión y planificación del uso del suelo. El nuevo modelo RUSLE -USLE revisado- permitirá estimaciones más precisas de pérdidas de suelo, ya que se ha desarrollado un factor de erodabilidad K que varía estacionalmente, nuevos algoritmos para largo y pendiente de laderas, la capacidad de calcular factores LS para laderas con diferentes formas y un nuevo factor para calcular el término manejo C con subfactores que representan cobertura, dosel y rugosidad (Renard *et al.*, 1991).

CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos en el presente estudio se pueden extraer las siguientes conclusiones:

1. Las pérdidas de suelo que se producen cuando una plantación de *Pinus radiata*, establecida en suelos franco arenosos con pendiente de 12%, es sometida a una tala rasa y no se realizan prácticas de conservación, son significativamente mayores a las pérdidas que sufren parcelas con tratamiento de residuos o parcelas no alteradas.

2. Las predicciones de pérdidas de suelo realizadas con el modelo U.S.L.E. sobrestimaron en 22% la erosión anual medida en las parcelas experimentales y un 41% al considerar las lluvias mensuales.

3. Las proyecciones con la ecuación U.S.L.E. a laderas de mayor longitud y pendiente entregan tasas de erosión considerablemente mayores que las medidas en parcelas con pendiente de 12%. En el caso de laderas sometidas a tala rasa y sin protección de residuos, con una pendiente de 25% y longitudes de 50, 100 y 150 m, las pérdidas de suelo estimadas pueden llegar a 21, 36 y 49 t/ha año para las condiciones del primer año postratamiento.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó en el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, de la Universidad de Concepción, y contó con financiamiento otorgado por la Cooperación Italiana (D.G.C.S. del M.A.E.).

BIBLIOGRAFIA

- ALDRICH, J.W. y C.W. SLAUGHTER. 1983. Soil erosion on subarctic slopes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38(2): 115-118.
- ALVAREZ, F. 1989. *Evaluación de erosión producida por actividades forestales productivas: II etapa. Unidad manejo, desarrollo y estudios forestales*. Programa manejo de cuencas VIII Región. Corporación Nacional Forestal, 30 pp.
- BEASLEY, R.S. 1979. "Intensive site preparation and sediment losses on steep watersheds in the Gulf Coastal Plain", *Soil Science Society of America Journal* 43: 412-417.
- BEASLEY, R.S. y A.B. GRANILLO. 1985. "Soil protection by natural vegetation on clearcut forest land in Arkansas", *Journal of Soil and Water Conservation* 40(4): 379-382.
- BEASLEY, R.S., A.B. GRANILLO y V. ZILLMER. 1986. Sediment losses from forest management: Mechanical versus chemical site preparation after clearcutting. *Journal of Environmental Quality* 15: 413-416.
- BLACKBURN, W.H., J.C. WOOD y M.G. DEHAVEN. 1986. "Storm flow and sediment losses from site-prepared forestland in East Texas", *Water Resources Research* 22(5): 776-784.
- BRACKENSIEK, D.L., H.B. OSBORN y W.J. RAWLS. 1979. *Field manual for research in agricultural hydrology*. Agriculture Handbook 224, US Department of Agriculture, 550 pp.
- BUCKHOUSE, J.C. y R.E. GAITHER. 1982. "Potential sediment production within vegetative communities in Oregon's Blue Mountains", *Journal of Soil and Water Conservation* 37(2): 120-122.
- CARRASCO, P. 1988. Problemas de manejo de la cuenca del río Bío-Bío. En: *Programa cuenca del Bío-Bío, Tomo II: Uso, manejo y desarrollo de la hoya hidrográfica del río Bío-Bío*. (Murcia, ed.) pp. 41-46.
- CORPORACION NACIONAL FORESTAL. 1992. *Plantaciones forestales VIII Región 1991*. Detec. VIII Región Unidad Técnica de Estudios y Análisis. Concepción.
- DEVYNCK J.L. 1970. *Contribución al estudio de la circulación atmosférica en Chile y el clima de la región del Bío-Bío*. Depto. de Geofísica, Universidad de Concepción, 164 pp.
- DISSMEYER, G.E. y G.R. FOSTER. 1981. "Estimating the cover-management factor (C) in the universal soil loss equation for forest conditions", *Journal of Soil and Water Conservation* 36(4): 235-240.
- EDWARDS, W.M., P.F. GERMANN, L.B. OWENS y C.A. ANERMAN. 1984. Watershed studies of factors influencing infiltration, runoff, and erosion on stony and non-stony soils. En: NICHOLS, J.D. (ed.). *Erosion and productivity of soils containing rock fragments*. Soil Science Society of America, pp. 45-54.
- ENDLICHER, W. 1988. "El problema de la erosión del suelo en la Cordillera de la Costa de la Octava Región", *Revista de Geografía Norte Grande* 15: 11-27.
- FERRARIS, F. 1981. Hoja Los Angeles-Angol, Región del Bío-Bío, Escala 1:250.000. Mapas geológicos preliminares de Chile N° 5. Instituto de Investigaciones Geológicas, 26 pp.
- FOSTER, G.R., D.K. McCOOL, K.G. RENARD y W.C. MOLDENHAUER. 1981. "Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units". *Journal of Soil and Water Conservation* 36(6): 355-359.
- GAYOSO, J. y A. IROUME. 1989. "Daño en suelos forestales asociado a faenas de maderero", *Medio Ambiente* 10(1): 70-79.
- HAJEK, E.R., P. GROSS y G.A. ESPINOZA. 1990. *Problemas ambientales de Chile*. Volumen I. Agencia Internacional para el Desarrollo y Pontificia Universidad Católica de Chile, 206 pp.
- HART, G.E. 1984. "Erosion from simulated rainfall on mountain rangeland in Utah", *Journal of Soil and Water Conservation* 39(5): 330-334.
- HEEDE, B.H. y R. M. KING. 1990. "State-of-the-art timber harvest in an Arizona mixed conifer forest has minimal effect on overland flow and erosion", *Journal des Sciences Hydrologiques* 35(6): 623-635.
- LEWIS, D.W. 1984. *Practical sedimentology*. Hutchinson Ross Publishing Company, Stroudsburg, Pennsylvania, 229 pp.
- LOCH, R.J. y C.J. ROSEWELL. 1992. "Laboratory methods for measurement of soil erodibilities (K factors) for the universal soil loss equation", *Australian Journal of Soil Research* 30: 233-248.
- McCOOL D K., L.C. BROWN, G.R. FOSTER, C.K. MUTCHLER y L.D. MEYER. 1987. "Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation", *TRANSACTIONS of the ASAE* 30(5): 1387-1396.
- McCOOL, D.K., G.R. FOSTER, C.K. MUTCHLER y L.D.

- MEYER. 1989. "Revised slope length factor for the universal soil loss equation", *TRANSACTIONS of the ASAE* 32(5): 1571-1576.
- McCORMACK, D.E., K.K. YOUNG y G.M. DARBY. 1984. Rock fragments and the K factors of the Universal Soil Loss Equation. En: Nichols, J.D. (ed.). *Erosion and productivity of soils containing rock fragments*. Soil Science Society of America, pp. 73-82.
- McISAAC, G.F., J.K. MITCHELL y M.C. HIRSCHI. 1987. "Slope steepness effects on soil loss from disturbed lands", *TRANSACTIONS of the ASAE* 30(4): 1005-1013.
- MEGAHAN, W.F., S.B. MONSEN y M. WILSON. 1991. "Probability of sediment yields from surface erosion on granitic roadfills in Idaho", *Journal of Environmental Quality* 20(1): 53-60.
- MILLER, E.L., R.S. BEASLEY y E.R. LAWSON. 1988. "Forest harvest and site preparation effects on erosion and sedimentation in the Ouachita Mountains", *Journal of Environmental Quality* 17 : 219-225.
- OYARZUN, C. 1993. *Estimación de los procesos de erosión hídrica en un ambiente montañoso de la cuenca del río Bio-Bío (IX Región, Chile)*. Tesis Doctorado en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, 150 pp.
- PATRIC J.H. 1976. "Soil erosion in the eastern forest", *Journal of Forestry* 74: 671-676.
- PEÑA, L. 1983. "Determinación de los factores R, K y C de una ecuación de predicción de erosión para la precordillera de la VIII región. Estudio preliminar", *Agricultura Técnica* 43(2): 151-158.
- RENARD, K.G., G.R. FOSTER, G.A. WEESIES y J.P. PORTER. 1991. "RUSLE - Revised universal soil loss equation", *Journal of Soil and Water Conservation* 46(1): 30-33.
- RICE, R.M. y J. LEWIS. 1991. "Estimating erosion risks associated with logging and forest roads in northwestern California", *Water Resources Bulletin* 27(5): 809-817.
- SIDLE, R.C. y J.W. HORNBECK. 1991. "Cumulative effects: A broader approach to water quality research", *Journal of Soil and Water Conservation* 46(4): 268-271.
- SINGER, M.J., Y. MATSUDA y J. BLACKARD. 1981. "Effect of mulch rate on soil loss by raindrop splash", *Soil Science Society of America Journal* 45: 107-110.
- TRIESTE, D.J. y G.F. GIFFORD. 1980. "Applications of the universal soil loss equation to rangelands on a per-storm basis", *Journal of Range Management* 33(1): 66-70.
- WISCHMEIER, W.H., C.B. JOHNSON y B.V. CROSS. 1971. "A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites", *Journal of Soil and Water Conservation* 26(5): 189-193.
- WISCHMEIER W.H. y D.D. SMITH. 1978. *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning*. USDA, SEA/AR, Agriculture Handbook 537. United States Department of Agriculture, Washington D.C., 158 pp.