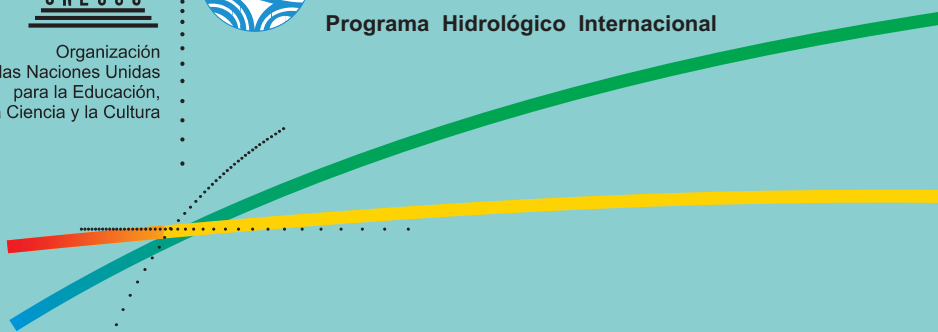




Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura



Programa Hidrológico Internacional



Procesos de erosión - sedimentación en cauces y cuencas

Volumen 1

Editores:

José Daniel Brea
Francisco Balocchi

phi-LAC

Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO para América Latina y el Caribe

PHI-VII / Documento Técnico N° 22





Organización
de las Naciones Unidas
para la Educación,
la Ciencia y la Cultura



Programa Hidrológico Internacional

Procesos de erosión - sedimentación en cauces y cuencas

Volumen 1

PHI-VII / Documento Técnico N° 22

Editores:

José Daniel Brea
Francisco Balocchi



Publicado en el 2010 por el Programa Hidrológico Internacional (PHI) de la Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO)

ISBN 978-92-9089-152-9 Documento Técnico N° 22: Procesos de erosión – sedimentación en cauces y cuencas

© UNESCO 2010

Las denominaciones que se emplean en esta publicación y la presentación de los datos que en ella figura no suponen por parte de la UNESCO la adopción de postura alguna en lo que se refiere al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, no en cuanto a sus fronteras o límites. Las ideas y opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no representan, necesariamente, el punto de vista de la UNESCO.

Se autoriza la reproducción, a condición de que la fuente se mencione en forma apropiada, y se envíe copia a la dirección abajo citada. Este documento debe citarse como:

UNESCO, 2010. Procesos de erosión – sedimentación en cauces y cuencas. Daniel Brea, Francisco Balocchi
Documentos Técnicos del PHI-LAC, N° 22

Dentro del límite de la disponibilidad, copias gratuitas de esta publicación pueden ser solicitadas a:

Programa Hidrológico Internacional para
América Latina y el Caribe (PHI-LAC)
Oficina Regional de Ciencia para América
Latina y el Caribe
UNESCO
Dr. Luis P. Piera 1992, 2º piso
11200 Montevideo, Uruguay
Tel.: + 598 2 413 2075
Fax: + 598 2 413 2094
E-mail: phi@unesco.org.uy
<http://www.unesco.org/phi>

Facultad de Ciencias Forestales
Universidad de Talca
Avenida Lircay S/N
Talca, Chile
Tel.: 56 71 200 442 / 200 440
Fax: 56 71 200 455 / 428
<http://www.cienciasforestales.cl>

Agradecimientos:

Dirección de Comunicaciones Universidad de Talca, 2010.

ÍNDICE

	Páginas
PRÓLOGO	7
CAPÍTULO I FACTORES QUE AFECTAN LA EROSIÓN Y LA SEDIMENTACIÓN	9
1. Introducción	9
2. Variables influyentes en la Tasa de Erosión	9
2.1. Clima	9
i. Índices de erodabilidad de una tormenta	10
2.2. Vegetación	11
2.3. Hojarasca	14
2.4. Tipo de suelo	15
2.5. Topografía	16
2.6. Velocidad del flujo	17
2.7. Uso de la tierra	18
CAPÍTULO II APLICACIÓN DE LA USLE EN PRESENCIA DE INCERTIDUMBRE: CONSECUENCIAS Y MITIGACIÓN	22
1. Introducción	22
2. Objetivos	23
3. Marco Metodológico	23
3.1. La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo	23
3.2. Estimación de la variabilidad espacial y temporal de los factores de la USLE	25
3.3. Estimación de la incertidumbre en la predicción de la erosión	27
3.4. Probabilidad de falla y confiabilidad del sistema	28
3.4.1. Ejemplo de aplicación	29
4. Resultados y Discusión	32
5. Conclusiones	35
CAPÍTULO III METODOLOGÍAS DE MEDICIÓN DE LA EROSIÓN Y SEDIMENTACIÓN	36
1. Introducción	36
2. Diseños Experimentales	36
3. Métodos de Estimación de la Erosión	38
3.1. Medición de la erosión de impacto	38
3.2. Medición de la erosión laminar	38
i. Parcelas de erosión	38
ii. Colectores de Germalch	40
iii. Mallas de limo	41
iv. Dendrocronología	42
v. Clavos de erosión (erosion pins)	42
vi. Puentes de erosión (erosion bridges)	43
vii. Isótopos radioactivos	44
3.3. Medición de erosión en riles y cárcavas	44
3.4. Medición de la erosión y la sedimentación a nivel de cuencas hidrográficas	45
3.5. Medición de la erosión eólica	47
3.6. Experimentos de laboratorio	47
3.7. Modelación de la erosión	50
CAPÍTULO IV GENERACIÓN Y TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EN CUENCAS DE RÍOS DE MONTAÑA	52
1. Introducción	52
2. Estimación de la Producción de Sedimentos por Erosión Superficial	53
2.1. Aplicación a la región Noroeste Argentino (NOA)	54
3. Modelo Morfológico para Ríos de Montaña	58

3.2. Descripción casos de estudio en Argentina	63
4. Anexo	68
4.1. Modelo para estimar la evolución morfológica	68
CAPITULO V AFORO DE SEDIMENTOS	75
1. Introducción	75
2. Muestreadores	75
2.1. Transporte en suspensión	75
a. Muestreadores instantáneos	76
b. Muestreadores integrales	77
b.1. Muestreadores integrales de punto	77
b.1.1. De la serie US – P	77
b.1.2. Del tipo simplista	79
b.2. Muestreadores integrales de profundidad	81
c. Muestreadores integrales de registro continuo	82
2.2. Arrastre de Fondo	82
i. Mediciones directas	83
a.1 Muestras o trampas	83
a.2 Muestreadores de sedimento	83
a.2.1. De canasta	83
a.2.2. De paneles	86
a.2.3. De foso a cárcava	87
a.2.4. De la serie US BM	87
ii. Mediciones indirectas	88
b.1. Muestreadores convencionales	88
b.2. Muestreador tipo sonoro	89
b.3. Rastreo del lecho	89
2.3. Transporte total	90
a. A partir del material puesto en suspensión por turbulencia	90
a.1. En pequeños canales	90
a.2. Instalando vertedores	90
a.3. De la adición del transporte de sedimento en suspensión medido y el de fondo obtenido analíticamente	90
a.4. A partir del sedimento depositado en un contenedor	90
a.5. A partir de levantamientos batimétricos	91
a.6. A partir de trazadores	91
CAPÍTULO VI ESTIMACIÓN DE EROSIÓN POR PARCELAS DE CLAVOS	92
1. Introducción	92
2. Características del Método	93
i. Erosión media y sedimentación media	94
ii. Erosión neta	94
iii. Suelo movilizado	94
3. Metodología de Cálculo	95
3.1. Dimensiones de las parcelas	96
3.2. Ejemplo práctico	98
3.2.1. Resultados y desarrollo del ejercicio práctico	99
CAPÍTULO VII DISEÑO Y EVALUACIÓN DE UN SIMULADOR DE LLUVIA PARA LA ESTIMACIÓN <i>IN SITU</i> DE PARÁMETROS HIDROLÓGICOS INVOLUCRADOS EN LOS PROCESOS DE EROSIÓN HÍDRICA	100
1. Introducción	100
2. Diseño y Construcción de un Simulador de Lluvia	102
2.1. Caracterización de los aspersores	102
2.2. Construcción del simulador de lluvia	102
2.3. Evaluación del simulador de lluvia en terreno	104
2.4. Determinación de la escorrentía	105
3. Resultados y Discusión	106
3.1. Caracterización de los aspersores	106
3.2. Evaluación del simulador en condiciones de terreno	107
i. Demanda de agua	108
ii. Rugosidad del terreno	109

iii. Dificultad de la pendiente	109
3.3. Determinación de la escorrentía	109
4. Conclusiones	111
CAPÍTULO VIII LA RESTAURACIÓN HIDROLÓGICO FORESTAL, COMO HERRAMIENTA DE DISMINUCIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS	113
1. Introducción	113
1.1. El origen de la Restauración Hidrológico Forestal	115
1.2. El desarrollo de grandes modelos	117
1.3. Situación actual	118
2. Objetivos de la Restauración Hidrológico Forestal	122
3. Planificación de la Restauración de la Cuenca Hidrográfica	125
3.1. Principios generales	125
3.2. El proyecto de ingeniería	125
3.3. La ordenación agro-hidrológica de la cuenca	126
3.4. Planificación de las actividades en la Restauración Hidrológico Forestal	127
3.5. Actividades complementarias	127
3.6. Otras actividades para conseguir una total ordenación agro-hidrológica de la cuenca	128
4. Consideraciones Finales: Perspectivas Actuales	130
REFERENCIAS	133

PRÓLOGO

La cooperación entre especialistas de una región del mundo, en temáticas de ingeniería hidrológica, se torna difícil en muchas ocasiones, derivado de las dificultades que provoca la distancia física entre ellos, de las reales oportunidades de cooperación existentes y finalmente de la real intención de establecer nexos eficaces que puedan superar las dificultades de establecer tales nexos.

La UNESCO, a través del Programa Hidrológico Internacional, ha llevado a cabo una estrategia eficiente de cooperación científica y tecnológica en torno al agua, posibilitando el conocimiento y contacto entre países y expertos, y generando con ello redes de trabajo que se fundan en el respeto científico y técnico entre personas. Esta fórmula, que ha sido aplicada en diversas regiones del mundo, ha posibilitado la aparición y creación de sinergias de todo tipo, que en conjunto con las actuaciones técnicas de cada país, ha posibilitado el incremento de capacidades a nivel local, de país y de regiones.

En este marco, la Iniciativa Internacional de Sedimentos, por sus siglas en inglés, ISI, fue lanzada como una de las más importantes actividades de la fase 2002-2008 del Programa Hidrológico Internacional de UNESCO. Ello, porque el Consejo Intergubernamental advirtió entre otras cosas que los procesos de erosión y sedimentación y la gestión de cuencas en sistemas fluviales y cuerpos de agua, son crecientemente importantes en todas partes del mundo y que asimismo, tales procesos poseen relevancia desde un punto de vista socioeconómico y ambiental.

Por otra parte, se estima que en las próximas décadas más del 50% de la capacidad de almacenamiento de los reservorios de agua del mundo, puede verse reducida como producto de los procesos de sedimentación y, por tanto, las prácticas de gestión de los sedimentos deberían ser mejoradas. En este marco, la misión del Programa ISI de UNESCO, es entendida como una herramienta que suma una nueva dimensión a los esfuerzos por alcanzar una gestión eficiente de los sedimentos, en el contexto de un desarrollo sustentable de los recursos hídricos a una escala global.

En función de lo anterior, la coordinación regional ISI/LAC, con el apoyo de la Universidad de Talca de Chile y el Centro del Agua para las Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe, CAZALAC, de UNESCO, han coordinado los esfuerzos de científicos y profesionales de Argentina, Brasil, Chile, España, Estados Unidos y México. Así, debo agradecer la generosidad de los investigadores de estos países, que ha permitido poner a disposición de las personas interesadas en la temática de erosión y sedimentación, este documento que pretende entregar pautas de actuación para la evaluación y corrección de los fenómenos erosivos, así como para la cuantificación de sedimentos, esperando que éste se constituya en el primer documento de una serie, que debe ser constante en su producción en el tiempo. Ello, porque se asume y es deseable, que estas instancias de cooperación se mantengan en tiempo y espacio y permitan que los ingenieros y técnicos de la región encuentren en estos documentos, elementos de trabajo que les sean favorables para un mejor desempeño profesional.

En el mismo contexto, debo agradecer el aporte generoso de CAZALAC, que ha permitido financiar gran parte de la publicación de este libro y, hago particular ese agradecimiento, en la persona de su Director, el Sr. Guido Soto Álvarez, quien nuevamente no ha dudado en otorgar su apoyo a una iniciativa de ISI en América Latina y el Caribe.

Finalmente, felicito al ingeniero Daniel Brea del Instituto Nacional del Agua, de Argentina, y al ingeniero Francisco Balocchi, de la Universidad de Talca, de Chile, quienes hicieron el trabajo de edición de este documento, en un tiempo menor a dos meses, lo que habla del compromiso de ellos con la red ISI/LAC y con el objetivo de aumentar las capacidades de actuación técnica y de gestión de los sedimentos en la región de América Latina y el Caribe.

**Dr. Roberto Pizarro Tapia, Ing. For.
Coordinador Regional Red ISI/LAC de Unesco
América Latina y el Caribe**

Pablo A. García-Chevesich, Ph. D.¹

(1) The University of Arizona. Department of Agricultural and Biosystems Engineering. International Erosion Control Association.

1. Introducción

Los factores que afectan la erosión y la sedimentación están en función del tipo de erosión en cuestión. Sin embargo, como regla general, se puede decir que la erosión que ocurrirá en un suelo específico va a depender directamente de ciertas variables, las cuales se enumeran a continuación (Morgan, 2005):

- Clima
- Vegetación
- Hojarasca
- Tipo de suelo
- Topografía
- Velocidad del flujo
- Uso de la tierra

En este capítulo se detallará cada una de las variables anteriormente mencionadas, profundizando su influencia en las tasas de erosión esperadas.

2. Variables Influyentes en la Tasa de Erosión

2.1. Clima

La variable climática más importante es la *lluvia*, debido a su fuerte influencia en ciertos procesos de erosión hídrica (erosión de impacto, riles, cárcavas, etc.) (Morgan, 2005). Sin embargo, no todas las tormentas son iguales, por lo que existen algunas más erosivas que otras. Variables como cantidad de agua caída (mm) e intensidad de la tormenta (mm/hr), son las que determinan la erodabilidad del evento. Así, en una tormenta cuya intensidad es relativamente baja, las tasas de infiltración no serán superadas, por lo que no se producirá escurrimiento superficial, soslayando el proceso de erosión laminar, así como la formación de riles y cárcavas. Además, dicha tormenta no producirá erosión de impacto relevante, pues el tamaño de sus gotas no contará con suficiente energía cinética como para desprender las partículas de suelo superficial desnudo. Por otro lado, una tormenta intensa, no sólo presenta un alto potencial de erosión de impacto, sino que también genera escorrentía superficial, dando lugar a los procesos erosivos anteriormente mencionados (García-Chevesich, 2008).

La duración de la tormenta, así como la distribución temporal de su intensidad, también son factores preponderantes en las tasas de erosión producidas. Una tormenta de larga duración provocará la contribución hídrica de toda la cuenca, aumentando los caudales en los cursos de agua y generando más escurrimiento superficial. Además, tormentas cuya intensidad máxima ocurre en su etapa final, cuando los suelos se encuentran ya saturados,

también producirán una mayor cantidad de escurrimiento superficial. Esto sugiere que las condiciones iniciales de humedad en el suelo, es decir, el tiempo transcurrido desde la última tormenta, también es una variable influyente en las tasas de erosión hídrica para un suelo dado (Fournier, 1972; García-Chevesich, 2008).

La temperatura de las gotas de agua producidas por la tormenta también influye en las tasas esperadas de erosión y sedimentación. Una tormenta cuyas gotas se encuentran a temperaturas bajas, infiltrarán el suelo a tasas muchos menores, produciéndose escurrimiento superficial con más facilidad (Slack *et al.*, 1996). En otras palabras, la erosión producida en tormentas de invierno supera las tasas de pérdida de suelo en una tormenta de verano de igual duración e intensidad.

Pese a que la intensidad de la tormenta se encuentra en directa relación con la erosión y sedimentación producida, son las de intensidad intermedia las que, en el largo plazo, producen la mayor cantidad de pérdida de suelo (Morgan, 2005), debido a una combinación entre período de retorno y erosión unitaria (Tabla 1).

Máxima agua caída en 5 minutos (mm/hr)	Número de tormentas	Erosión por tormenta (t/ha)	Erosión total (t/ha)
0 - 25.4	40	3.7	148.0
25.5 - 50.8	61	6.0	366.0
50.9 - 76.2	40	11.8	472.0
76.3 - 101.6	19	11.4	216.6
101.7 - 127.0	13	34.2	444.6
127.1 - 152.4	4	36.3	145.2
151.5 - 177.8	5	38.7	193.5
177.9 - 254.0	1	47.9	47.9

Tabla 1. Relación entre intensidad de tormentas y erosión producida en Zanesville, Ohio (Adoptado de Fournier, 1972).

El clima también juega un rol preponderante en los procesos de *erosión eólica*, pues el desprendimiento de las partículas ocurrirá sólo si el suelo se encuentra seco. Por ende, sólo regiones de climas áridos y semiáridos son susceptibles a erosión por causa del viento, lo que no significa que existan algunas excepciones en otros tipos de clima.

Como es de suponerse, el clima también influye en el movimiento de tierra por acción del *hielo* y la *gravedad*, detallados en otras secciones de este documento.

i. Índices de erodabilidad de una tormenta

La medida más adecuada para la comparación de la erodabilidad entre tormentas es la generación de un índice, determinado en base a la energía cinética del evento (Morgan, 2005). De este modo, la erosibilidad de una tormenta está en función de su duración e intensidad, así como el agua caída y la velocidad y diámetro de las gotas de lluvia. Se ha comprobado que el tamaño de las gotas está relacionado con la intensidad de la tormenta, aumentando su D_{50} a medida que la intensidad se incrementa (Laws y Parsons, 1943), relación que se mantiene hasta intensidades no superiores a los 100 mm/hr (Hudson, 1963). A intensidades mayores, el diámetro medio de la gota disminuye con el aumento de la intensidad de la lluvia, debido a la inestabilidad producida por las turbulencias sobre las grandes gotas. Sin embargo, sobre los 200 mm/hr el diámetro medio de las gotas vuelve a aumentar con la intensidad de la tormenta (Carter *et al.*, 1974). Debe tenerse en cuenta que lo anteriormente expuesto no es una regla

general, pues la realidad es que tanto el tamaño de la gota, como su distribución espacio-temporal varían de acuerdo a la ubicación geográfica (Kinnell, 1981; McIsaac, 1990). Sin embargo, es posible relacionar, en forma general, la intensidad de una tormenta con la energía cinética producida por ésta. Debido a la alta variabilidad geográfica de las características precipitacionales, muchas ecuaciones han sido desarrolladas, relacionando la intensidad de las tormentas con la energía cinética producida. Sin embargo, la ecuación elaborada por Wishmeier y Smith (1958) ha sido una de las más utilizadas, describiéndose a continuación, mediante la Ecuación 1:

$$EC = 0,0119 + 0,0873 (\log_{10} I) \quad (1)$$

Donde EC es la energía cinética (MJ/ha-mm) producida por la tormenta e I es la intensidad de la lluvia (mm/hr). Pese a lo anterior, la Ecuación (2), propuesta por Van Dijk *et al.* (2002), representa la última versión de la relación entre EC e I, como fórmula universal.

Puesto que la intensidad en una tormenta no es constante, se debe efectuar una subdivisión de acuerdo a la variación temporal de la intensidad, para luego sumar y calcular su energía cinética total.

$$EC = 0,283 (1 - 0,52e^{-0,042I}) \quad (2)$$

2.2. Vegetación

La vegetación actúa como cubierta protectora, estableciéndose como un *buffer* entre el suelo y la atmósfera (Morgan, 2005). Como regla general, la efectividad de la vegetación para reducir la erosión de impacto depende directamente de la altura y continuidad de la copa de los árboles, así como la densidad de la cobertura superficial (pastos, hierbas y arbustos). Estudios demuestran que las hojas *lobuladas*, típicas de especies arbóreas latifoliadas, forman gotas cuyo diámetro dobla el de las gotas de lluvia (Brandt, 1989). Además, se dice que a siete metros de altura de copa, las gotas que impactan el suelo lo hacen a una velocidad equivalente al 90% de su velocidad máxima, lo cual indica que a mayor altura de copa, mayor erosión se produce (Figura 1). En otras palabras, si bien las copas de los árboles interceptan la lluvia, éstas no reducen la energía cinética de las gotas de agua. Como resultado, las tasas de erosión de impacto bajo las copas de los árboles pueden ser hasta tres veces mayores que las producidas en suelos desnudos que reciben precipitación directa (García-Chevesich, 2008).

Sin embargo, los componentes aéreos (ramas y hojas) de algunas especies arbóreas son más efectivos en cuanto a la absorción de la energía cinética contenida en las gotas de agua, así como la disminución del escurrimiento superficial y la velocidad del viento. Especies frondosas, de ramas horizontales y copas relativamente bajas, son consideradas las más efectivas contra la erosión de impacto. En cuanto al tipo de hoja, las *acículas* de especies pináceas (en inglés *needles*) tienen la capacidad de desintegrar las gotas de lluvia, minimizando el potencial erosivo de éstas, mientras que otro tipo de hojas (palmadas, lobuladas, etc.) actúan como microcuencas, formando gotas de mayor tamaño, dando lugar a los efectos erosivos ya descritos (Figura 1). Del mismo modo, las gotas se concentran en áreas focalizadas, excediéndose las tasas de infiltración y dando lugar al indeseado escurrimiento superficial (Morgan, 2005). Además, las cortezas lisas generan mayores volúmenes de escurrimiento fustal, mientras que una corteza *rugosa* va a retener una mayor cantidad de agua de lluvia, por lo que menor será el escurrimiento superficial.



Figura 1. Las copas de los árboles no reducen la energía cinética de las gotas de agua. En la imagen, tomada en Pennsylvania por Sidney Schwartz, se aprecian raíces expuestas debido a la erosión de impacto producida bajo árboles de copas altas.

La presencia de una *cobertura vegetal* no solo protege el suelo contra la erosión de impacto, sino que también brinda rugosidad al terreno por el que el flujo superficial viaja, reduciendo su velocidad y, por ende, su poder erosivo (Morgan, 2005). Dicha rugosidad se expresa comúnmente en términos del *coeficiente de Manning*, el cual representa la suma de la rugosidad de la superficie del suelo, la microtopografía y la cobertura vegetal. La altura de la vegetación y la profundidad del flujo superficial juegan un rol preponderante en la erodabilidad del caudal. Como regla general, mientras más densa y homogénea sea la cubierta vegetal, mayor es su efectividad en la disminución de la erosión laminar (García-Chevesich, 2008).

La presencia de una cubierta vegetal también reduce, significativamente, la velocidad del viento, mediante la adición de rugosidad a la superficie edáfica (Morgan, 2005). Esto se traduce en que el viento a ras de suelo no cuenta con energía suficiente como para desprender y transportar las partículas, gracias a la presencia de las plantas.

Los componentes subterráneos (raíces) de especies herbáceas, arbustivas y arbóreas constituyen una variable indispensable en cuanto al control de la erosión y la sedimentación, pues mantienen el suelo en su lugar (Figura 2). Se ha demostrado que la presencia de raíces profundas ayuda a prevenir movimiento de masas en laderas, principalmente porque dichas masas se encuentran “ancladas” a la tierra gracias a las raíces de los árboles (Figura 3). Además, las raíces superficiales finas ayudan a sujetar el suelo, formando un conglomerado firme y difícil de romper, incluso con un reducido número de raicillas y suelos de baja cohesividad (Morgan, 2005).



Figura 2. Las raíces de los árboles mantienen las partículas de suelo en su lugar. Imagen tomada por Pablo García-Chevesich en las cercanías de Lebanon, New Hampshire.

Por estas razones, el establecimiento de plantas es la forma más efectiva de controlar la erosión y la sedimentación, pues una vez ocurrido esto, las tasas de pérdida de suelo disminuyen significativamente. En este sentido, Coppin y Richards (1990) determinaron una relación entre la cobertura vegetal y las tasas de erosión relativas (Figura 4), llegando a la conclusión de que mientras más cobertura vegetal, menor es la erosión esperada.

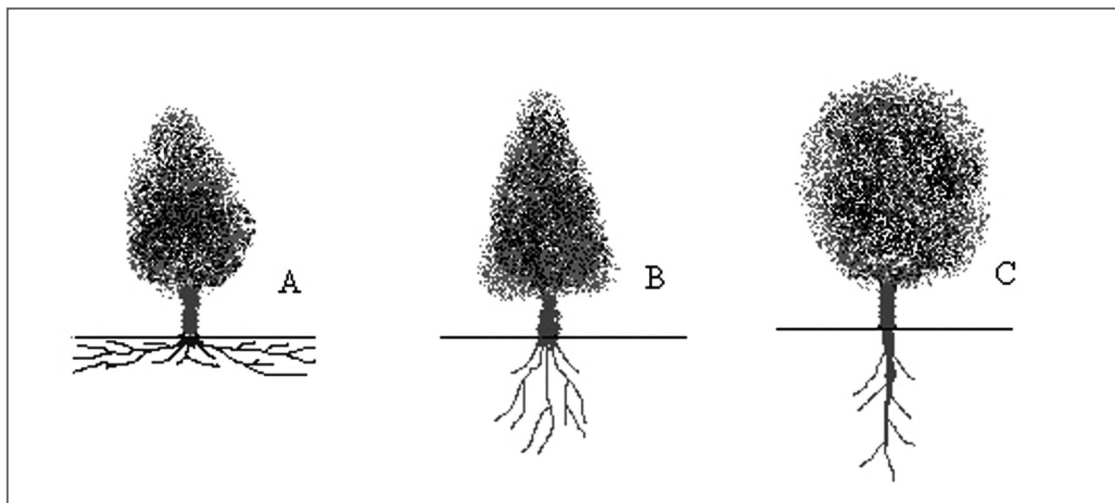


Figura 3. Las raíces de las plantas ayudan a sostener el suelo en su lugar, siendo las raíces superficiales (A) las más adecuadas para controlar la erosión hídrica y eólica. Por otro lado, las raíces más profundas (B y C) ayudan a prevenir movimientos de masas en pendientes (Adoptado de García-Chevesich, 2008).

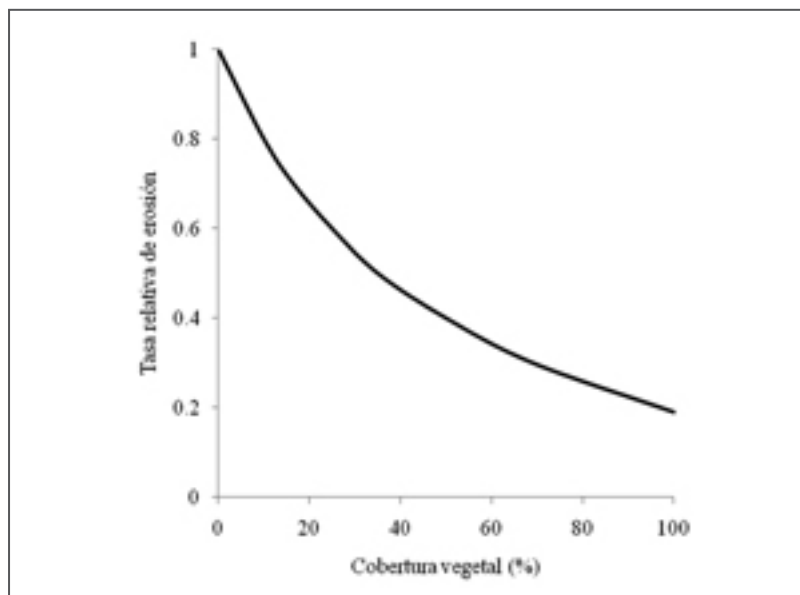


Figura 4. Efecto de la cobertura vegetal en las tasas de erosión relativa (Adoptado de Coppin and Richards, 1990).

2.3. Hojarasca

En ambientes boscosos o similares, los cuales no han sido, significativamente, alterados por el hombre, las capas superficiales de suelo se encuentran cubiertas por una *hojarasca* (Figura 5), compuesta, principalmente por hojas y ramas provenientes de la masa arbórea. Básicamente, la hojarasca está formada por tres capas: (1) L (del inglés *litter*), constituida por material vegetal no descompuesto; (2) D (*duff*), en donde el material vegetal se encuentra parcialmente descompuesto; y (3) H (*humus*), la capa más importante, pues es la que posee los nutrientes en un estado disponible para las plantas, en la cual la descomposición del material vegetal es total (Brady y Weil, 2000).

Al igual que la cobertura vegetal, la hojarasca también protege el suelo contra la erosión de impacto, impidiendo que la gota de lluvia golpee directamente la superficie del suelo. Por otro lado, la hojarasca disminuye la velocidad del flujo superficial, debido al aumento en la rugosidad por la que éste viaja (García-Chevesich, 2008).



Figura 5. La presencia de hojarasca es fundamental para controlar la erosión, pues protege el suelo contra el impacto de las gotas de lluvia. Además, la hojarasca reduce la velocidad del escurrimiento superficial y disminuye la evaporación del agua infiltrada. Fotografía tomada por Pablo García-Chevesich en Pennsylvania.

Además de incorporar materia orgánica al suelo, la hojarasca reduce significativamente la evaporación de la humedad en el suelo (García-Chevesich, 2005), lo que se traduce en mejores posibilidades de establecimiento de especies vegetales, las cuales disminuyen aún más la erosión y la sedimentación.

2.4. Tipo de suelo

No todos los suelos son iguales en términos de su resistencia a la erosión. La erosibilidad de un suelo en particular está en función de variables como textura, contenido de materia orgánica, estructura y permeabilidad (Morgan, 2005). La *textura* de un suelo es importante para definir su nivel de erodabilidad, pues no todas las clases texturales se erosionan con la misma facilidad. La velocidad límite de un flujo de agua, para la cual se desprenderá una partícula de tamaño dado, se ilustra en la Figura 7. Es interesante darse cuenta que son las partículas medianas las que más fácilmente se erosionan. Si bien las partículas más finas son más livianas, éstas poseen una mayor superficie de contacto entre ellas y, por lo tanto, una mayor cohesividad, lo que las hace más resistentes a la erosión. Por otro lado, las partículas más gruesas son más pesadas, lo que también aumenta su resistencia a la erosión. Sin embargo, las partículas medianas (0,1 a 1 mm) no poseen cohesividad ni peso relevantes, por lo que son éstas las más erosionables. Por esta razón, se dice que la variable decisiva, en términos de la erosión con respecto a la textura del suelo, es el *porcentaje de limo*, pues dicha clase textural se encuentra entre las clases arcilla y arena, siguiendo el mismo principio antes descrito. Es muy probable que el lector se percate del descalce entre las clases diamétricas de la Figura 7 y sus correspondientes clases texturales. No obstante, se debe tener en cuenta que las escalas utilizadas para definir arena, limo y arcilla varían internacionalmente, resaltando las escalas estadounidense, rusa, francesa, británica y alemana, entre otras (Morris y Fan, 1997).

La *materia orgánica* puede mejorar casi todas las propiedades del suelo, pues la presencia de ésta aumenta la aireación e infiltración, así como la *cohesividad* interparticular. Además, la materia orgánica facilita el crecimiento vegetacional mediante la adición de nutrientes en el suelo. Por estas razones, el contenido de materia orgánica de un suelo dado es una variable relevante en términos de su resistencia a la erosión y, por ende, la producción de sedimentos (García-Chevesich, 2008).

La *estructura y permeabilidad* de un suelo también juegan un rol preponderante en la determinación de la erosibilidad, debido a su influencia en la cohesividad de las partículas y la infiltración del agua entre los conglomerados en cuestión. No olvidemos que la capacidad de infiltración de un suelo está en directa relación con la generación de escurrimiento superficial, responsable de la erosión laminar y otros procesos de erosión hídrica. Los suelos sin estructura definida, así como los suelos de estructura granular, por lo general poseen una alta capacidad de infiltración, es decir que son menos susceptibles a la erosión laminar. Por otro lado, los suelos de estructura masiva y plateada son más fáciles de erosionar, pues poseen tasas de infiltración menores (García-Chevesich, 2008).

Determinando las cuatro variables descritas con anterioridad (porcentaje de limo, porcentaje de materia orgánica, estructura y permeabilidad), se puede estimar un *índice de erosibilidad* para un suelo dado (Foster *et al.*, 1981), por medio de la siguiente ecuación:

$$K = \frac{2,1 \cdot 10^{-4} (12 - \% \text{ OM}) M^{1,14} + 3,25 (S_1 - 2) + 2,5 (P_1 - 3)}{100} \quad (3)$$

Donde OM es el porcentaje de materia orgánica; S1 es un índice de estructura: Granular muy fina (1), Granular fina (2), Granular gruesa (3), bloque-laminar-masiva (4); P1 es un índice de permeabilidad: Rápida (1), Moderada a rápida (2), Moderada (3), Lenta a moderada (4), Lenta (5) y muy lenta (6); $M = (\%MS + \%VFS) \cdot (100 - \%CL)$. La variable %MS representa el porcentaje de partículas entre 0,002 y 0,05 mm (supuestamente, limo). Del mismo modo, %VFS se refiere a arena muy fina (0,05 – 0,1 mm) y %CL, partículas menores que 0,002 mm de diámetro (arcillas). El término K representa la erodabilidad del suelo, expresada en unidades de Mg/ha por ha-hr/MJ-mm. Los valores de K se encuentran entre 0 (suelo no erosionable) y 1 (suelo muy erosionable).

2.5. Topografía

La topografía es una variable muy importante al momento de predecir la erosión y sedimentación en un sitio dado. Factores como inclinación y largo de la pendiente determinan la cantidad y velocidad del escurrimiento superficial que se generarán producto de una tormenta dada. La distancia horizontal en la que viaja una partícula de suelo desprendida por el impacto de una gota de lluvia, está en directa relación con la inclinación de la pendiente. Por otro lado, la longitud de la pendiente influye en la profundidad y, por ende, el poder erosivo del flujo superficial que se genere, siendo estas variables mayores en las secciones más bajas de la ladera, debido a una mayor área de contribución (Morgan, 2005; Brooks *et al.*, 2003; García-Chevesich, 2008).

La forma de la pendiente también influye en las tasas de erosión, pues éstas cambian a medida que varía la inclinación del terreno (Terrence *et al.*, 2002). En la Figura 6 se ilustran situaciones hipotéticas para las cuales existen variaciones en las tasas de erosión y

deposición, a lo largo de una pendiente dada. En dicha Figura, la pendiente #3 se presenta muy inclinada en su sección alta, por lo que se espera mucha erosión (debido al aumento de la velocidad del flujo superficial). Sin embargo, en su parte baja es casi plana, lo que disminuirá la velocidad de la escorrentía superficial, tomando lugar la deposición de sedimentos.

2.6. Velocidad del flujo

La velocidad del caudal influye fuertemente en la erosión hídrica. Se sabe que la velocidad mínima para desprender y transportar una partícula de suelo está en función del diámetro de ésta. Sin embargo, una vez que la partícula ha sido desprendida, se necesitará menos energía para que ésta siga en movimiento. Así, Hjulstrom (1935) determinó la velocidad mínima requerida para el desprendimiento (erosión), transporte y deposición de partículas de suelo, según su diámetro, relación que se ilustra en la Figura 7. Nótese que se necesitan mayores velocidades para el desprendimiento de una partícula dada. Sin embargo, ésta será transportada en forma de suspensión, sólo si la velocidad del caudal es alta o, en su defecto, si la partícula posee un diámetro reducido. De lo contrario, dicha partícula será depositada en un corto lapso.

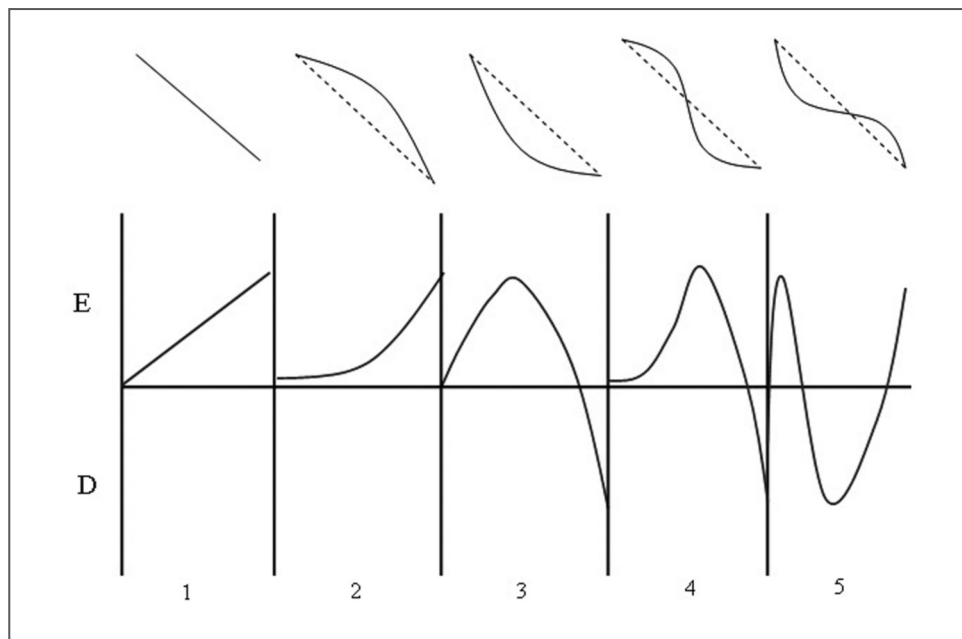


Figura 6. Variaciones en las tasas de erosión (E) y deposición (D), según cambios topográficos a lo largo de una pendiente (Adoptado de Terrence *et al.*, 2002).

La velocidad del caudal, en conjunto con las otras variables vistas en este capítulo, explican la distribución de sedimentos a lo largo de los cursos de agua, según donde uno se encuentre. Por lo general, los ríos de montaña están compuestos por grandes bloques de piedra redondeada (por la acción del impacto generado entre éstos) y aguas muy claras, pues la velocidad del caudal es tal que todas las partículas finas ya han sido transportadas río abajo (Figura 8, izquierda).

Por otro lado, los ríos de valle y los que desembocan en el mar poseen fondos compuestos por sedimentos finos, que se han ido depositando debido a la reducida inclinación del terreno, la cual disminuye la velocidad del caudal (Figura 8, derecha).

2.7. Uso de la tierra

Pese a lo expuesto en este capítulo, la realidad actual hace que las características de las concentraciones de sedimento en los ríos dependan, casi exclusivamente, de las actividades humanas (manejo de la tierra) a nivel de cuencas hidrográficas (García-Chevesich, 2008). El uso de la tierra es lejos el factor más importante dentro del conjunto de los factores que afectan la erosión y la sedimentación. Durante los últimos años se ha construido y urbanizado más terrenos que la suma de todas las áreas urbanas de los siglos anteriores (Terrence *et al.*, 2002). Los sitios en construcción representan la actividad humana más devastadora, en términos erosivos, debido a la agresividad espacial y temporal asociada a éstos (Figura 9).

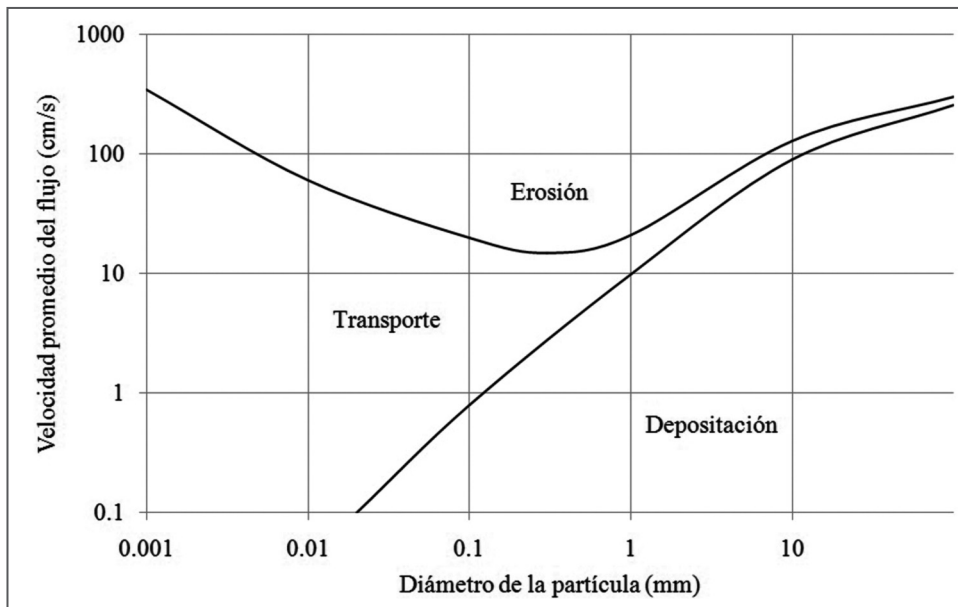


Figura 7. Diagrama de Hjulstrom, el cual indica la velocidad mínima requerida para desprender, transportar o depositar partículas de suelo, según su diámetro, para flujos de agua (Adoptado de Hjulstrom, 1935).



Figura 8. Por lo general, las altas pendientes hacen que los ríos y arroyos de montaña estén constituidos por aguas cristalinas y la ausencia de sedimentos finos en el fondo de los cursos de agua. A la izquierda se ilustra un estero de la región de Tatras, Polonia, cortesía de Andrzej Wrotniak (www.wrotniak.net). Por esta razón, las diferencias naturales entre la concentración de sedimentos en aguas de ríos de montaña y valle se deben principalmente a variaciones en la pendiente de los terrenos en que se encuentran. La imagen de la derecha muestra una vista aérea de la desembocadura del río Pájaro, en California, gentileza de Gregory Morris (www.gmaeng.com).

Por esta razón, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) ha establecido estrictas regulaciones en cuanto al control de la erosión y la generación de sedimentos, las cuales se aplican a gran parte (97,5%) del rubro de la construcción. Cualquier individuo en los Estados Unidos que modifique el suelo en más de un acre, debe elaborar un Plan de Prevención de la Contaminación de Aguas Lluvia (SWPPP), en conjunto con las agencias locales correspondientes, con el fin de minimizar la sedimentación de los ríos y evitar millonarias multas.



Figura 9. Los sitios de construcción son los más dañinos en términos de pérdida de suelo. En la fotografía se puede apreciar una excesiva sedimentación, producto de una urbanización ocurrida cerca de Birmingham, Colorado. Gentileza de Nelson Brooke, Black Warrior Riverkeeper.

Actividades forestales como la tala rasa, raleos y construcción de caminos, entre otras, representan una enorme alteración en el ciclo hidrológico, lo que se traduce en una disminución de la interceptación de copa y la capacidad de infiltración de los suelos, debido al uso de maquinaria pesada. Dichos disturbios generan gran cantidad de erosión y sedimentación.

Actividades del rubro agropecuario también provocan un daño permanente a los suelos, lo que se traduce en erosión y sedimentación. El sobrepastoreo no sólo disminuye la cubierta vegetal protectora de los suelos, sino que también compacta el suelo, produciendo más escurrimiento superficial y dando paso a distintos procesos erosivos (Figura 10). Por lo general, las prácticas agrícolas exponen el suelo al impacto de las gotas de lluvia, sumándose la erosión hídrica provocada por los canales de regadío (Figura 11).

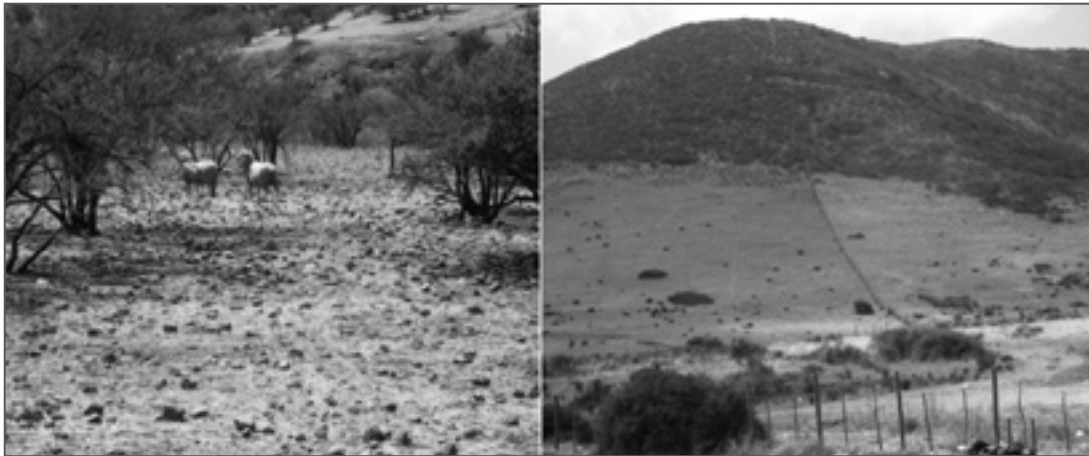


Figura 10. El sobrepastoreo es una práctica muy común en países no desarrollados, lo cual representa el pasaje sin regreso a la desertificación. En la foto de la izquierda se aprecian evidencias notables de erosión laminar provocada por un indiscriminado pastoreo, donde han quedado sólo las partículas de mayor tamaño en las cercanías de La Ligua, Chile. En la imagen de la derecha, tomada al norte de Santiago, Chile, se pueden apreciar las diferencias en cobertura vegetal para áreas con y sin animales. Fotografías tomadas por Pablo García-Chevesich.



Figura 11. Vista aérea de la conjunción entre el río Mississippi y el sedimentado río Root en el Estado de Minnesota. Los sedimentos se produjeron gracias a actividades agrícolas. Imagen tomada por John Sullivan (Wisconsin Department of Natural Resources), cortesía de Gyles Randall, profesor de la Universidad de Minnesota.

Otro factor importante dentro de las actividades humanas es la minería, sobre todo cuando se practica en zonas con climas lluviosos. Dentro de la minería, los relaves representan el mayor problema, pues éstos están compuestos no sólo por sedimentos, sino también por elementos tóxicos producidos en el proceso de extracción de minerales. Esta situación hace muy difícil el establecimiento de vegetales, debido a la alta toxicidad de dicho sustrato. La *fitorremediación* es la práctica más común para controlar erosión en relaves, impidiendo el avance de sedimentos tóxicos a sectores más bajos de las cuencas en que se encuentren las actividades mineras.

Por último, los incendios forestales y algunas quemadas controladas alteran fuertemente el ciclo hidrológico de las cuencas, disminuyendo la interceptación, exponiendo el suelo y

creando muchas veces una capa hidrofóbica, la cual elimina la infiltración e incrementa el escurrimiento superficial, causando cuantiosos daños en los sectores más bajos.

En la Figura 12 se expone una vista panorámica de un severo incendio que quemó varios cientos de hectáreas de *Pinus ponderosa* en Arizona. Dicho incendio ocasionó muchos problemas erosivos en los canales que drenan la cuenca, ilustrándose un ejemplo en la Figura 13.



Figura 12. Los incendios forestales dejan la superficie del suelo expuesta a la erosión hídrica. En la imagen, una vista panorámica del incendio Rattle Snake que ardió en 1994, quemando una gran porción de las montañas Chiricahuas en Arizona, provocando diversos aluviones río abajo. Fotografía tomada por Pablo García-Chevesich.



Figura 13. Erosión severa ocurrida en Cave Creek, Arizona, producto del incendio forestal Rattle Snake, ocurrido en los sectores altos de las montañas Chiricahua. Fotografía tomada por Pablo García-Chevesich.

Henrique M. Leite Chaves¹

(1) Universidad de Brasília-UnB, Brasília-DF, Brasil.

1. Introducción

La Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE), desarrollada en los años 70 por Wischmeier y Smith (1978), es largamente utilizada en el mundo, incluso en los trópicos. La USLE, que calcula la pérdida de suelo promedio anual en laderas bajo usos y manejos de suelo específicos, es una ecuación estocástica, dado por el producto de seis factores independientes.

Su buena precisión en la estimación de la pérdida de suelo promedio anual, como su sencillez de aplicación y la relativa disponibilidad de datos en distintas regiones, permiten una utilización prácticamente universal (González del Tánago, 1991; Chaves, 1996).

En bases promedios anuales, la eficiencia predictiva de pérdida de suelo de la USLE a nivel vertiente es mejor que la de otros modelos más complejos y, sus coeficientes de eficiencia varían de 0,75 (Risse *et al.*, 1993) a 0,80 (Tiwari *et al.*, 2000).

A pesar de su relativa robustez predictiva, la USLE es muchas veces mal utilizada en los trópicos, generando predicciones incorrectas. Los principales problemas de utilización de la ecuación son: (i) aplicación en situaciones donde sus factores no pueden ser determinados de datos con razonable precisión; (ii) aplicación de la ecuación en cuencas complejas utilizando los promedios de longitud e inclinación de laderas y valores promedios de K y C; (iii) utilización indiscriminada de los factores C y P sin considerar las limitaciones de longitud de laderas; y (iv) utilización de la ecuación en situaciones donde hay cárcavas y/o depositación de sedimentos (Wischmeier, 1976).

Como en cualquier modelo, las limitaciones predictivas de la USLE se deben a su estructura, o *incertidumbre de conocimiento* (Wischmeier, 1976), y a las incertidumbres resultantes de errores de estimación de sus factores, o *variabilidad estocástica*, debido a la variabilidad del ambiente natural (McIntosh *et al.*, 1994). Esta última puede ser dividida en variabilidad temporal y variabilidad espacial (Hession *et al.*, 1996).

El efecto de la variabilidad espacial de los factores de la USLE, que son aleatorios (Hession *et al.*, 1996), y su impacto en la incertidumbre de la predicción de pérdida de suelo fue examinada por algunos autores. Rogowski *et al.* (1985) verificaron que, en un área minera de 150 ha con un *grid* de 25m, el coeficiente de variación de los factores K, L y S fue de 6%, 12% y 19%, respectivamente. Para la pérdida de suelo, los autores obtuvieron un coeficiente de variación de 57%, indicando una significativa propagación de incertidumbre en la ecuación.

Analizando la estructura espacial de la variancia, Rogowski *et al.* (1985) obtuvieron un alcance geoestadístico (la distancia necesaria para la estabilización de la variancia) de 800

500 m, 400 m, y 400 m para los factores L, S, K de la USLE y para la pérdida de suelo, respectivamente.

En otro estudio sobre la variabilidad espacial de la erodibilidad de la USLE, donde K fue obtenido a partir de propiedades físico-químicas del suelo, Wang *et al.* (2001) encontraron un coeficiente de variación de 27,5%. En términos de la variación del porcentaje de cobertura del suelo y de la biomasa vegetal, ambos relacionados al factor C de la USLE, algunos estudios indican que el alcance geo-estadístico varía de 10 a 150 m (Reichert *et al.*, 2008; Jaynes y Colvin, 1997).

La correlación entre el tamaño de la celda (*grid*) del mapa y la pérdida de suelo calculada por la USLE en una micro-cuenca norteamericana fue estudiada por Wu *et al.* (2005). Estos autores concluyeron que el factor LS de la ecuación y la pérdida de suelo disminuye exponencialmente con el aumento de la celda utilizada, siendo que la pérdida de suelo promedio con celdas de 10 m es dos veces más grande usando una de 200 m.

Hession *et al.* (1996) examinaron la propagación de incertidumbre de los factores de la USLE hasta la variable dependiente (A) utilizando el método de Monte Carlo. Estos autores concluyeron que mientras la pérdida de suelo promedio en la vertiente era de $7,5 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, con límites de confianza del 90% de probabilidad de $1,8 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (inferior) y $17,4 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (superior), indicaron una significativa propagación de incertidumbre en la predicción de la erosión con la ecuación.

De la misma forma en que la pérdida de suelo es una variable aleatoria, la tolerancia a la erosión, que es el límite máximo que un suelo puede ser erosionado sin degradación permanente (Bertoni y Lombardi Neto, 1990), es también aleatoria, con un valor esperado y una desviación estándar. Este hecho tiene importantes implicancias agronómicas, ambientales y políticas, requiriendo la incorporación de las incertidumbres en el diseño y planeamiento de conservación de suelos (Mclsaac, 1990).

2. Objetivos

Los objetivos del presente trabajo fueron estimar la variabilidad espacial y temporal de los factores de la USLE en una situación típica de aplicación de la ecuación en los trópicos y, calcular la incertidumbre resultante en la predicción de la pérdida de suelo. Además, se buscó estimar la probabilidad de ocurrir una degradación permanente en el terreno, cuando la pérdida de suelo es menor que la tolerancia a la erosión y, demostrar la utilidad del análisis de confiabilidad de sistemas como una herramienta fundamental en el planeamiento y gestión de la conservación.

3. Marco Metodológico

La metodología consistió en la aplicación de la USLE en un terreno relativamente homogéneo en la zona agrícola del Distrito Federal (Brasil), a partir de datos locales. En este capítulo son presentados el modelo de pérdida de suelo, la descripción del área de aplicación y la metodología de análisis de incertidumbre y de confiabilidad de sistemas.

3.1. La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo

La Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE), utilizada en este trabajo, fue desarrollada para la estimación de la pérdida de suelo a largo plazo en áreas específicas de terreno, bajo condiciones específicas de cultivos y prácticas de manejo (Wischmeier, 1984). La

pérdida de suelo promedio anual por área unitaria es dada por la ecuación (Wischmeier y Smith, 1978):

$$A = R K L S C P \quad (1)$$

donde: A = pérdida de suelo promedio anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
R = erodabilidad de la lluvia y escorrentía ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$)
K = erodibilidad del suelo ($t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)
L = factor de longitud de vertiente (adimensional)
S = factor de gradiente de la vertiente (adimensional)
C = factor de uso y manejo del suelo (adimensional)
P = factor de prácticas conservacionistas (adimensional)

La erodabilidad de la lluvia (R) fue calculada utilizando una ecuación del tipo Fournier, desarrollada para la región de estudio, utilizando datos de precipitación mensual y anual. Este tipo de ecuación permite la utilización de datos de pluviómetros locales, de una estación ubicada a 4 km del terreno analizado, disminuyendo el potencial de error en la estimación de R. La ecuación utilizada para la estimación de la erodabilidad fue (Val *et al.*, 1986; Silva, 2004):

$$R = 125,59 \sum (M_i^2 / P_a)^{0,603} \quad (2)$$

donde: R = erodabilidad anual de la lluvia y escorrentía ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$);
Mi = precipitación mensual (mm);
Pa = precipitación anual (mm).

La erodibilidad del suelo fue calculada por una ecuación de regresión desarrollada para la región central de Brasil, utilizando información de textura del suelo. Esto fue necesario pues no habían datos experimentales de erodibilidad para todos los suelos del terreno. La ecuación de K desarrollada por Wischmeier y Smith (1978) tampoco fue utilizada, pues esta tiende a sobrestimar la erodibilidad de suelos tropicales (Dangler *et al.*, 1976). Por tanto, la ecuación usada para la estimación de la erodibilidad de los suelos del terreno fue (Chaves, 1996):

$$K = 0,00043 (AF + SIL) / CO + 0,000437 AR + 0,000863 SIL \quad (3)$$

donde: K = erodibilidad del suelo ($t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$);
AF = % de arena fina en el horizonte A del suelo;
SIL = % de limo del horizonte A del suelo;
CO = % de carbono orgánico del horizonte A del suelo;
AR = % de arena total del suelo.

Si el perfil topográfico de la vertiente es uniforme y sin áreas de depositación, la erodibilidad promedio del terreno es el promedio ponderado usando las respectivas áreas (Wischmeier y Smith, 1978), o sea:

$$K_m = (K_1 A_1 + K_2 A_2 + \dots + K_n A_n) / A_t \quad (4)$$

donde: Ki = erodibilidad del suelo i;
Ai = área del suelo i;
At = área total del terreno.

El factor de longitud de la vertiente, L, fue calculado de acuerdo con la siguiente ecuación (Wischmeier y Smith, 1978):

$$L = (1 / 22,1)^m \quad (5)$$

donde: L = longitud de la vertiente, definida como el punto de inicio de la escorrentía hasta el punto donde inicia la deposición de sedimento (m)
m = exponente proporcional al gradiente de la vertiente (0,1 – 0,5).

El factor de gradiente de la vertiente, S, fue calculado de acuerdo con la ecuación (Wischmeier y Smith, 1978):

$$S = 0,00654 s^2 + 0,0456^S + 0,065 \quad (6)$$

donde: s = gradiente promedio de la vertiente (%).

Si la vertiente es cóncava, convexa o compleja, el producto de los factores L y S debe ser corregido por la subdivisión de la vertiente en segmentos de gradientes uniformes (Wischmeier y Smith, 1978), no siendo el caso de la vertiente estudiada.

El factor C de la USLE es definido como la razón entre la pérdida de suelo en las condiciones específicas del terreno con suelo desnudo y con labranza bajo la pendiente (Wischmeier y Smith, 1978). En los trópicos, este factor, que varía de 0 a 1, no puede ser obtenido directamente del manual AH-537, una vez que C depende de la distribución erosiva de la lluvia y de los tipos y manejo de cultivos, que en los trópicos son generalmente distintos de aquellos de regiones templadas. Por eso, el valor de C fue obtenido del estudio de Dedecek *et al.*, (1986), realizado en un centro experimental ubicado a 10 km del terreno analizado.

El factor P (0-1), por su vez, es definido como la razón entre la pérdida de suelo bajo una práctica de manejo específica, y aquella bajo labranza ladera abajo (Wischmeier, 1976). El valor de P fue obtenido directamente del manual AH-537 de la USLE (Wischmeier y Smith, 1978), en función del tipo de labranza utilizado.

3.2. Estimación de la variabilidad espacial y temporal de los factores de la USLE

Como los factores de la USLE varían espacial y temporalmente aún en un terreno homogéneo (Hession *et al.*, 1996), siendo, consecuentemente, variables aleatorias, se buscó estimar no solo los valores esperados de los factores de la ecuación (1), sino también su variabilidad espacial y temporal, en términos de su desviación estándar.

Considerando que los alcances geo-estadísticos de las variables y factores de la USLE son muy inferiores a las principales dimensiones del terreno estudiado (1.150 m de ancho y 860 m de largo), se supuso que sus varianzas son independientes de la escala, permitiendo la utilización de la estadística tradicional (Kitanidis, 1992).

Por tanto, fueron obtenidos los valores esperados (promedios) y la desviación estándar de cada uno de los factores de la USLE para el terreno. El valor esperado y la desviación estándar de una variable X son dados por las siguientes ecuaciones (Haan, 1994):

$$E[X] = \frac{\sum_i X_i}{n} \quad (7)$$

$$s[X] = \sqrt{\frac{\sum_i (X_i - E[X])^2}{n - 1}} \quad (8)$$

$$V[X] = \frac{s[X]}{E[X]} \quad (9)$$

donde: $E(X)$ = valor esperado de la variable X

$s(X)$ = desviación estándar de X

X_i = valor de una observación de X

n = número de observaciones de X

$V(X)$ = coeficiente de variación de X

Los estadísticos (7), (8) y (9) fueron calculados para cada una de las variables y factores de la USLE en el terreno en estudio. En el caso del factor R , estos fueron relativos a la distribución temporal de la erodabilidad de la lluvia, obtenida de una serie de datos de precipitación mensual de 37 años.

En el caso de los factores K , L , S y C , fue considerada la variabilidad espacial. En el caso de los factores L y S , por razones obvias, solamente existe variación espacial. En el caso de los otros factores, a pesar que pudiesen, teóricamente, variar temporalmente, fueron considerados estacionarios, una vez que el factor K es constante en la USLE (Wischmeier y Smith, 1978), y el pastizal es considerado una cobertura permanente.

Para el factor K , el valor esperado fue obtenido a partir del promedio ponderado de la erodibilidad (ecuación 4), y la desviación estándar a partir de las erodibilidades individuales de cada suelo.

En el caso del factor C , su valor esperado fue obtenido de un estudio con parcelas de escorrentía en un centro de investigación ubicado a 10 km del terreno estudiado, con 6 años de datos (Dedecek *et al.*, 1986). La variabilidad espacial de C , dada por su desviación estándar y coeficiente de variación, fue obtenida a partir de una operación de razón de bandas espectrales, utilizando imágenes satelitales.

De acuerdo con Stephens y Cihlar (1982), hay una alta correlación entre el factor C de la USLE y la razón de bandas espectrales (RB), una vez que esta es altamente correlacionada con la biomasa vegetal (Chang *et al.*, 2005). La razón de bandas es dada por la siguiente ecuación (Mather, 1999):

$$RB = \frac{DN \text{ Banda } 4}{DN \text{ Banda } 3} \quad (10)$$

Donde: R.B. = razón de bandas espectrales

DN Banda 4 = número digital del pixel en la banda infra-roja del sensor LANDSAT ETM+ 4

DN Banda 3 = número digital del pixel en la banda roja del sensor LANDSAT ETM+ 4

La ecuación (10) fue aplicada a cada uno de los pixeles (30x30 m) de la imagen satelital del terreno, generando un mapa temático de RB. De este mapa, se sacó el coeficiente de variación de RB, que fue usado para la estimación de la desviación estándar del factor C del terreno.

En relación al factor R, considerando que las dimensiones reducidas del terreno son insuficientes para que se tenga una variabilidad espacial significativa, se consideró la variabilidad temporal de la erodabilidad de la lluvia, usando la serie de precipitación mensual de una estación pluviométrica próxima.

En el caso de los factores L y S, fueron utilizados 3 transectos longitudinales para la obtención del valor esperado y para la desviación estándar de la longitud y del gradiente de la vertiente.

3.3. Estimación de la incertidumbre en la predicción de la erosión

A partir de los valores esperados, desviación estándar y coeficientes de variación de cada uno de los factores de la USLE descritos, se calculó el valor esperado, la desviación estándar y el coeficiente de variación de la pérdida de suelo promedio anual (A) en el terreno analizado.

En el caso del valor esperado de A, suponiendo que los factores de la USLE son independientes (Wischmeier, 1976; Hession et al., 1996), es simplemente el producto de los valores esperados de los factores, o sea (Haan, 1994):

$$E(A) = E(R) \cdot E(K) \cdot E(L) \cdot E(S) \cdot E(C) \cdot E(P) \quad (11)$$

De la ecuación (11), se concluye que una variable dependiente de variables aleatorias es también aleatoria. El coeficiente de variación y la desviación estándar de A fueron calculados con la ecuación vectorial (Harr, 1987):

$$V(A) = (V^2(R) + V^2(K) + V^2(L) + V^2(S) + V^2(C) + V^2(P))^{0,5} \quad (12)$$

$$y \quad s(A) = V(A) E(A) \quad (13)$$

donde: V (i) = coeficiente de variación del factor i

E (A) = valor esperado de A.

La ventaja de la utilización de la ecuación vectorial reside en el hecho que no es necesario conocer el tipo exacto de distribución de los factores del modelo, como en el caso

del método de Monte-Carlo (Harr, 1987), no siendo tampoco limitada a valores bajos de coeficientes de variación, como el método FOSM (Hession *et al.*, 1996).

3.4. Probabilidad de falla y confiabilidad del sistema

Una vez calculados los valores esperados y la desviación estándar de la pérdida de suelo (A) y de la tolerancia a la erosión (T) en el terreno en estudio, se buscó identificar la probabilidad de que la primera pase a la segunda, o sea, la probabilidad de falla del sistema (Pf). Esta probabilidad es dada por la siguiente ecuación (Harr, 1987):

$$P_f = 0,5 - \psi \left(\frac{E[A] - E[T]}{s[M_s]} \right) \quad (14)$$

donde:

$$s[M_s] = \sqrt{s^2[A] + s^2[T] - 2 r s[A]s[T]} \quad (15)$$

donde: E(A) = valor esperado de la pérdida de suelo en el terreno

E (T) = valor esperado de la tolerancia a la erosión en el terreno

s (i) = desviación estándar de la variable i

Ms = margen de seguridad del sistema = E (A) – E (T)

r = coeficiente de correlación entre A y T

ψ = valor de la función de la distribución normal.

En este estudio, se supuso que las distribuciones de A y T son normales. Esto es razonable, pues conocido el valor esperado y la desviación estándar de las variables A y T, la distribución que maximiza su entropía es la normal (Jaynes, 1978; Harr, 1987).

El valor de ψ en la ecuación (14) puede ser obtenido de tablas apropiadas de distribución normal en la literatura, o por la siguiente ecuación:

$$\psi(h) = -0,0024121h^5 + 0,024553h^4 - 0,072725h^3 - 0,01941h^2 + 0,41151h - 0,0012 \quad (16)$$

donde:

$$h = \frac{E[A] - E[T]}{s[M_s]} \quad (r^2 = 1,0)$$

Gráficamente, la probabilidad de falla del sistema (Pf) es presentada en la Figura 1. En esta Figura, son indicados los valores esperados de las distribuciones de la pérdida de suelo (E(A)) y de la tolerancia a la erosión (E(T)).

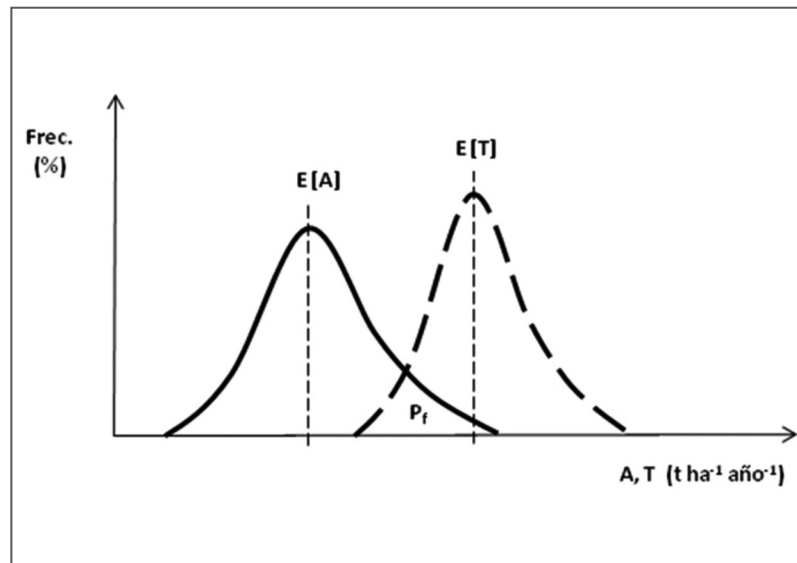


Figura 1. Definición gráfica de la probabilidad de falla del sistema (P_f). Adaptado de Harr (1987).

En la Figura 1, se observa que, cuando $E(A)$ es menor que $E(T)$, hay una probabilidad P_f de que la pérdida de suelo sea más grande que la tolerancia a la erosión. Gráficamente, P_f es el área definida por la intersección de las colas de las dos distribuciones en la Figura 1.

La confiabilidad del sistema (C_S) es la recíproca de la probabilidad de falla (Harr, 1987), o sea:

$$C_S = 1 - P_f \quad (17)$$

El desafío del diseño y planificación conservacionista es establecer valores adecuados de pérdida de suelo ($A < T$) que generen probabilidades de falla y confiabilidades aceptables. Como las estructuras conservacionistas son generalmente diseñadas para resistir a eventos extremos con un período de retorno de 10 años (Schwab *et al.*, 1982; Haan y Schulze, 1987), en donde las probabilidades de falla aceptables estarían alrededor del 10%, con confiabilidades próximas al 90%.

3.4.1. Ejemplo de aplicación

La metodología descrita anteriormente fue aplicada en un terreno ganadero con una área de 90,2 ha, ubicada en la cuenca hidrográfica del río Pipiripau, a una distancia de 45 km de la ciudad de Brasíla, Brasil. La vertiente tiene una altitud promedio de 1.130 m, y un gradiente promedio de 7,8%.

La Figura 2 presenta el mapa altimétrico del terreno. Tres transectos fueron utilizados para estimar los valores esperados y la desviación estándar de los factores L y S de la USLE. Los perfiles topográficos de los transectos indicados en la Figura 2 son presentados en la Figura 3.

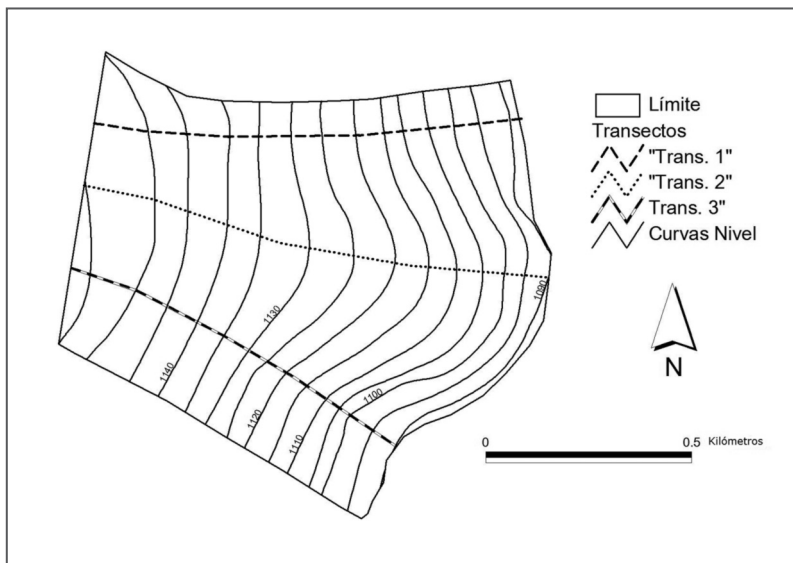


Figura 2. Mapa altimétrico del terreno en estudio.

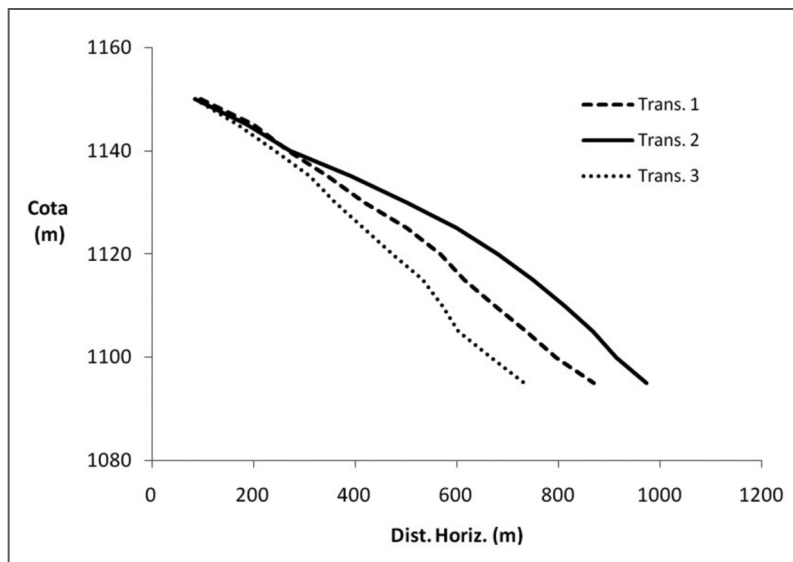


Figura 3. Perfiles topográficos de los tres transectos usados en el estudio.

Se observa en la Figura 3 que dos de los tres perfiles usados (1 y 3) son uniformes (rectilíneos), siendo el perfil 2 relativamente convexo. Sin embargo se supuso que, en promedio, la vertiente de la Figura 1 es rectilínea, facilitando el cálculo especial para vertientes complejas (Wischmeier y Smith, 1978).

El clima regional es clasificado como Aw (Köppen), con una precipitación promedio anual de 1.304 mm (N = 37 años) y lluvias concentradas en el período entre noviembre y abril. La temperatura promedio anual es de 21,5° C. Los suelos son variaciones de oxisolos, bien drenados, con textura mediana a arcillosa. La Figura 4 presenta el mapa de suelos del terreno, indicando los tres tipos dominantes de suelo.

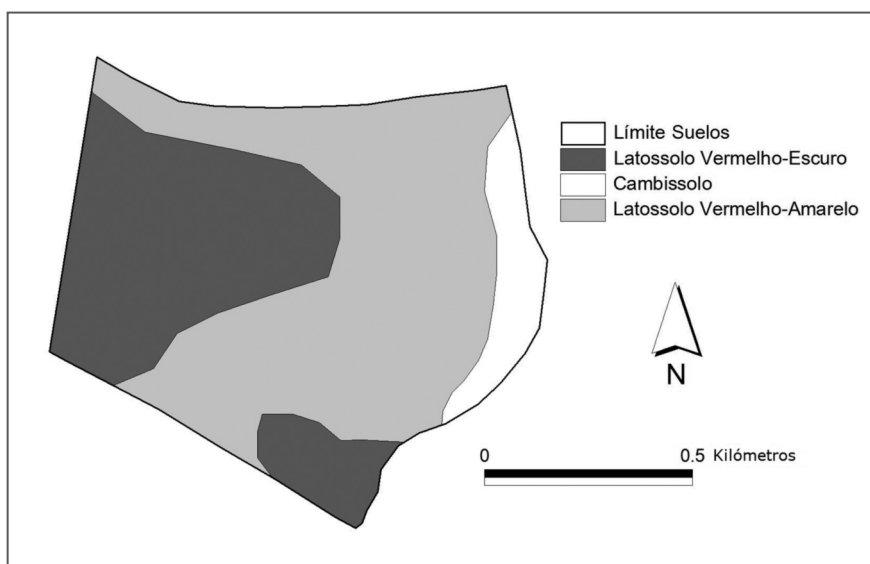


Figura 4. Mapa de suelos del terreno analizado.

La cobertura del suelo actual es de pastizal exótico (*Brachiaria decumbens*), sin ninguna práctica conservacionista. La Figura 5 presenta la distribución espacial de la biomasa vegetal, estimado a partir de la razón de bandas espectrales (ecuación 10).

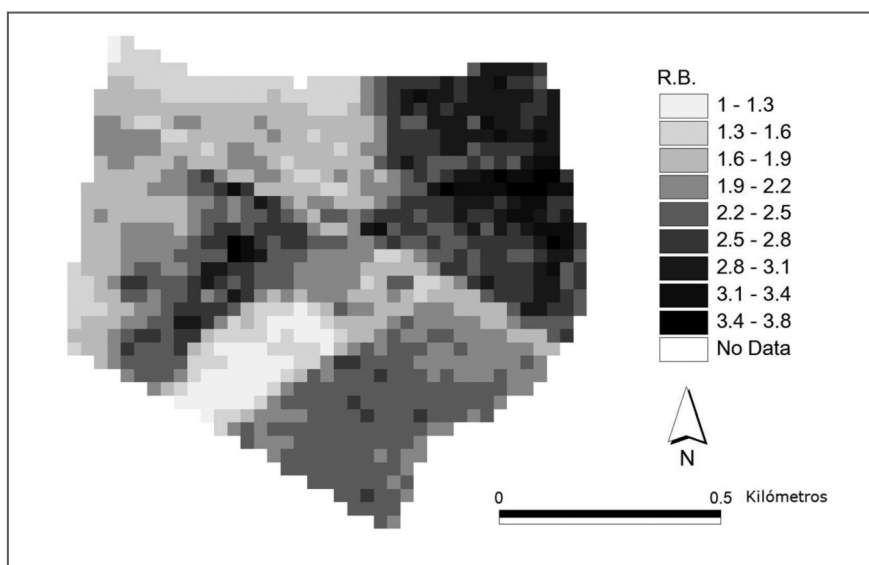


Figura 5. Distribución de la biomasa vegetal en el terreno, estimada a partir de la razón de bandas espectrales de imágenes satelitales.

4. Resultados y Discusión

La Tabla 1 presenta los resultados de los valores esperados, desviación estándar y coeficiente de variación de los datos de P_{mensual} , P_{anual} y R_{anual} , este último calculado de acuerdo con la ecuación (2), usando un total de 37 años de datos.

Variable	P_{mens} (mm)	P_{anual} (mm)	Factor R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹)
E ()	110,1	1.303,9	6.349,0
s ()	110,1	243,2	750,1
V ()	1,00	0,187	0,118

Tabla 1. Valores esperados, y la desviación estándar y coeficientes de variación de P_{mensual} , P_{anual} y R_{anual} (n=37 años) de la estación pluviométrica Taquara-Cód. ANA No. 01547013.

Los valores esperados, desviación estándar y coeficientes de variación de las variables relativas a los factores L y S de la vertiente son presentadas en la Tabla 2.

Variable	l (m)	Factor L	s (%)	Factor S
E ()	941,7	6,50	6,64	0,66
s ()	127,3	0,43	1,05	0,14
V ()	0,135	0,067	0,158	0,207

Tabla 2. Valores esperados, la desviación estándar y coeficientes de variación de la longitud (l), gradiente (s), y factores L y S de la vertiente.

La Tabla 3 presenta los valores esperados, desviación estándar y coeficientes de variación para los factores C y P del terreno.

Variable	Factor C	Factor P
E () (mm)	0,0025	1,0
s () (mm)	0,0006	0,0
V ()	0,240	0,0

Tabla 3. Valores esperados, desviación estándar y coeficientes de variación de los factores C y P del terreno.

En el caso del factor P, como no había ninguna práctica conservacionista, el valor esperado de P es 1,0 (Wischmeier y Smith, 1978) y la desviación estándar es cero (v. Hession *et al.*, 1996). En la Tabla 4 son presentados los valores esperados, la desviación estándar y los coeficientes de variación de la erodibilidad, K, y de la tolerancia a la erosión, T.

Variable	Factor K (t ha h ha ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹)	Tolerancia T (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
E () (mm)	0,0145	12,2
s () (mm)	0,0079	6,4
V ()	0,542	0,524

Tabla 4. Valores esperados, desviación estándar y coeficientes de variación del factor K y de la tolerancia T en el terreno.

De acuerdo con las Tablas 1-4, el factor con el coeficiente de variación más elevado fue la erodibilidad K (0,524) y el menor fue L (0,067).

La correlación observada entre la erodibilidad del suelo y la tolerancia a la erosión de los suelos del terreno fue negativa ($r = -0,92$). La Figura 6 presenta gráficamente la correlación obtenida. En esta Figura hay un cuarto punto, relativo a un suelo vecino al terreno, buscando aumentar el rango en las variables K y T.

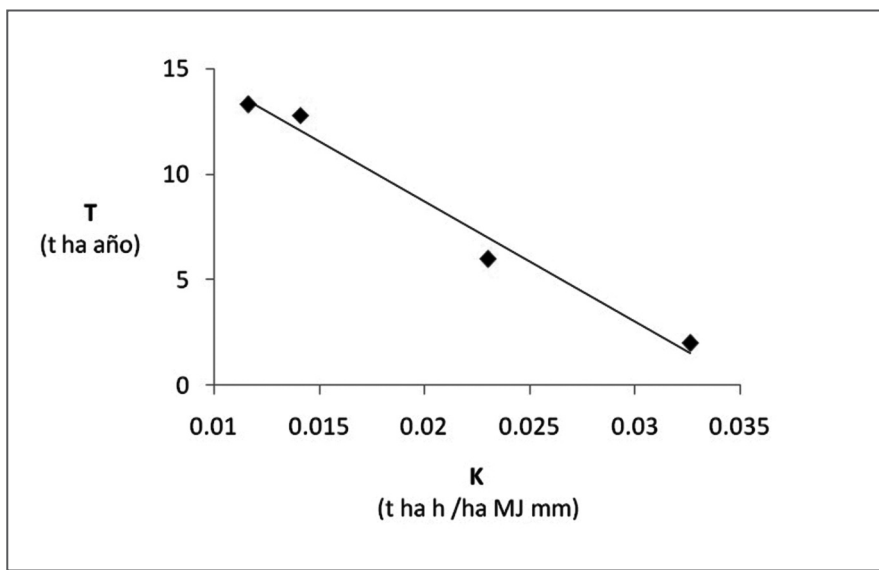


Figura 6. Correlación observada entre la erodibilidad del suelo y la tolerancia a la erosión del terreno.

En la Tabla 5 son presentados los valores esperados y coeficientes de variación de cada uno de los factores de la USLE, de la pérdida de suelo (A), y de la tolerancia a la erosión (T).

Factor	E ()	V ()
R	6.349	0,12
K	0,015	0,54
L	6,50	0,07
S	0,66	0,21
C	0,025	0,24
P	1,00	0,00
A	9,9	0,64
T	12,2	0,52

Tabla 5. Valores esperados y coeficientes de variación de los factores de la USLE, pérdida de suelo y tolerancia a la erosión del terreno.

La Tabla 5 indica que mientras el promedio del coeficiente de variación de los factores de la USLE fue relativamente bajo ($V=0,20$), el coeficiente de variación de la pérdida de suelo fue tres veces más alta ($V(A) = 0,64$), indicando una significativa propagación de incertidumbre en la ecuación. Rogowski *et al.* (1985) encontraron valores semejantes (12% y 57% para los factores de la USLE y para la pérdida de suelo, respectivamente).

Suponiendo que la distribución de la pérdida de suelo A sea normal, sus límites de confianza (con 90% de probabilidad) serían cero (límite inferior) y $20,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (límite superior). Una vez que estos límites fueran 1,7 (inferior) y 22,7 (superior) para la tolerancia a la erosión, esta sobre posición casi total entre los rangos de las variables A y T dificulta el planeamiento de la conservación del suelo en el terreno.

Sin embargo, la utilización del concepto de probabilidad de falla permite una planificación conservacionista más robusta. La Figura 7 presenta los valores esperados de la pérdida de suelos, de la tolerancia a la erosión y del margen de seguridad en la condición analizada, como la probabilidad de falla y la confiabilidad del sistema.

Los mismos parámetros estadísticos son presentados en la misma Figura para una nueva condición, donde hubo la introducción de terrazas de infiltración en nivel, con una distancia horizontal promedio de 70 m (básicamente siguiendo las curvas de nivel en la Figura 2). En este caso, el factor L de la USLE pasaría de 6,5, en la situación sin terrazas, para 1,8, en la nueva condición, con terrazas de infiltración.

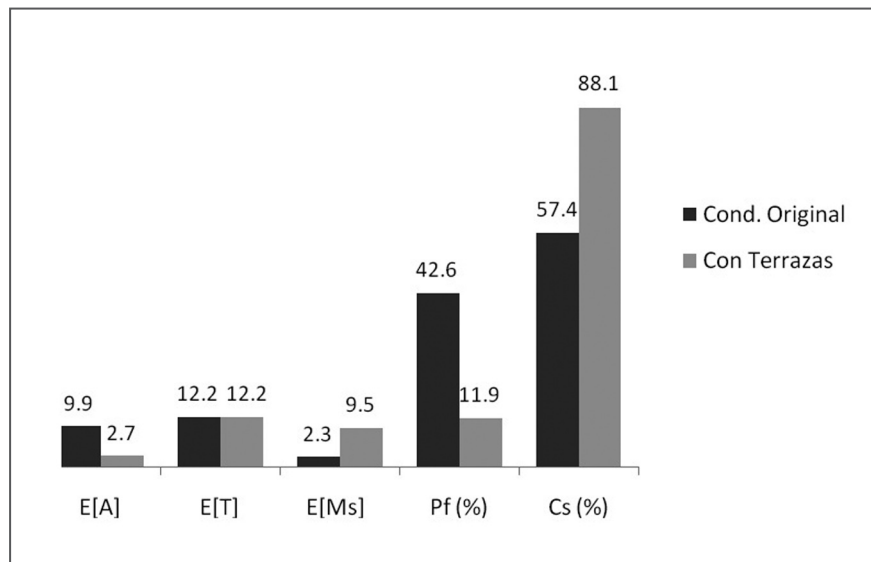


Figura 7. Valores esperados y desviación estándar de la pérdida de suelo, tolerancia a la erosión y margen de seguridad (en $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), probabilidad de falla y confiabilidad del sistema (en %), bajo la condición original y la condición con terrazas en nivel.

La Figura 7 arriba indica que, mismo cuando el valor esperado de la pérdida de suelo es menor que la tolerancia a la erosión ($9,9 < 12,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), aun haría una probabilidad de falla de 42,6% en el sistema.

La introducción de terrazas de infiltración permitió que la pérdida de suelo esperada pasase de 9,9 para $2,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, reduciendo la probabilidad de falla para 11,9% en la nueva condición.

Por tanto, para reducir la probabilidad de falla del sistema relativa a la degradación permanente de los suelos por erosión, y consecuentemente aumentar la confiabilidad (y sostenibilidad) del sistema productivo, se debería reducir el valor esperado de la pérdida de suelo ($E(A)$) hasta que valores aceptables de P_f y C_S sean obtenidos. Gráficamente, esto se daría en la Figura 1 por un desplazamiento de la distribución de A para la izquierda.

La metodología y los resultados presentados indican la importancia de la incorporación de la incertidumbre y del análisis de confiabilidad de sistemas en el proceso de planificación conservacionista.

5. Conclusiones

Las principales conclusiones de este estudio fueron:

- Sin embargo el coeficiente de variación promedio de los factores de la USLE en un terreno típica de la región central de Brasil ha sido $V=20\%$, el coeficiente de variación de la pérdida de suelo fue $V=64\%$, indicando una fuerte propagación de incertidumbre en la USLE;
- A pesar del valor esperado de la pérdida de suelo anual en el terreno analizado de 19% menor que la tolerancia de la pérdida de suelo, haría aun una probabilidad de falla del $42,6\%$ que $T > A$;
- Para reducir la probabilidad de falla del sistema y aumentar la sustentabilidad productiva del terreno, se debería reducir el valor promedio de A con la introducción de prácticas conservacionistas como terrazas en nivel;
- La metodología utilizada en este estudio permite que la incertidumbre espacial y temporal, inherentes al proceso de erosión, sea incorporada al proceso de toma de decisión y del planeamiento conservacionista.



Pablo A. García-Chevesich, Ph. D.¹

(1) The University of Arizona. Department of Agricultural and Biosystems Engineering. International Erosion Control Association.

1. Introducción

Para todo profesional involucrado en la ciencia de la erosión y la sedimentación es imprescindible ser capaz de medir (o estimar) las tasas de erosión en un sitio dado. Esto es debido a tres razones fundamentales: (1) inventarios de erosión (usos de la tierra), (2) investigación y (3) desarrollo y evaluación de métodos en control de erosión.

La erosión/sedimentación puede ser medida bajo distintas escalas, según las condiciones en que se encuentre el profesional (topografía, accesibilidad, tiempo y, sobre todo, recursos) y los niveles de precisión deseados. Si consideramos la pérdida de suelo por la acción exclusiva del agua, podemos estimar la erosión ocurrida a nivel de sedimentos (alta precisión), por ejemplo la cantidad de sedimentos desprendidos y transportados por la erosión de impacto. También es posible realizar mediciones de la erosión a nivel de ladera (erosión laminar, en riles y cárcavas).

Por otro lado, podemos estimar la erosión neta ocurrida a nivel de cuenca hidrográfica. En otras palabras, podemos medir variables como pérdida de suelo o acumulación de sedimentos. Como el lector se habrá percatado, mientras más extensa es el área de influencia, menor es la precisión obtenida, pues los procesos erosivos están sujetos a cambios en las tasas de transporte y depositación de sedimentos. En cuanto a las escalas temporales, podemos estimar la erosión ocurrida en algunos segundos, en una tormenta, así como en temporadas enteras, años, décadas o siglos (García-Chevesich, 2008; Morgan, 2005; Terrance *et al.*, 2002).

La erosión puede ser medida en terreno o bajo condiciones ambientales controladas (laboratorio), dependiendo del objetivo de la medición y los recursos disponibles. Para determinar las tasas de pérdida de suelo en un sitio dado, se deben además medir los factores que podrían influenciar en los procesos erosivos. Sin embargo, por muy exacta que sea la recolección de datos, resulta extremadamente difícil determinar con exactitud la erosión ocurrida en un área dada, debido a la alta variabilidad espacial y temporal de los procesos erosivos, así como los factores que los afectan. De este modo, para una misma área y bajo condiciones similares de precipitación, pendiente, vegetación, etc., podemos medir tasas de erosión completamente distintas en dos o más tormentas sucesivas. Esto se explica por la depositación y la disponibilidad de sedimentos, variables que cambian, valga la redundancia, constantemente (García-Chevesich, 2008; Hudson, 1993).

2. Diseños Experimentales

Por lo general, los experimentos se realizan para determinar las influencias de alguna variable en las tasas de erosión, manteniendo constantes los demás factores influyentes en los procesos erosivos. Por ejemplo, si se desea determinar la influencia de la cobertura vegetal

en las tasas de erosión, se deberán establecer parcelas cuya única variable distinta sea la vegetación, manteniendo condiciones constantes en términos de tipo de suelo, pendiente, precipitación, etc. De este modo, se aísla solamente la variable de interés (vegetación) y se determinan las influencias de dicho factor en las tasas de erosión medidas. El mismo principio se utiliza en la determinación de la efectividad de algún método de control de erosión.

Sin embargo, las mediciones están siempre sujetas a error. Por esta razón, no basta con una sola medición, sino que se deben establecer varias parcelas y mediciones, para así determinar las tasas de erosión considerando la variación existente. De este modo, para cada tratamiento (en este caso, la cobertura vegetal) se establecen parcelas de muestreo, cuyo número de réplicas va a depender de la precisión deseada y los recursos que se dispongan. Replicar el mismo experimento varias veces, utilizando sólo una parcela para cada tratamiento no es recomendable, debido a la decreciente disponibilidad de sedimentos cada vez que se ejecuta una medición, a menos que se mantenga una consistencia entre tratamientos. Como sea, es fundamental basar las conclusiones en términos de la *variabilidad* de los promedios de erosión obtenidos.

De este modo, los datos recogidos son procesados bajo la prueba *t de Student* (para dos tratamientos) o *análisis de varianza* (para tres o más tratamientos), con el propósito de determinar si realmente existen diferencias significativas. En el caso de contar con tres o más tratamientos, una *comparación múltiple de medias* debe realizarse para determinar con precisión el o los tratamientos estadísticamente distintos. Cabe mencionar que el nivel de significancia (α) típicamente utilizado en proyectos de erosión es de 10%. Por otro lado, hay quienes grafican los promedios, con sus respectivos *intervalos de confianza*, determinando diferencias si dichos intervalos no se interceptan entre sí, procedimiento recomendado por el autor.

Por lo general, los profesionales encargados de la realización de experimentos relacionados con la erosión se preguntan acerca del número de datos suficientes para la obtención de resultados confiables. La cantidad de datos a coleccionar depende netamente de la variabilidad de éstos, el nivel de precisión esperado, los recursos disponibles y la escala temporal especificada en el estudio.

La experiencia nos enseña que no hay soluciones fáciles para los problemas de diseño experimental en estudios relacionados con la erosión (Morgan, 2005). Cada experimento debe contar con objetivos claramente establecidos y convincentes, definiendo qué se debe medir y bajo qué nivel de precisión. Además, los experimentos deben ser establecidos de forma tal que otros puedan realizarlos en el futuro, para así tener una buena base comparativa entre resultados. En la mayoría de los experimentos relacionados con la erosión, los equipos y materiales son implementados por los investigadores, trayendo como resultado una variedad de métodos.

Pese a lo anterior, es bastante común el encontrarse con experimentos que carecen de base estadística, por lo que los datos son inservibles. Hay ocasiones en que profesionales de distintos rubros se presentan con sus datos ante algún estadístico, con el fin de obtener algún consejo de cómo analizarlos; sin embargo, el estadístico debe dar las malas noticias: el estudio no es válido. Esto nos sirve como lección de que, antes de realizar cualquier experimento, debemos estar seguros de hacer lo correcto. Una pequeña consulta a algún estadístico puede ahorrar muchos problemas (Hudson, 1993).

3. Métodos de Estimación de la Erosión

3.1. Medición de la erosión de impacto

La erosión de impacto, como proceso erosivo aislado, puede estimarse de muchas formas (Morgan, 2005). Entre las más utilizadas se encuentra el *embudo de impacto*, un embudo cuya circunferencia mayor se ubica al nivel de la superficie del suelo (Figura 1). El embudo drena en un recipiente tanto precipitación directa como partículas de suelo desprendidas por el impacto de las gotas de lluvia, provenientes de sectores aledaños al embudo. Al término de la tormenta se colecta el recipiente y se seca, determinándose la depositación de sedimentos en un área dada, para después llevar los datos a la hectárea.

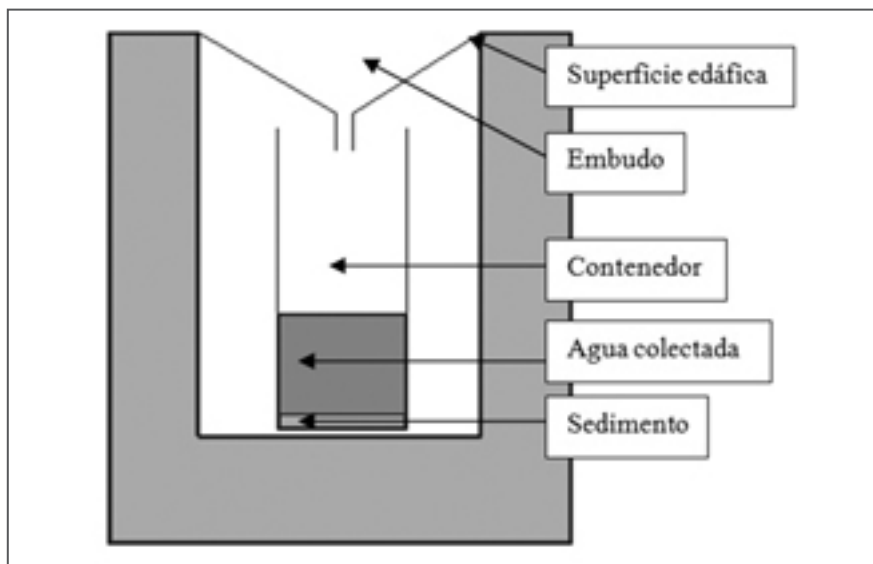


Figura 1. Embudo de impacto (Adoptado de Bolline, 1975).

Otros investigadores han estimado la erosión de impacto mediante la instalación de papeles de peso conocido, dispuestos en orientación perpendicular a la superficie del suelo. Los sedimentos desprendidos impactan las caras del papel, permaneciendo adheridos a éstas. Una vez finalizada la tormenta, se seca el papel y se pesa. La diferencia entre el peso inicial del papel y el peso del papel con sedimentos representa la erosión de impacto ocurrida.

3.2. Medición de la erosión laminar.

i. Parcelas de erosión

Las parcelas de erosión se utilizan como áreas permanentes de monitoreo, para estudiar los factores que afectan la erosión (Morgan, 2005) o bien cuando se desea demostrar algún hecho conocido, como enseñarle a comunidades locales cuánto ayuda la vegetación en la disminución de la erosión (Hudson, 1993). Cada parcela es un área físicamente aislada del resto de la tierra, con dimensiones de ancho y largo predeterminadas, así como pendiente, tipo de suelo y vegetación conocidos. Para cada parcela se mide la escorrentía y el suelo perdido, así como la precipitación en el área de estudio. El número de parcelas es, por lo general, de dos o más réplicas por tratamiento.

Las barreras físicas que determinan las dimensiones de las parcelas deben sobrepasar la superficie del suelo en, al menos, 15 centímetros, siendo éstas enterradas bajo la superficie

para evitar traspaso subterráneo de flujos de agua. Dichas barreras pueden ser de madera, metal o cualquier material impermeable y duradero (Morgan, 2005).

La escorrentía superficial producida dentro de los límites de la parcela es almacenada en un estanque. Sin embargo, para escorrentías de mayor envergadura se utilizan dos estanques, uno para depositar los sedimentos más pesados y otro para almacenar el agua restante (Figura 2). Las dimensiones de dichos estanques varían de acuerdo a la escala temporal de medición y el clima del área en estudio. Una vez finalizado el período de estudio, se calcula la cantidad de sedimentos acumulados en términos de peso (*), valor que se lleva a la hectárea (por ejemplo, Mg/ha) relacionándolo con la superficie de la parcela. Además, se mide el agua acumulada, variable que se relaciona con el agua caída para obtener la relación precipitación/caudal correspondiente a cada tratamiento.

Para determinar el peso total de suelo acumulado en el tanque, se toman muestras de sedimento en un volumen conocido, para luego secarlas y determinar el promedio de suelo (peso) en un volumen dado (recipiente de muestreo), determinando así el peso total a través de la multiplicación de dicho peso por el volumen total de suelo colectado.

Lo más efectivo en términos de precisión y costos es coleccionar datos a nivel de tormenta. Así, se requerirán estanques de menores dimensiones, lo que se traduce en menores costos de instalación y vaciado. Nótese además que los estanques deben estar protegidos de la precipitación directa (Figura 2).

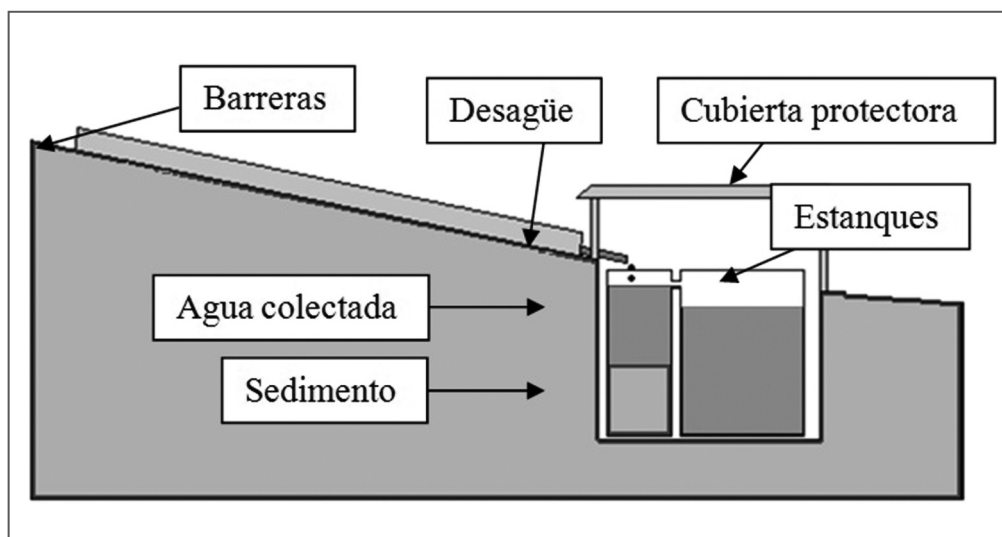


Figura 2. Vista lateral de una parcela de erosión (Adoptado de Hudson, 1965).

Las parcelas de erosión constituyen uno de los métodos más utilizados en estudios focalizados en los efectos de distintas variables y prácticas de manejo de la tierra en la pérdida de suelo. Típicamente se utilizan dimensiones específicas (22 metros de largo y 1.8 metros de ancho), representando una centésima parte de un acre, para así poder comparar los resultados obtenidos con otros estudios. Sin embargo, cualquier dimensión es válida, mientras se mantenga constante entre tratamientos y réplicas. Por otro lado, es común la aplicación artificial de la precipitación, mediante el uso de *simuladores de lluvia*, sobre todo en climas de lluvias convectivas, en donde las variaciones espaciales de precipitación son altas (Figura 11).

Es importante recalcar que la erosión obtenida en las parcelas de muestreo NO representa la erosión real del área en que dicha parcela se encuentra, pues la presencia de una barrera superior excluye la erosión laminar y en riles producida por el escurrimiento superficial proveniente de zonas localizadas ladera arriba de la parcela. Sin embargo, puesto que todas las parcelas cuentan con esta exclusión, la comparación entre tratamientos es perfectamente válida.

Especial cuidado debe tenerse en todas las etapas de los estudios basados en parcelas de erosión. Entre los problemas más comunes se pueden mencionar los siguientes (Morgan, 2005): rebalse de los estanques colectores, estanques mal tapados, animales en busca de agua o caudal ingresando al tanque tras el rebalse del foso en que éste se encuentra.

ii. Colectores de Geralch

Geralch (1966) implementó un método alternativo para medir la erosión laminar y la escorrentía superficial en laderas. El método consiste en la instalación de colectores, en los cuales se almacena la escorrentía superficial proveniente de alguna sección de la ladera. Posteriormente, se traspasa el sedimento y el caudal colectados en recipientes, los cuales se pesarán y secarán para la determinación de tasas de erosión, de acuerdo al área de contribución del colector de Geralch específico. Sin embargo, es común expresar la erosión en términos de unidad de longitud.

De este modo, se instalan colectores en distintas secciones de la ladera, considerando cierto número de réplicas. Pese a que el colector de Geralch original consistía en un contenedor de dimensiones 50x10x20 cm, con una botella recolectora localizada ladera abajo, una modificación bastante atractiva es ilustrada en la Figura 3, en la que un sub-colector es posicionado dentro de la caja externa. De este modo, se extrae sólo la caja interna para coleccionar el sedimento almacenado en ésta, facilitando el transporte y manipulación de éste.

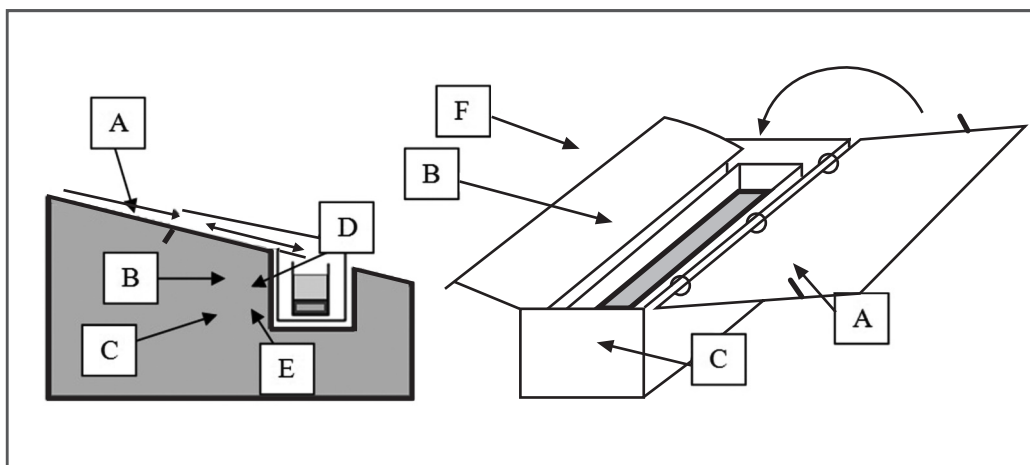


Figura 3. Modificación del colector de Geralch en vista lateral (izquierda) y angular-aérea (derecha): (A) cubierta protectora, (B) contenedor interno de almacenamiento, (C) contenedor externo, (D) agua colectada, (E) sedimento y (F) rampa de arrastre de sedimentos (Modificado de Morgan 2005).

Al igual que en las parcelas de erosión, es muy factible utilizar colectores de Geralch para determinar la efectividad de distintos tratamientos frente a la erosión. La gran ventaja de este sistema es su bajo costo. Además, el método considera el escurrimiento superficial proveniente de sectores más altos en la pendiente, asemejándose más a la realidad, en

comparación a las parcelas de erosión. Por otro lado, la desventaja de este método es la dificultad de estimar el área de contribución, pues los límites no están claramente identificados. Además, los contenedores no poseen grandes dimensiones, por lo que existe un riesgo de rebalse considerable.

Como ya se mencionó, otra opción es simplemente conectar una manguera entre el contenedor y una botella, localizada pendiente abajo. Este método facilita el traslado de los sedimentos desde el área de estudio al laboratorio de secado, aunque se corre el riesgo de que la botella se rebalse o que los sedimentos contenidos en la manguera o tubo obstruyan el flujo. Para evitar esto, el ducto debe instalarse con inclinaciones que permitan altas velocidades de flujo, así como botellas relativamente grandes, dependiendo de la erodabilidad del suelo y la frecuencia de colección. No debe olvidarse que una vez llenado el contenedor, el experimento no tiene validez alguna.

iii. Mallas de limo

Según la experiencia, medir la erosión en laderas es, por lo general, costoso e implica mucho tiempo (Robichaud y Brown, 2002). Sin embargo, una metodología barata y rápida es la instalación de mallas de limo, hechas de material geotextil (Dissmeyer, 1982). Básicamente, la malla se instala en orientación paralela a las curvas de nivel, disponiendo los extremos pendiente arriba, para que la escorrentía superficial no tenga otra opción más que infiltrarse a través de la malla, como se ilustra en la Figura 4. Nótese que la malla debe enterrarse, para evitar el escape de escorrentía bajo ésta, método que se especifica en otras secciones de esta publicación.



Figura 4. Las mallas de limo constituyen un método fácil y barato. En la imagen, cortesía de William Elliot y el US Forest Service, se aprecian los resultados de la metodología.

Como regla general, la longitud del período de medición está en función de la erosión esperada (principalmente de la cobertura vegetal y las características de la pendiente). Si se trata de un proyecto de erosión post-fuego, basta una tormenta como para llenar la trampa con sedimentos. Como es de suponerse, si la trampa se rebalsa el estudio no tiene validez. Por esta razón, hay quienes instalan más de una malla, dispuestas en forma paralela unas con otras, con el fin de atrapar los sedimentos en caso que éstos se rebalsen.

Una vez completado el período de estudio, se debe estimar el volumen de sedimento acumulado en la trampa, tomando algunas muestras en recipientes de volumen conocido, para luego secarlas y estimar valores totales de suelo perdido. Si se cuenta con el área de contribución, es posible definir tasas de erosión en términos de Mg/ha.

iv. Dendrocronología

La erosión laminar es un proceso usualmente lento (a escala humana), el cual no podemos notar más que con el contraste entre objetos y el nivel topográfico. En este sentido, los *dendrocronólogos* a menudo correlacionan la posición y ocurrencia de antiguas raíces arbóreas con las tasas de erosión laminar. Las raíces de los árboles sólo crecen bajo tierra, por lo que la presencia de fustes con raíces expuestas es una indicación de que el suelo se encontraba a un nivel topográfico superior al actual (Figura 5)



Figura 5. La dendrocronología es una ciencia muy útil en la estimación de la variación temporal de las tasas de erosión laminar. En la imagen, las líneas punteadas indican una estimación del nivel topográfico antiguo, en comparación al actual. Fotografía tomada en Maryland, por Pablo García-Chevesich.

v. Clavos de erosión (*erosion pins*)

Siguiendo el mismo principio de la dendrocronología, la manera más simple de medir los cambios de nivel en la superficie del suelo es utilizando clavos de erosión (Figura 6), los cuales consisten en clavos de unos 20 cm de largo, con una golilla soldada en su cabeza (García-Chevesich, 2005). La metodología consiste en la instalación del clavo en forma perpendicular a la superficie del suelo, quedando ésta al mismo nivel que la golilla. Una vez transcurrido el período de medición (tormenta o lluvias invernales), se mide la distancia entre la golilla y la nueva superficie del suelo, la cual representa la pérdida de suelo neta producida en un tiempo dado.



Figura 6. Los clavos de erosión son utilizados para medir cambios en la superficie del suelo. La fotografía, tomada por Pablo García-Chevesich, muestra un clavo de erosión en areniscas de Arizona, después del incendio forestal Rodeo-Chediski. Nótese que hay evidencia de erosión, producida por las lluvias invernales.

Puesto que una medición no es suficiente, se debe cubrir la totalidad del área en estudio, mediante el establecimiento aleatorio-sistemático de clavos de erosión. Además, se deben tomar muestras de suelo con el fin de determinar la densidad de éste. Una vez obtenida una altura promedio de suelo perdido y considerando el área en cuestión, se determina un volumen de suelo erosionado. Mediante el producto entre dicho volumen y la densidad del suelo, se obtiene la tasa de erosión neta. Al dividir dicha tasa por el número de hectáreas se obtiene la tasa de erosión por unidad de área y tiempo (por ejemplo, Mg/ha-año). Como todo experimento enfocado a la erosión, se debe considerar la variabilidad de los datos obtenidos, para determinar diferencias espaciales, temporales o, si es el caso, entre tratamientos.

Pese a la simplicidad del método, existen algunos factores a considerar, como la dificultad de relocalización de los clavos cuando éstos han sido cubiertos por hojarasca o sedimentos (depositación) o simplemente porque es difícil localizar un pequeño clavo en una extensa área. Para solucionar dicho problema se utilizan banderines o, incluso, detectores de metal (García-Chevesich, 2005). Además, los clavos pueden ser fácilmente removidos por animales tanto domésticos como salvajes. Mediante el mismo principio, es posible estimar las tasas de erosión ocurridas, mediante la medición de *pedestales*. Otra metodología, inventada por personal de investigación de la Universidad de Talca, es la instalación de *rayos de bicicleta*, lo cual brinda ventajas tanto económicas como técnicas.

vi. Puentes de erosión (erosion bridges)

Para soslayar problemas de relocalización, algunos utilizan *puentes de erosión*, los cuales consisten en la instalación de parcelas permanentes de medición de la microtopografía existente entre dos puntos fijos (Figura 7). De este modo, los operadores pueden encontrar las parcelas con facilidad, pues éstas consisten en dos tubos insertados en la tierra y fijados a ésta con cemento. Una vez localizada la parcela, los investigadores determinan los niveles microtopográficos cada cierta distancia (por ejemplo 10 cm), midiendo la distancia entre la superficie del suelo y una varilla posicionada sobre los dos tubos verticales fijos. Se repite el procedimiento tan seguido como el estudio lo determine (después de cada tormenta, después de las lluvias invernales, etc.).

vii. Isótopos radioactivos

Otro método para estimar la erosión laminar en un lugar determinado es la comparación estadística de la composición de Cesio-137 (^{137}Cs), isótopo radioactivo producido durante las pruebas nucleares entre los años 1950 y 1970. Dicho isótopo se distribuyó globalmente en la atmósfera, depositándose en la superficie de la tierra, a través de la lluvia. Pese a que regionalmente la cantidad de ^{137}Cs depositada varía de acuerdo a las precipitaciones recibidas, las variaciones espaciales a nivel local son insignificantes. Así, las partículas de sedimentos contenidas en el suelo (mayormente arcillas) absorbieron rápidamente el ^{137}Cs precipitado (Morgan, 2005).

De este modo, las concentraciones de ^{137}Cs en suelos de una ladera serán distintas de acuerdo a las tasas de erosión y depositación ocurridas entre 1950 y hoy. Es por eso que se debe determinar la concentración del isótopo a distintas profundidades del suelo.

El método proporciona datos relativos, pero confiables, sobre las tasas netas de erosión ocurridas en algunas décadas, siempre y cuando éstas se comparen con datos locales en donde se sabe que no ha habido erosión, típicamente debido a la presencia de algún obstáculo que protege el suelo contra la erosión (un vehículo antiguo, un tronco, etc.). Sin embargo, la determinación de ^{137}Cs es un procedimiento costoso en términos monetarios.

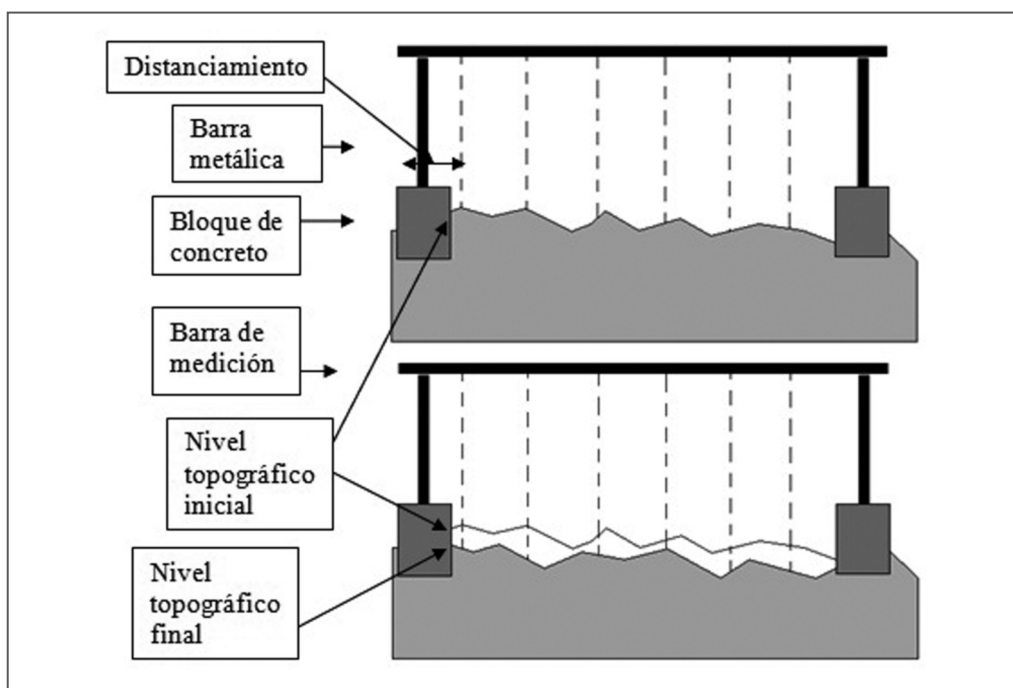


Figura 7. Representación esquemática de un puente de erosión, en donde la superficie del suelo ha disminuido sustancialmente (Adoptado de García-Chevesich, 2008).

3.3. Medición de erosión en riles y cárcavas

El método más sencillo de estimar la erosión en riles es midiendo el volumen de suelo perdido, es decir el volumen ocupado por aire donde antiguamente se encontraba el suelo. Esto se debe hacer en transectos cuya separación puede variar entre algunos centímetros a varios metros, según lo que se esté midiendo (riles o cárcavas), además de la homogeneidad de la grieta. El volumen de suelo perdido entre dos transectos consecutivos está

representado por el producto de la distancia entre dichos transeptos y el promedio del área de las secciones transversales. Dicho volumen debe multiplicarse por la densidad del suelo en cuestión.

Para el caso de cárcavas de mayor envergadura, es recomendable aplicar el mismo principio, utilizando equipos topográficos (midiendo los bordes y el canal central de la cárcava). En caso de no contar con dichos equipos, dos personas pueden ir midiendo la distancia y el ángulo de inclinación existente entre el borde y el canal central. De este modo, se establecen relaciones geométricas y se determinan las áreas y, por ende, los volúmenes. Puesto que las cárcavas son más profundas, se debe tener en cuenta la posibilidad de que éstas hayan perforado más de un horizonte edáfico (Figura 8), por lo que cada capa de suelo debe considerarse en forma separada al momento de multiplicar volumen total por densidad, para determinar el peso total de suelo perdido.

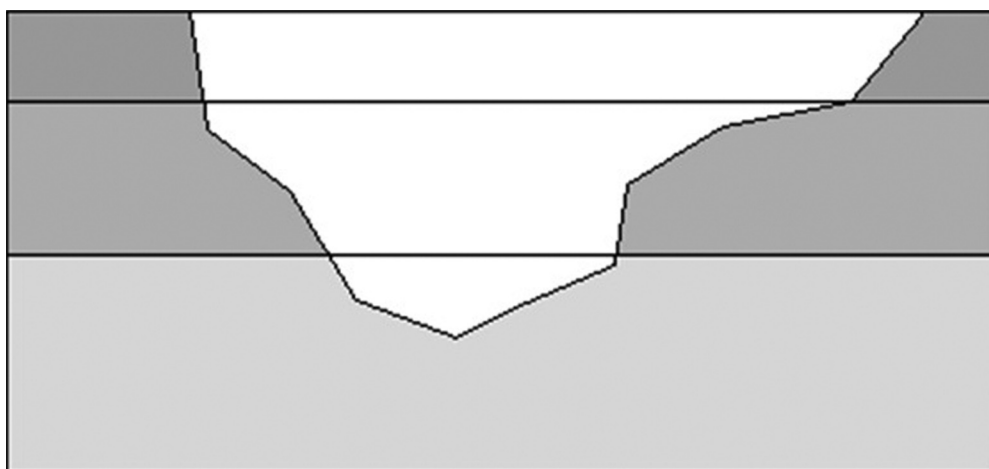


Figura 8. Las cárcavas de mayor envergadura perforan más de un horizonte edáfico, factor que debe ser considerado al momento de estimar tasas de erosión (Adoptado de García-Chevesich, 2008).

3.4. Medición de la erosión y la sedimentación a nivel de cuencas hidrográficas

Básicamente, existen dos métodos para estimar la erosión y la sedimentación a nivel de cuencas hidrográficas: (1) estimando los sedimentos en suspensión para correlacionarlos con el caudal, y (2) midiendo la depositación de sedimentos en sectores específicos.

La sedimentación producida en una cuenca, considerando la totalidad de los procesos de erosión y depositación, está representada por la cantidad de sedimentos que abandonan el área de drenaje a través de su río principal, en un período de tiempo dado. El área de una cuenca está dada por la “boca” o punto del río central en que se decide va a ser el límite más bajo de la unidad geográfica. Para estimar la erosión de una cuenca, se deben establecer ciertas relaciones entre caudal (Q) y concentración de sedimentos (C), la cual es generalmente de la forma expresada en la Ecuación 3, para formar una *curva caudal/sedimento*. La exactitud de este método depende en gran medida de la frecuencia del muestreo. La mayoría de los estudios se basan en la toma de muestras de caudal en recipientes de volumen y peso conocidos, para luego llevarlos al horno y secarlos. Posteriormente, se determina la concentración de sedimentos por unidad de volumen de caudal (por ejemplo gr/l). No obstante, es importante recordar que para cada ocasión se deben tomar al menos diez muestras, pues la variabilidad en los procesos erosivos es, como ya se mencionó, bastante alta.

Por otro lado, también es común estimar tasas netas de erosión en cuencas por medio de la acumulación de sedimentos en sectores donde la velocidad del caudal disminuye a tal punto que ocurre depositación. Dichos sectores pueden ser determinados en forma natural (lagos, sectores planos de los cursos de agua, etc.) o artificial (represas, embalses, diques etc.). Para este propósito es fundamental conocer los niveles topográficos de los sedimentos depositados antes y después del período de tiempo en estudio. Además, es importante realizar las mediciones en los mismos puntos, pues la variabilidad espacial es un factor que debe omitirse.

Para estimar la sedimentación en un canal específico, se deben establecer transectos de medición, en los cuales se determinará, cada cierto intervalo, la distancia entre el fondo del canal y la superficie de sedimentos, así como la distancia entre dicha superficie y la línea imaginaria que une ambos extremos del transecto transectos (Figura 9). Posteriormente, al finalizar el período de tiempo determinado para el estudio, se estima la acumulación de sedimentos en los mismos puntos de medición anterior. De este modo, se determina un área para cada transecto transectos, la cual se multiplica por la distancia entre estos, para determinar un volumen de sedimentos acumulados en el fondo del canal. Además, se debe estimar la densidad de los sedimentos en cuestión, mediante un muestreo aleatorio, determinando su variabilidad.

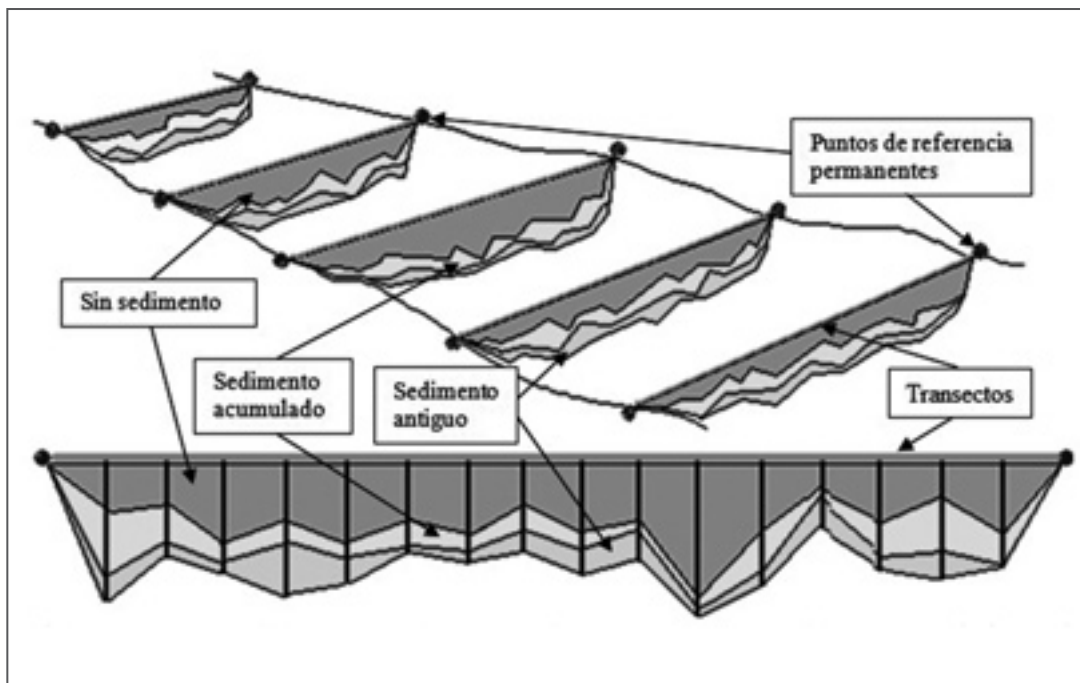


Figura 9. Representación esquemática para la determinación del sedimento acumulado en el fondo de un canal (Adoptado de García-Chevesich, 2008).

Pese a lo anteriormente expuesto, se debe tomar en cuenta que cerca del 90% del peso total de los sedimentos transportados en un curso de agua viajan en forma de suspensión, por lo que si nos centramos sólo en el material que se arrastra, solamente estaremos estimando una porción de la erosión total. Sin embargo, la mayoría de los estudios de modelación en erosión se enfoca en el transporte de material de arrastre.

3.5. Medición de la erosión eólica

Las técnicas para medir la erosión eólica son menos desarrolladas que las utilizadas en erosión hídrica (Morgan, 2005). El principal problema en el diseño de trampas de erosión eólica es retener las partículas de suelo, mientras que el aire pasa a través de la trampa sin disminuir su velocidad. Mediante el ajuste de las proporciones entre el área de entrada y de salida de la trampa, así como del volumen interior de ésta, se pueden diseñar trampas bastante efectivas.

Una trampa de sedimentos efectiva debe ser capaz de cambiar su orientación a medida que el viento cambia de dirección. Como ya se mencionó, la velocidad del viento no debe variar al ingresar a la trampa. De la totalidad de los métodos utilizados en la medición de la erosión eólica, la *botella de muestreo de Wilson y Cooke* es probablemente el más eficiente (Sterk y Raats, 1996; García-Chevesich, 2008). Se trata de una serie de contenedores ubicados a diferentes alturas, con una boquilla de entrada (enfrentando al viento) y otra de salida, esta última de mayor diámetro que la primera. Por lo general, los orificios de entrada y salida poseen diámetros de 10 y 15 mm, respectivamente. Como se aprecia en la Figura 10, los orificios de entrada enfrentan el viento, gracias a la existencia de una vela que gira el sistema, de acuerdo a la dirección del viento, cumpliendo el rol de un timón.

Un problema muy común en la medición de la erosión eólica es la determinación del tamaño de la muestra y la ubicación del experimento. Como regla general, mientras más muestras, menor es la variabilidad de los sedimentos acumulados en éstas. En cuanto a la disposición espacial de las estaciones de muestreo, se ha concluido que los mejores resultados se obtienen mediante una distribución aleatoria sistemática, en la que cada nodo se ubica a 500 metros del nodo vecino (Chappell *et al.*, 2003).

3.6. Experimentos de laboratorio

Es prácticamente imposible simular la totalidad de los factores influyentes en los procesos erosivos bajo condiciones controladas. Sin embargo, los experimentos en los cuales se controlan ciertos factores son útiles para determinar diferencias relativas en las tasas de erosión obtenidas, de acuerdo a la variabilidad de éstos.

Existe un sinnúmero de estudios relacionados con la erosión, utilizando *simuladores de lluvia* (Figura 11). Dichos experimentos son diseñados para producir tormentas de energía, intensidad y tamaño de las gotas predeterminadas, las cuales pueden repetirse variando otros factores influyentes en los procesos erosivos. El requerimiento más importante de un simulador de lluvia es que debe ser capaz de producir la misma distribución de tamaños de gotas, velocidades terminales y la intensidad que la lluvia natural de algún área determinada, siendo además capaz de repetir el experimento (Bubenzer, 1979; Page *et al.*, 2003).

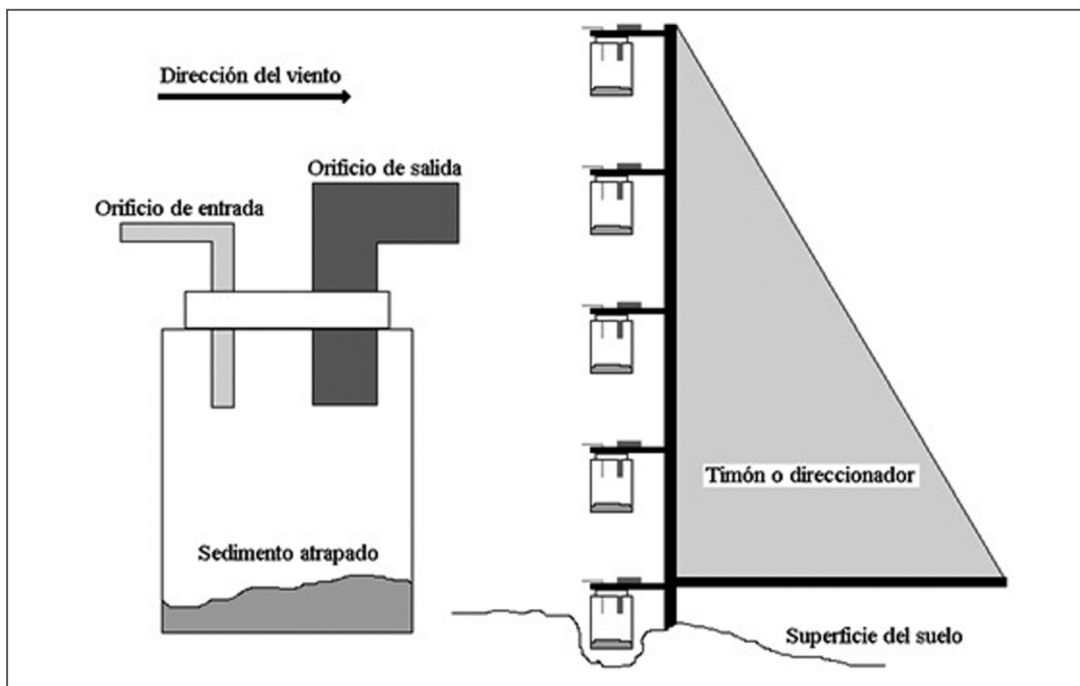


Figura 10. Diseño experimental para la implementación de la botella de muestreo de Wilson y Cooke (Adoptado de Morgan, 2005).

Los simuladores de lluvias se clasifican de acuerdo a los mecanismos utilizados para formar las gotas de agua, destacando entre los más comunes los tubos perforados y los aspersores (Morgan, 2005). No obstante, no existe simulador que se iguale a las características de la lluvia natural (Hall, 1970). En la mayoría de los laboratorios existe una insuficiencia en altura, por lo que las gotas no alcanzan su velocidad terminal natural. Por esta razón, usualmente se incrementa la presión de salida. Sin embargo, dicha acción aumenta la intensidad de la lluvia, pero disminuye el tamaño de sus gotas. La intensidad puede disminuirse reduciendo la frecuencia en que la lluvia cae sobre la parcela de erosión, pese a que sólo se reduce la intensidad promedio de la simulada tormenta. Esto nos hace meditar en que es prácticamente imposible simular condiciones naturales de lluvia, en términos de intensidad real y distribución espacial (Morgan, 2005).

De este modo, se mide el caudal producido por la lluvia falsa, recolectando muestras cada cierto lapso previamente establecido, con el fin de determinar la variación de la concentración de sedimentos y estimar la erosión total. También pueden utilizarse clavos de erosión, pese a su reducida aplicación en la historia de los simuladores de lluvia.



Figura 11. Los simuladores de lluvia representan una herramienta de mucha utilidad en la estimación de la erosibilidad relativa de distintos tipos de suelo, elaborándose comúnmente modelos hidrológicos. En la imagen, cortesía de Jeff Stone y el USDA ARS Watershed Research Center, se aprecia el Walnut Gulch Rainfall Simulator.

En cuanto a la *erosión de impacto*, se han utilizado una serie de metodologías en las cuales se ha simulado la lluvia. Por lo general, se usan contenedores llenos de algún tipo de suelo, el que se satura justo antes de iniciar el experimento. Conociendo el peso del contenedor y del suelo seco antes y después de la lluvia falsa, se pueden determinar las tasas de erosión por unidad de área y según intensidad y duración de la tormenta. De este modo, se pueden comparar distintos tipos de suelo en términos de erodabilidad. Sin embargo, el experimento daría sólo valores relativos, pues el suelo utilizado se encuentra en condiciones de agregación y cohesividad muy distintas a la realidad (Morgan, 2005). Es necesario recordar al lector que los niveles más altos de erodabilidad de todo suelo se alcanzan cuando éste se encuentra saturado, por lo que los estudios que involucren dichas condiciones de humedad representan los valores más altos de erosión que un suelo pueda generar.

Cuando se estudian distintos tipos de suelos, o suelos del mismo tipo pero provenientes de sitios diferentes, se deben extraer las muestras bajo las mismas condiciones de humedad. Para cumplir con dicha condición, lo más recomendable es extraer los suelos en su *capacidad de campo*, esto es, que el suelo se satura de agua para después cubrirlo con un plástico (para evitar evaporación) por 24 a 48 horas. Sólo después puede extraerse la muestra para luego ser estudiada en condiciones de laboratorio (Moldenhauer, 1965).

Existen ocasiones en que la precipitación es reemplazada por caudales conocidos (simuladores de caudal), descargados en la sección más elevada de la parcela (Savat, 1975). Además, existen estudios en los que se han combinado ambas variables (precipitación y caudal), con el fin de estimar tasas de erosión más cercanas a la realidad (Govers *et al.*, 1987).

Por último, la mayoría de las ecuaciones desarrolladas para la *erosión eólica* se han llevado a cabo bajo condiciones controladas, por medio de *túneles de viento*. Mediante un ventilador o una aspiradora, la velocidad del viento es controlada, y los sedimentos desprendidos son almacenados y evaluados. La zona en la cual se encuentra el suelo a soplar debe tener

al menos 15 metros de largo. La mayoría de los túneles de viento utilizados obtienen el aire desde afuera (circuito abierto), pues estos son más baratos y proporcionan un mejor control de la dirección del viento sobre el suelo en estudio.

Pese a lo anteriormente señalado, los túneles de viento no son muy utilizados, debido a que los más pequeños, es decir los más adecuados para la realización de experimentos en terreno, no son válidos desde el punto de vista aerodinámico, pues el flujo de aire producido se asemeja más a condiciones laminares que a turbulentas.

3.7. Modelación de la erosión

Las técnicas descritas en las secciones anteriores permiten determinar tasas de erosión bajo distintas condiciones de vegetación, topografía, tipo de suelo, prácticas de manejo de la tierra, etc. Mediante el análisis de dichos datos es posible generar ecuaciones con el fin de predecir la erosión a futuro, determinar las mejores prácticas de manejo o seleccionar el método más conveniente para controlar la pérdida de suelo. De este modo, se selecciona un área de estudio y se toman los datos correspondientes al caso, en los que se incluye no solo la erosión y sedimentación, sino que también los demás factores que afectan la erosión. Posteriormente, se desarrollan ecuaciones multivariantes y se determina la mejor relación entre los factores que afectan la erosión y la cantidad estimada de suelo perdido. Si las predicciones son lo suficientemente exactas, el modelo puede utilizarse en otros sitios que cuenten con condiciones similares (Morgan, 2005).

Por definición, los modelos son representaciones simplificadas de la realidad. Dependiendo de la exactitud deseada, los modelos pueden ser muy simples o muy complejos. Además, existen modelos que predicen la erosión producida en una tormenta, en un mes, en un año, etc., lo cual dificulta aún más la ecuación final. Del mismo modo, la predicción puede provenir de unos centímetros cuadrados, un cultivo, una ladera o una cuenca. Dichos factores temporales y espaciales son cruciales al momento de seleccionar los procesos que deberán ser incluidos en el modelo y el tipo de datos a recolectar (Morgan, 2005).

Todo profesional o científico que decida implementar un modelo de erosión debe especificar los requerimientos de diseño antes de comenzar. De este modo, los usuarios podrán ver qué procesos se incluyen, para luego tomar decisiones sobre la elección del modelo más adecuado a utilizar para el cumplimiento de sus objetivos (Morgan, 2005).

Uno de los modelos más simples en la ciencia de la erosión es la relación entre la concentración de sedimentos y el caudal, vista con anterioridad, la cual se expresa en la forma siguiente (Morgan, 2005):

$$C = \alpha Q^b \quad (3)$$

Donde C es la concentración de sedimentos en peso por unidad de volumen (usualmente gr/cm^3) y Q es el caudal (m^3/s), siendo a y b parámetros, los cuales no siempre son fáciles de determinar. Esto se debe a que la relación entre C y Q puede variar estacionalmente, dependiendo de lo lluvioso que fue el año anterior. Si el invierno fue lluvioso, se espera más cobertura vegetal en la cuenca, por lo que se producirá menos erosión, lo que se traduce en una menor concentración de sedimentos para un mismo caudal producido en años anteriores. Sin embargo, para ese mismo caudal, pero subsiguendo un año seco, la concentración de sedimentos esperada será bastante mayor. Por otro lado, la variación entre tormentas también

es alta, sin mencionar los efectos de las actividades humanas en los procesos erosivos.

Existe un sinnúmero de modelos desarrollados para distintos tipos de procesos erosivos, los cuales pueden descargarse gratuitamente de Internet. Cada modelo es cuidadosamente explicado, por lo que detallar cada uno de ellos en este texto sería innecesario. Entre los más conocidos y mundialmente utilizados se encuentran los siguientes (Morgan, 2005):

- Ecuación universal de pérdida de suelos (USLE)
- Ecuación universal de pérdida de suelos revisada (RUSLE)
- Proyecto de predicción en la erosión hídrica (WEPP)
- Estimador de pérdida de suelo para África del Sur (SLEMSA)
- Modelo de Morgan, Morgan y Finney (MMF)
- Ecuación de predicción de la erosión eólica (WEPE)
- Sistema erosión-sedimentación de la Universidad de Griffith (GUESS)
- Modelo de erosión europeo (EUROSEM)

José Daniel Brea¹
Pablo Daniel Spalletti¹

(1) Programa Hidráulica Fluvial, Laboratorio de Hidráulica, Instituto Nacional del Agua, Argentina

1. Introducción

Para el proyecto de las obras hidráulicas o manejo de cuencas en ríos de montaña, resulta imprescindible conocer el comportamiento del material sólido producido o generado en la cuenca, que es transportado luego por el sistema fluvial. Asimismo también es de importancia conocer cómo es el mecanismo del transporte de ese sedimento generado, a lo largo de los cauces de la red, con el fin de poder evaluar los procesos de erosión y/o sedimentación que pueden presentarse. Especialmente en zonas con suelos con escasa vegetación y altas pendientes, las precipitaciones intensas tienen un importante efecto erosivo en la cuenca, con el consiguiente elevado transporte sólido en los cursos que conforman la red de drenaje.

Es general, es común en la mayoría de los ríos latinoamericanos la ausencia de registros de caudales sólidos y caracterizaciones granulométricas del material transportado en suspensión y por arrastre de fondo. Como estos datos básicos son de fundamental importancia a la hora de encarar proyectos de obras de control de erosión en los mismos, resulta necesario recurrir a técnicas que permitan determinar cuál es la producción de sedimentos en la cuenca analizada.

Por otro lado, y desde este punto de vista, para definir criterios respecto al manejo de los recursos de una cuenca, es decir para la planificación de medidas estructurales y no estructurales a llevar a cabo en la misma, incluyendo el potencial impacto que dichas medidas podrían generar; el conocimiento de la producción de sedimentos resulta indispensable.

Existen diversos métodos para evaluar y cuantificar el sedimento producido en una cuenca de montaña. Todos ellos, en general, analizan la interacción de factores tales como el clima, la litología, el uso del suelo, la topografía, entre otros.

A pesar de la gran cantidad de metodologías existentes, la valoración cuantitativa precisa de la producción de sedimentos es imposible de asegurar debido a la complejidad del proceso erosivo, a la cantidad de factores que influyen en el mismo y la escala de los fenómenos actuantes, debiendo tenerse en cuenta cuestiones tan locales como ser el grado de cohesión de las partículas del terreno, hasta parámetros regionales como la temperatura o las precipitaciones en la cuenca. Sin embargo, a pesar de las dificultades, pueden ajustarse ciertas metodologías con una precisión aceptable, que permita cumplir los objetivos perseguidos.

En este contexto, la metodología de Gavrilovic ha sido exitosamente aplicada en las cuencas andinas argentinas y bolivianas, para conocer la tasa anual de sedimento producido en una cuenca. Esta metodología ha podido ser validada a partir del contraste de los resultados con mediciones de caudales sólidos en suspensión y comparación de batimetrías en embalses.

A partir de la aplicación de esta metodología, pueden definirse los datos de entrada para un modelo morfológico de ríos de montaña, de suma utilidad para el diseño de obras de control de erosión en este tipo de ríos.

Los ríos de montaña se caracterizan por presentar lechos con sedimentos heterogéneos, como consecuencia, por un lado, de la variabilidad en los fenómenos que actúan como aportes de material, y, por otro, de los procesos de erosión y depósito que ocurren en el cauce, y que están vinculados al transporte de los sedimentos que componen el lecho. Los sedimentos son transportados por la acción del flujo, en forma de arrastre en el fondo en una capa de cierto espesor, en suspensión formando parte de la corriente, y como carga de lavado.

Para modelar la dinámica morfológica de este tipo de ríos deben tenerse en cuenta una serie de fenómenos relacionados con el transporte de la mezcla de sedimentos del lecho, tales como la mayor movilidad intrínseca de las partículas finas, que hace que los sedimentos del lecho sean más gruesos en relación a la composición del material transportado; el efecto de protección-exposición, que incrementa la movilidad de las partículas más gruesas y disminuye la de las más finas en comparación con las correspondientes a material uniforme y, reduciendo la diferencia entre la composición del lecho y del material transportado; y el efecto de acorazamiento dinámico del fondo que produce una protección vertical contra la erosión.

Con estas características, en el Laboratorio de Hidráulica del Instituto Nacional del Agua se ha desarrollado el modelo ANDES. El mismo permite estudiar la evolución morfológica de ríos con sedimentos heterogéneos, mediante la aplicación de las ecuaciones de transporte a cada clase granulométrica y la incorporación de un término que tiene en cuenta el efecto de protección-exposición.

La utilización conjunta del modelo de producción de sedimentos y, del modelo morfológico, permite abordar el problema de diseño de obras de control de erosión en cuencas de ríos de montaña con herramientas validadas, dando un mayor grado de certeza a los proyectos realizados en ambientes donde la ausencia de datos básicos para el diseño es un hecho habitual.

2. Estimación de la Producción de Sedimentos por Erosión Superficial

La metodología propuesta para el cálculo de la tasa de producción de sedimentos por erosión superficial, es la de Gavrilovic (Gavrilovic, 1959; Gavrilovic, 1988; Zemljic, 1971), que estima la cantidad de material producida por erosión superficial en una cuenca y, que es transportada a la sección del río que la define.

Este método empírico permite obtener el volumen de sedimento en m³/año, como el producto de la producción media anual de sedimento por erosión superficial (W) y del coeficiente de retención (R).

Como los procesos erosivos son el resultado de la interacción de factores tales como topografía, clima, tipo de suelo, uso del suelo, vegetación, características geológicas y geomorfología, las formulaciones intentan incluir estas variables con un adecuado peso relativo. En este caso, la expresión para determinar el volumen de sedimento erosionado promedio anual es:

$$W = T \cdot h \cdot \pi \cdot Z^{3/2} \cdot F \quad (\text{m}^3/\text{año})$$

donde “T” es el coeficiente de temperatura (función de la temperatura promedio anual), “h” es la precipitación media anual (mm/año), “F” es la superficie de la cuenca (km²) y “Z” es el coeficiente de erosión, cuya expresión es:

$$Z = X \cdot Y \cdot (\varphi + I^{1/2})$$

en donde “X” es el coeficiente de uso del suelo, “Y” es el coeficiente de resistencia del suelo a la erosión, “φ” es el coeficiente que evalúa los procesos erosivos observados e “I” es el gradiente de la pendiente superficial (en %).

El coeficiente de retención “R” indica la relación entre el volumen de sedimento que efectivamente pasa por la sección de cierre de la cuenca y el volumen total de material producido por erosión superficial. La expresión utilizada para su determinación (Zemljic, 1971) es función del perímetro de la cuenca, de la diferencia de nivel media en la cuenca, de la longitud total de los afluentes fluviales laterales, de la longitud de la cuenca por el talweg del cauce principal y de la superficie de la cuenca.

En la metodología original, los valores de los coeficientes y de las variables actuantes han sido desarrollados y probados en base a estudios sobre cuencas, y considera las variables con sus valores medios en el interior de las mismas. El método de cálculo ha sido empleado con éxito en cuencas alpinas, y en cuencas piloto en la zona andina y en otras zonas montañosas (Brea y Spalletti, 1997; Cadore *et al.*, 1994; Gentile *et al.*, 1999, Peviani *et al.*, 1994).

En los estudios más comunes a realizar en la zona andina, las cuencas abarcan cientos o miles de km², por lo que los valores medios de los parámetros no son representativos. Por ello, para tener en cuenta la distribución espacial en el interior de la zona de estudio de las variables intervinientes en el cálculo, cuyos valores se refieren a características físicas locales, se modificó la metodología anterior tomando como unidad de trabajo un diferencial de área. Mediante esta nueva técnica de manejo de la información, se han obtenido resultados muy satisfactorios en cuencas andinas de Argentina y Bolivia (Brea *et al.*, 1999).

La ecuación podría reescribirse entonces como

$$W_c = T \cdot h \cdot \pi \cdot Z^{3/2} \cdot F_c \quad (\text{m}^3/\text{año})$$

donde el subíndice “c”, indica que los valores de los parámetros, se refieren a las celdas en que se dividió la zona de estudio.

El término W_c/F_c es la tasa anual promedio de producción de sedimento por erosión superficial (m³/año.km²), por lo que el mapa de su distribución es un claro indicador de las zonas más susceptibles.

2.1. Aplicación a la región del Noroeste Argentino (NOA)

La metodología empleada considera que los procesos erosivos son el resultado de la interacción de factores que tienen una distribución espacial en la zona de estudio. Por ello, los datos básicos para el desarrollo del cálculo, deben recopilarse en forma de planos o mapas que reflejen adecuadamente su disposición.

Por otro lado, la necesidad de resolver ecuaciones en cada uno de los elementos diferenciales de área que componen la zona de estudio, hace que la disposición en forma

de celdas de los SIG que trabajan bajo el formato raster, son los ideales para el manejo y procesamiento de los datos, pues permiten la realización de operaciones matemáticas entre distintas imágenes, operando celda por celda.

Para el mapa de la tasa anual promedio de producción de sedimento por erosión superficial o tasa de erosión superficial potencial específica de todo el NOA, se adoptó un tamaño de celda de 200 metros por 200 metros, con el criterio de definir adecuadamente la información. Para cada celda se calculó el término:

$$W_c/F_c = w_c = T \cdot h \cdot \pi \cdot Z^{3/2} \quad (\text{m}^3/\text{año} \cdot \text{km}^2)$$

Para llevar a cabo esta operación fue necesario contar con imágenes raster de cada una de las variables que intervienen en la fórmula de cálculo. Luego se operó entre ellas, calculándose el valor "wc" para cada casilla (Figura 1).

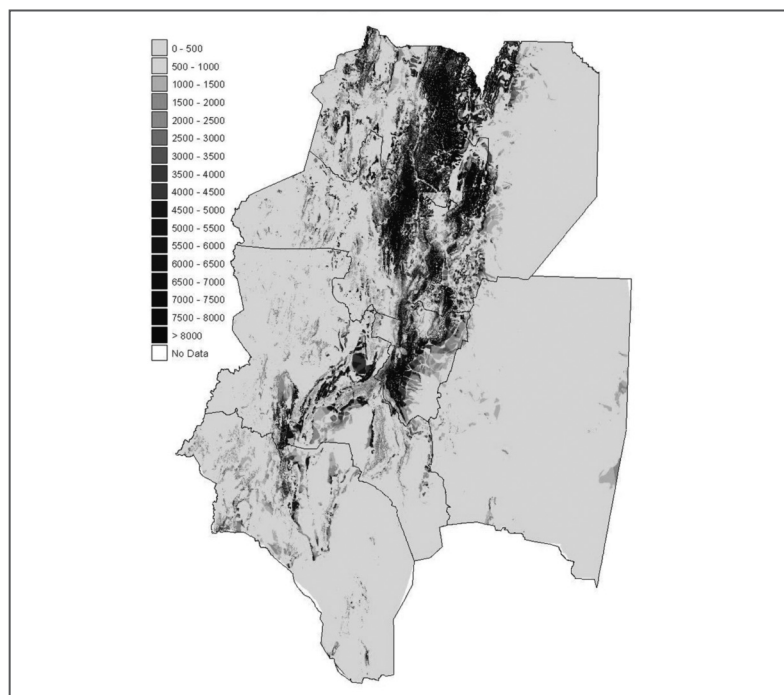


Figura 1. Mapa de la tasa de erosión superficial potencial específica w_c (m³/año.km²).

Aún en las situaciones en las que la erosión superficial es la principal fuente de sedimentos, la diferencia entre valores medidos y calculados puede ser importante, siendo las causas el carácter empírico del método empleado, la asignación de los coeficientes, la existencia de otras fuentes de producción (incluidos fenómenos tales como deslizamientos), entre otras, sumadas al alto grado de variabilidad que implica el trabajar con producción y transporte de sedimentos en agua.

En el mismo sentido, el parámetro R, que representa la cantidad del sedimento erosionado que se retiene o deposita en la cuenca, es el que presenta las mayores incertidumbres en su determinación.

Es por ello que resulta indispensable verificar que la metodología resulte consistente respecto de mediciones llevadas a cabo en la zona de estudio, y al mismo tiempo, adecuar

los coeficientes a las condiciones particulares, sin olvidar que la complejidad del fenómeno analizado hace imposible cuantificarlo con precisión. Para llevar a cabo dicha tarea, es necesario comparar los resultados con registros de aforos sólidos y sedimentación en embalses.

En las zonas dominadas por un embalse, o por una determinada estación de aforos con datos de caudales sólidos, el volumen de sedimento producido y transportado a la sección final de cada cuenca (G), puede calcularse multiplicando los correspondientes valores de "W" (suma de todos los valores de " w_c " de las celdas incluidas en la superficie de la cuenca por la superficie de las casillas) y del coeficiente de retención "R", el cual depende de parámetros que caracterizan a toda la cuenca, por lo que no se puede trabajar con celdas como unidad de cálculo (Spalletti y Brea, 2000).

Para verificar el comportamiento del método en relación a los valores de aforos sólidos, se consideró la Estación Caimancito sobre el río San Francisco, cuya cuenca de aporte se localiza íntegramente en la región del NOA.

Para realizar la validación se compararon los valores del material sólido en suspensión medio anual de todos los años con registros, con los correspondientes al material sólido producido por erosión superficial y que llega a la sección del río donde se ubica la estación de aforo, calculado con la metodología descrita anteriormente.

Para la determinación del coeficiente de retención se dividió la cuenca de aporte a la Estación Caimancito, en 69 subcuencas (Figura 2) y se calculó para cada una de ellas un valor de "R" (Brea y Spalletti, 1999). Los valores del coeficiente fueron variables entre 0.006 y 0.128.

El valor calculado con el método de Gavrilovic fue de aproximadamente 19240000 Tn/año, siendo el valor medio anual de los caudales sólidos medidos de 19336255 Tn/año (Agua y Energía Eléctrica, 1991). La comparación de ambos estaría indicando que los resultados del modelo utilizado para estimar la producción de material sólido son aceptables, pues en esta cuenca la principal fuente de producción de los sedimentos que llegan a la sección del río donde se ubica la estación de medición, es la erosión superficial (Figura 2).



Figura 2. Área de aporte a la Estación Caimancito

Respecto de la validación a partir de la sedimentación registrada en espejos de agua, se analizó el comportamiento de seis cuencas de aporte a embalses en la región del NOA. Los embalses con datos de sedimentación fueron (Figura 3): el de Los Sauces en La Rioja, localizado sobre el río Los Sauces, el de Anzulón en La Rioja, sobre el río Anzulón, el de Escaba en Tucumán, sobre el río Marapa, el de El Cadillal en Tucumán, sobre el río Salí, el de Río Hondo en Santiago del Estero, sobre el río Salí y el de Cabra Corral en Salta, sobre el río Juramento (Agua y Energía Eléctrica, 1991).



Figura 3. Localización de los embalses (y áreas de aporte) en los que se evaluó la sedimentación.

Los resultados de la comparación de los valores de sedimentación en embalses medidos y calculados con la metodología de Gavrilovic, se visualizan en la Tabla 1. En ella, “S” es la sedimentación registrada media anual y “ G_s ” es el valor de “G” (de acuerdo a Gavrilovic) afectado por un coeficiente que tiene en cuenta la porosidad de los depósitos en los embalses. Si bien para la determinación precisa de este coeficiente son necesarias muestras de los distintos estratos de sedimentos, pueden obtenerse valores con una adecuada aproximación a partir de los datos registrados en embalses de similares características. (HEC6, 1993; Lara y Sanders, 1970).

La columna final de la Tabla 1, muestra la relación entre valores calculados y medidos, donde se pone de manifiesto el buen ajuste logrado, en especial si se tiene en cuenta que la erosión superficial no es la única fuente de producción de sedimentos y no se contó con el dato de la densidad de los depósitos en los embalses analizados.

Embalse	R	W (m ³ /año)	G (m ³ /año)	G _s (Hm ³ /año)	S (Hm ³ /año)	G _s /S
Los Sauces	0.086	440976	37851	0.0802	0.1125	0.71
Anzulón	0.088	398257	34922	0.0740	0.2000	0.37
De Escaba	0.077	1369913	106062	0.2249	0.3879	0.58
El Cadillal	0.059	14608228	865607	1.8351	2.7506	0.67
Río Hondo	0.061	69474100	4221744	8.9501	13.2857	0.67
Cabra Corral	0.070	86140597	6054042	12.8346	20.7405	0.62

Tabla 1. Sedimentación de embalses.

A modo de conclusión de este punto, puede decirse que la estimación mediante la metodología de Gavrilovic, modificada para su utilización en forma distribuida, permite evaluar la tasa de erosión superficial potencial específica en cuencas de montaña con muy buenos resultados. El mapa de su distribución en la zona de estudio, es un claro indicador de los sectores más susceptibles de ser atacados por erosión superficial, además de ser una herramienta de decisión importante para evaluar los procesos de estabilización o recuperación de dichos sectores.

Al igual que en estudios anteriores citados, se ha comprobado la buena respuesta del método empleado en ambientes andinos, realizándose su validación mediante el contraste de los resultados con aforos sólidos y sedimentación en embalses, localizados en distintos sectores de la zona de estudio.

3. Modelo Morfológico para Ríos de Montaña.

Como ya se expresara, para modelar la dinámica morfológica de ríos de montaña deben tenerse en cuenta una serie de fenómenos relacionados con el transporte de la mezcla de sedimentos del lecho, tales como la mayor movilidad intrínseca de las partículas finas, el efecto de protección-exposición, y el efecto de acorazamiento dinámico del fondo que produce una protección vertical contra la erosión.

Los ríos de montaña se caracterizan por presentar lechos con pendientes fuertes y sedimentos heterogéneos, con gran variabilidad en las dimensiones de las partículas que componen el fondo. Como se dijo, este material sólido puede tener orígenes diversos y por ello características particulares, pudiendo deberse su génesis a procesos de erosión superficial, deslizamiento de laderas, desmoronamientos de márgenes, etcétera.

Los procesos de erosión y depósito que ocurren en el cauce, están asociados al transporte de sedimentos por la acción del flujo, el que puede desarrollarse en forma de arrastre de fondo, en suspensión y como carga de lavado.

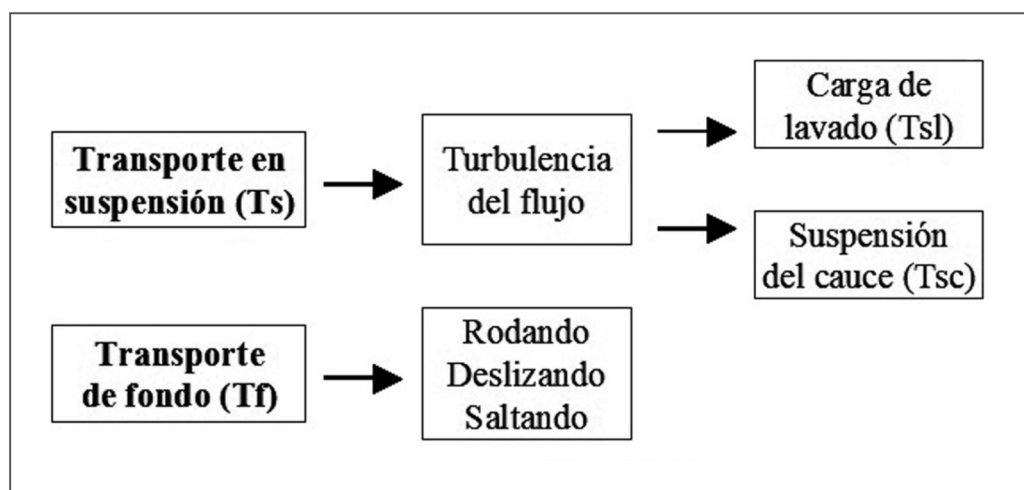


Figura 4. Flujo procesos de transporte

$$T_{\text{total}} = T_f + T_s = T_f + T_{\text{sc}} + T_{\text{sl}} \quad (1)$$

De las formas de transporte antes indicadas, el transporte de fondo es el que está asociado a los cambios morfológicos del lecho.

En general las ecuaciones para calcular el transporte de sedimentos no tienen en cuenta la no-uniformidad del material, y han sido verificadas en rangos limitados de condiciones hidráulicas y sedimentológicas. Algunos ejemplos de la base teórica y experimental utilizada para la definición de estas expresiones son:

• **Fórmula de Meyer-Peter y Muller (1948):**

Es una ecuación para el cálculo del transporte de fondo. Se obtuvo a partir de un importante número de datos experimentales en un canal de 2 x 2 x 50 metros con material uniforme y mezcla de partículas (los autores usan el diámetro medio aritmético) con diámetros entre 0,4 y 29 mm, pendientes entre 0,0004 y 0,02 y tirantes entre 0,1 y 1,2 metros.

• **Fórmula de Engelund y Hansen (1967):**

Ecuación para el cálculo del transporte total (para tensiones de corte moderadas puede aplicarse para determinar el transporte de fondo). Basada en consideraciones teóricas a partir del concepto de balance energético, y verificada con ensayos con sedimentos uniformes, con diámetros entre 0,19 y 0,93 mm.

• **Fórmula de Van Rijn (1984):**

Esta ecuación para la estimación del transporte de fondo fue obtenida a partir de consideraciones teóricas, asumiendo que el movimiento del material de fondo es dominado por los saltos de las partículas bajo la influencia de las fuerzas hidrodinámicas del flujo y de las fuerzas gravitatorias. Para su verificación se tomaron de la literatura, 130 experimentos en canales de laboratorio con sedimentos uniformes con d_{50} entre 0,2 y 2 mm, profundidades mayores a 0,1 m y números de Froude menores a 0,9. El transporte de fondo por unidad de

ancho se define como el producto de la velocidad de las partículas, la altura de los saltos y la concentración de fondo.

• **Fórmula de Di Silvio (1983):**

Fue obtenida de la relación entre el transporte adimensional con la potencia cúbica de la tensión de corte adimensional, incorporando la ecuación de Strickler-Manning. Fue verificada con datos de campo y laboratorio.

En ríos con pendientes altas, donde los sedimentos presentes en el lecho en general varían entre fracciones de milímetros (arenas finas) y algunos decímetros, las simplificaciones que llevan implícitas las formulaciones tradicionales, son una limitación importante para su aplicación.

La dinámica morfológica de este tipo de ríos está condicionada por una serie de fenómenos asociados al transporte de la mezcla de sedimentos del lecho, entre los que pueden destacarse:

- La mayor movilidad intrínseca de las partículas finas, que hace que los sedimentos del lecho sean más gruesos en relación a la composición del material transportado (Figura 5).

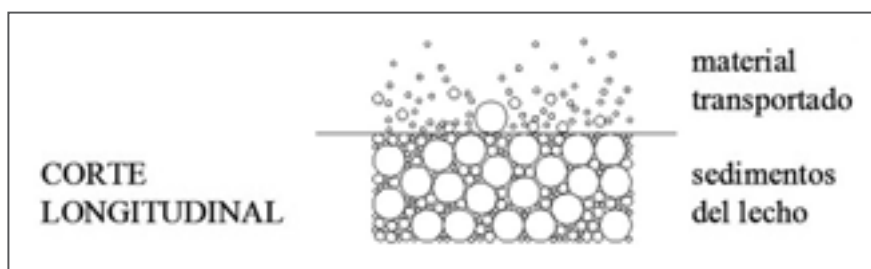


Figura 5. Esquema de transporte de la mezcla de sedimentos.

- El efecto de protección-exposición, que incrementa la movilidad de las partículas más gruesas de la mezcla y disminuye la de las más finas, en relación con la del material uniforme. Este efecto tiende a reducir la diferencia entre la composición del material del lecho y del transportado.
- El efecto de acorazamiento dinámico en la superficie del lecho, produce una protección vertical contra la erosión que puede ser dominante respecto de la protección horizontal indicada antes.
- La infiltración de las partículas finas entre las más gruesas hasta que la porosidad del lecho es saturada.
- La gran variabilidad en las longitudes de “salto” en el transporte de los distintos tamaños de grano.

Cuando la tensión de corte en el fondo comienza a exceder el valor crítico de inicio de movimiento, las partículas empiezan a moverse rotando o deslizándose en continuo contacto con el fondo del lecho. Para valores crecientes de la tensión de corte, las partículas

se trasladan mediante saltos más o menos regulares. El material moviéndose de las maneras antes indicadas conforma el transporte de fondo.

Todos los fenómenos mencionados están relacionados con el intercambio entre las partículas que están temporalmente en movimiento (transportadas por el escurrimiento) y las que están temporalmente en reposo (en el lecho).

Debido a la imposibilidad de tener en cuenta todos estos fenómenos en forma conjunta en el análisis de la evolución morfológica de estos ríos, deben hacerse algunas simplificaciones para su estudio, por lo que se realiza una serie de hipótesis simplificativas:

a) Concepto de capa de mezcla o capa activa.

La dificultad para cuantificar la posición y tamaño de las partículas debajo de la superficie del fondo, ha motivado la adopción del concepto de capa de mezcla o capa activa, que se define como una capa del fondo que contiene partículas susceptibles al arrastre debido a un aumento o disminución en el esfuerzo cortante local. Se supone que la totalidad de las partículas de determinado tamaño dentro de la capa activa están propensas a moverse independientemente de su localización.

Si se considera un volumen elemental finito de espesor igual al de la capa activa, siempre que las partículas sean adicionadas o removidas de la superficie dentro del volumen elemental, su distribución granulométrica cambia. Este estrato consta de partículas que se encuentran totalmente mezcladas y en promedio igualmente expuestas a ser movidas por el flujo.

Uno de los puntos esenciales es la estimación del espesor de la capa activa. Los criterios para su definición suelen variar entre los diversos autores, e incluso las diferencias en el comportamiento del lecho frente a la erosión y la sedimentación hace que algunos investigadores definan el estrato de mezcla y su espesor, de distintas maneras en ambos casos.

b) Movimiento del fondo como continuo.

Como es imposible estudiar de manera diferenciada las trayectorias de las partículas del fondo, se considera el movimiento del fondo como continuo, que sugiere que en cada instante pueden verse partículas que empiezan a moverse, otras en movimiento y otras que se detienen, cambiando de esta manera la elevación y la distribución granulométrica del lecho.

c) La longitud del volumen elemental del fondo es mayor que la máxima longitud de salto de las partículas.

Si se cumple que la longitud del volumen elemental del fondo es mayor que la máxima longitud de salto de las partículas, el transporte "T" representa el intercambio de partículas entre dos volúmenes adyacentes.

d) Mezcla de sedimentos representada por fracciones granulométricas.

La mezcla de sedimentos está representada por un cierto número de fracciones o clases granulométricas.

El número de intervalos de clase necesarios para el cálculo implica un compromiso entre tiempos de simulación y errores, pero debe representar adecuadamente la mezcla. Hay

formulaciones que permiten determinar dicho número a partir de parámetros estadísticos de las granulometrías (desvío estándar geométrico y asimetría adimensional).

e) Aplicación de las ecuaciones de transporte a cada clase granulométrica. Término que tiene en cuenta el efecto de protección-exposición.

La utilización de formulaciones adaptadas en las que las ecuaciones de transporte se aplican a cada clase granulométrica, incorporándose también un término que tiene en cuenta el efecto de protección-exposición.

Para el cálculo del transporte de sedimentos por clases o fracciones granulométricas, pueden utilizarse ecuaciones adaptadas para su uso con materiales heterogéneos. Así, Basile (2000) presenta varias de estas ecuaciones, de las que aquí se presentan las tres siguientes:

• **Meyer-Peter y Muller (transporte de fondo):**

$$W_i = 8 \cdot \beta_i \cdot \mu^{1,5} \cdot \left(1 - \frac{\tau_{*ci}^{corr}}{\mu \cdot \tau_{*i}} \right)^{1,5} \quad (2)$$

donde:

W_i : transporte de fondo adimensional para la fracción "i"

μ : Factor de formas de fondo

τ_{*i} : tensión de corte adimensional para la fracción "i"

$\tau_{*ci}^{*cicorr}$: tensión de corte crítica adimensional corregida para la fracción "i"
 con $\tau_{*ci}^{*cicorr} = \xi_i \cdot 0,047$
 siendo ξ_i el coeficiente de protección-exposición.

• **Engelund y Hansen (transporte total):**

$$W_i = 0,05 \cdot \beta_i \cdot \left(\frac{u}{u_*} \right)^2 \cdot \tau_{*i} \cdot \xi_i \quad (3)$$

donde:

u : velocidad

u_* : velocidad de corte.

• **Di Silvio:**

$$T_i = \alpha \cdot \beta_i \cdot \frac{Q^m \cdot I^n}{B^p \cdot d_i^q} \cdot \xi_i \quad (4)$$

donde:

I : pendiente

$m = 1.8$, $n = 2.1$, $p = 0.8$, $q = 1.2$

$\alpha = 0.08$: coeficientes propuestos por el autor.

Para el coeficiente de protección-exposición, una posibilidad es utilizar una expresión simplificada con la forma:

$$\xi_i = \left[\frac{d_i}{d_m} \right]^b \quad (5)$$

con el exponente “b” entre –1 y 1, siendo d_i : el diámetro característico para la fracción “i” y d_m : diámetro medio aritmético.

Los detalles del modelo para estimar la evolución morfológica se presenta en el anexo al final del capítulo.

3.2. Descripción casos de estudio en Argentina.

Para verificar el correcto funcionamiento del modelo desarrollado, el mismo se implementó en el río Medina, Tucumán, Argentina, y los resultados fueron comparados con los de un modelo físico del río (Figura 6) y con observaciones directas de campo (Figura 7).



Figura 6. Modelo físico, río Medina



Figura 7. Muestras de campo, río Medina

A partir de estas comparaciones fue posible realizar un análisis de sensibilidad, con el objetivo de definir el exponente en la fórmula del coeficiente de protección-exposición, así como el espesor de la capa activa (Spalletti *et al.* 2002). Los mejores resultados se obtuvieron para esta aplicación, utilizando un exponente igual a 0,2 y un espesor para la capa de mezcla igual a $2.d_{90}$, donde d_{90} es el diámetro que no es superado por el 90 por ciento de las partículas.

Las tareas asociadas a la aplicación del modelo consisten en:

- Preparación de los datos básicos e implementación del modelo.
- Validación del modelo en base a los datos históricos disponibles.
- Realización de las corridas de producción, a partir de las cuales es posible analizar el comportamiento del río para los diferentes escenarios de aplicación simulados.

Con esta herramienta y siguiendo los pasos anteriores se evaluó la posibilidad de proyectar estructuras para la estabilización del lecho en ríos de montaña con altas tasas de transporte de sedimentos, del tipo de las utilizadas en torrentes de muy alta pendiente, dándole al diseño una base morfológica diferente del criterio geométrico tradicional.

Un caso de estudio corresponde al río Colanzulí-Iruya, localizado en la provincia de Salta, en el noroeste argentino, Argentina (Figura 8).



Figura 8. Vista general del río Colanzulí-Iruya

En este río habían sido proyectadas con el criterio geométrico tradicional, 17 presas de cuatro metros de alto, separadas entre sí 50 metros, de las cuales dos de ellas fueron construidas. El esquema estructural de estas obras se presenta en la Figura 9.

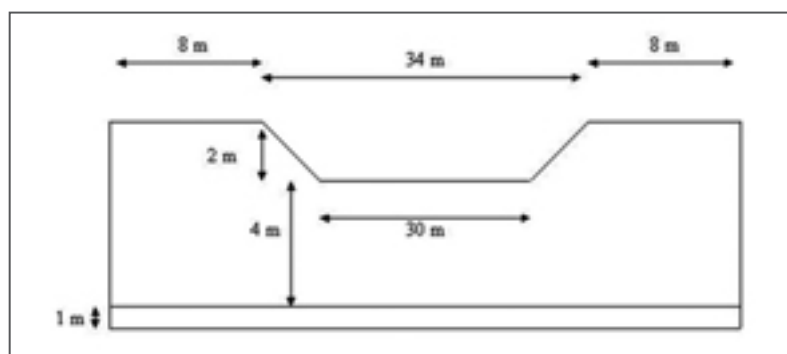


Figura 9. Esquema estructural de las presas

Como ejemplo, en la Figura 10, se presentan algunos resultados obtenidos con el modelo (Brea y Spalletti, 2003) del funcionamiento morfológico del grupo de presas que habían sido proyectadas en el río Colanzulí-Iruya con un criterio geométrico tradicional. En particular, se muestra la evolución de los depósitos aguas arriba de las primeras cuatro estructuras, considerando que inicialmente el lecho se encontraba en la situación previa a la construcción de las estructuras.

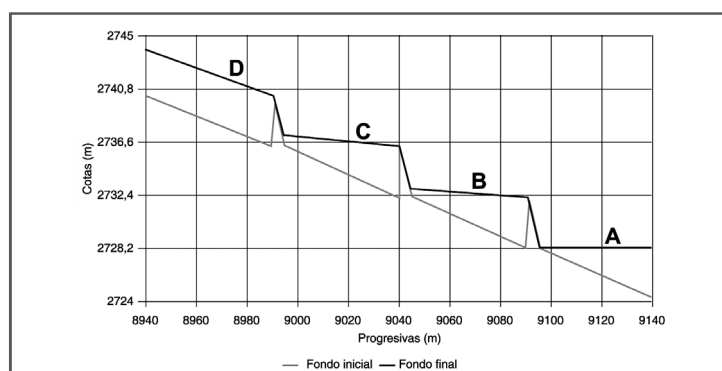


Figura 10. Resultados del modelo – Perfil longitudinal

En la Figura 11 se muestra la evolución temporal de las distribuciones granulométricas de los depósitos aguas arriba de las obras, donde se puede apreciar que progresivamente el material del lecho en estos tramos, tiende a la distribución de sedimentos que presentaba el lecho antes de considerar la presencia de las presas. Las letras de las referencias se corresponden con las indicadas en la Figura 10.

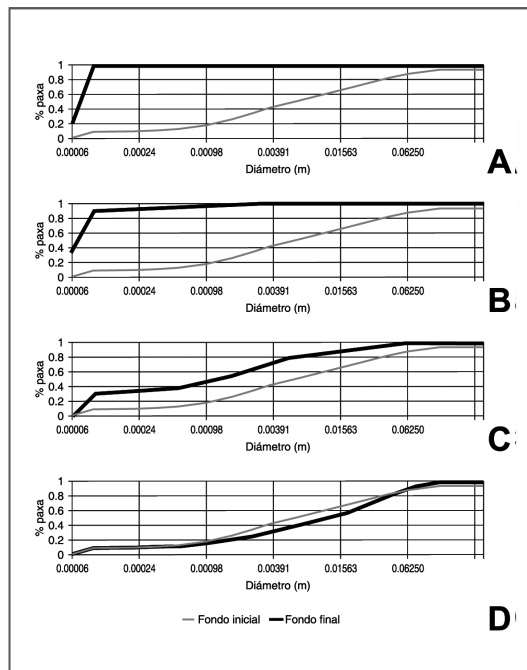


Figura 11. Resultados del modelo – Distribuciones granulométricas de los depósitos

Los mecanismos de sedimentación observados aguas arriba de las estructuras tras pocos ciclos de crecida, hacen que rápidamente los cauces tiendan a adquirir la pendiente original, pero en correspondencia con las crestas de las presas (Figura 12). En estas condiciones las estructuras dejan de funcionar como elementos de control de sedimentos y sólo cumplen la función de estabilizar el fondo del río.

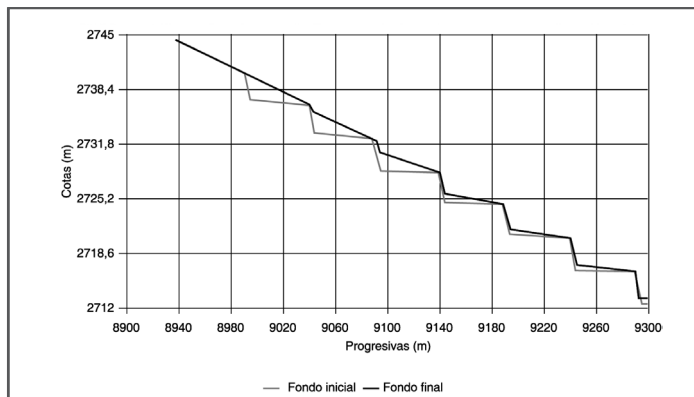


Figura 12. Resultados del modelo – Perfil longitudinal

Como el perfil y los tamaños de grano de los sedimentos tienden a una nueva condición de estabilidad tras los desbalances inducidos por la presencia de las presas, la pendiente se aproxima a su valor original, en los depósitos los tamaños de las partículas se incrementan progresivamente tendiendo a adquirir distribuciones granulométricas similares a las que presentaba el lecho antes de la presencia de las obras, y el agua escurre entre las estructuras con velocidades medias del orden de las que se tenían para la condición natural.

Los resultados el modelo numérico fueron confirmados mediante observaciones directas de campo, ya que como se indicara antes, dos de las estructuras estudiadas fueron

construidas, y los procesos morfológicos desarrollados en su entorno fueron similares a los observados en el modelo. En la Figura 13 se observa la situación del lecho en correspondencia con una de las presas construidas, tras el pasaje de una sola crecida en el río Colanzulí-Iruya. En esta Figura puede individualizarse la cresta de la estructura, como así también los depósitos en su entorno.



Figura 13. Situación del lecho en correspondencia con una presa construida en el río Colanzulí-Iruya

Mediante el uso del modelo y de las observaciones de campo, ha sido verificado que en ríos con altas tasas de transporte de sedimentos, la estabilización del fondo mediante estructuras transversales cuyas crestas se localizan en el nivel del lecho, es decir umbrales de fondo, ubicadas de acuerdo a un análisis morfológico, es una alternativa efectiva y de menor costo en relación con presas proyectadas con el criterio geométrico tradicional para el diseño de este tipo de estructuras.

Como síntesis del presente artículo puede decirse que las herramientas de cálculo aquí presentadas, han sido verificadas y contrastadas con estudios de campo y modelación física, lo que resulta muy favorable a la hora de seleccionar metodologías de cálculo de producción de sedimentos en cuencas de montaña o de evolución morfológica en dichos ríos, temáticas en las cuales, no es habitual contar con estas validaciones.

4. Anexo

4.1. Modelo para estimar la evolución morfológica

Se describe a continuación la base teórica del programa ANDES, que ha sido desarrollado en el Laboratorio de Hidráulica del Instituto Nacional del Agua de Argentina, para estudiar la evolución morfológica de cauces con sedimentos heterogéneos, mediante una metodología válida para analizar los procesos que se registran en estos ríos, y que puede funcionar acoplado a un modelo hidrodinámico. El mismo ha sido materializado mediante un modelo numérico simplificado en base a ecuaciones diferenciales que describen los fenómenos físicos involucrados.

Además de las hipótesis simplificadas antes indicadas relativas al intercambio entre las partículas transportadas por el escurrimiento y las del lecho (A-E), se agregan nuevos conceptos para abordar el tratamiento matemático del problema.

Se asume que la ecuación de transporte para cada fracción en la que se divide la curva granulométrica del sedimento, está completamente gobernada por los parámetros medios locales, tales como el gasto, pendiente de fondo, ancho del canal, tamaño del grano representativo de la fracción, etc. Las ecuaciones de movimiento se resuelven utilizando parámetros medios locales.

Los parámetros hidráulicos pueden resolverse mediante un módulo hidrodinámico basado en las ecuaciones de continuidad y cantidad de movimiento, considerando válidas las hipótesis de St Venant, que en su forma diferencial, con $y(x,t)$ y $Q(x,t)$ como variables dependientes pueden escribirse como:

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \frac{1}{B} \cdot \frac{\partial Q}{\partial x} = 1 \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + g \cdot A \cdot \frac{\partial y}{\partial x} + g \cdot A \cdot \frac{Q \cdot |Q|}{K^2} = 0 \quad (2)$$

con, $B = B(y)$, $A = A(y)$

donde, y : altura de la superficie libre; B : ancho superficial; Q : caudal; t : tiempo; x : distancia longitudinal horizontal; A : área de la sección; g : aceleración de la gravedad.

El término K^2 tiene en cuenta los aspectos friccionales del escurrimiento y está representado por:

$$K^2 = \frac{A^{5/3}}{n \cdot x^{2/3}} \quad (3)$$

donde: n : número de Manning
 x : perímetro mojado.

El sistema fue resuelto por el método de diferencias finitas, utilizando el esquema de Preissmann y utilizando el método de resolución de doble barrido.

Las ecuaciones presentadas permiten resolver los escurrimientos intermitentes gradualmente variados, si las variables dependientes son funciones continuas y diferenciables. Pero en ríos de alta pendiente no se cumplen las hipótesis a partir de las cuales se desarrolló el esquema de cálculo hidrodinámico, no teniendo sentido su aplicación porque puede llevar a cometer importantes errores, siendo posible calcular los parámetros hidráulicos mediante un modelo simplificado que describa el fenómeno físico, considerando nuevas hipótesis:

- La velocidad con que se desarrollan los cambios en las ondas de crecida en ríos de montaña es mucho mayor que la de los cambios que se producen en el lecho, lo que permite asumir que se tiene un escurrimiento cuasi-permanente.
- La pérdida de energía local en un resalto hidráulico débil y la variación de la energía cinética, son despreciables en comparación con la pérdida friccional del escurrimiento, por lo que se puede asumir que en promedio el escurrimiento está significativamente bien representado por uno cuasi-uniforme pudiéndose entonces utilizar la expresión de Chezy-Manning.

$$I = \left(\frac{U}{n \cdot R^{2/3}} \right)^2 \quad (4)$$

donde: I : pendiente media del tramo del río
 U : velocidad media del escurrimiento
 R : radio hidráulico

Independientemente de la metodología adoptada para la determinación de los parámetros hidráulicos, la determinación del número de Manning en cada sección se calcula en cada paso de tiempo, mediante la expresión de Strickler:

$$n = 0,042 \cdot (d_{90})^{1/6} \quad (5)$$

donde: d_{90} : diámetro que no es superado por el 90 % de las partículas del lecho en la sección.

El programa desarrollado permite sumar a este valor de rugosidad obtenido a partir del material del lecho, un valor adicional, para tener en cuenta las características del cauce.

Para la continuidad de la fase sólida es posible plantear distintos modelos esquemáticos para estudiar los intercambios de partículas entre estratos que representan el escurrimiento y el fondo y que se asocian a los diversos mecanismos de transporte. Sin embargo, por simplicidad y porque no se han observado grandes mejoras en la capacidad de predicción de modelos basados en esquemas de varias capas, se adoptó el modelo en dos estratos (Di Silvio *et al.*, 1991). En la Figura A1 se presenta el esquema de transporte utilizado.

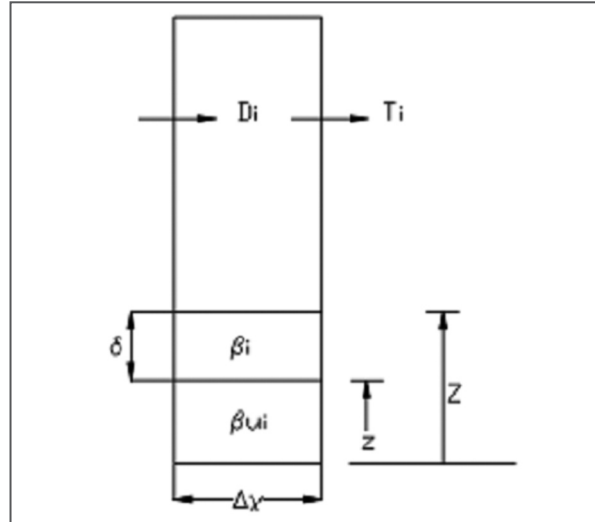


Figura A1. Esquema de transporte adoptado para la continuidad de la fase sólida

Si bien los sedimentos se mueven continuamente de una capa a la otra, su comportamiento en cada capa es marcadamente diferente. La capa superior es la de transporte total, y prevalece el movimiento longitudinal, debido a la velocidad del escurrimiento en la dirección de la corriente, sobre el vertical, dado por las fluctuaciones de la turbulencia y por la velocidad de caída de las partículas.

Debajo del anterior, se define el estrato activo, o de mezcla, de espesor δ y composición granulométrica β_i , que es el porcentaje de cada fracción en que se divide la muestra total. En esta capa las partículas no están en movimiento horizontal sino que están sujetas a movimiento vertical, desde y hacia el estrato de transporte total. Se supone que la totalidad de las partículas de determinado tamaño de clase en el interior del estrato activo, están propensas a moverse independientemente de su localización.

Por debajo de la capa de mezcla se tiene el material que compone el lecho propiamente tal, con composición granulométrica β_{ui} .

El programa resuelve en el tiempo y en el espacio, el sistema de ecuaciones diferenciales para cada fracción granulométrica.

Las ecuaciones básicas son:

- i- Una ecuación de continuidad del sedimento en el estrato superior para cada fracción granulométrica, que cuantifica el balance entre el transporte y la deposición neta.
 - ii- Una ecuación de conservación de masa que permite evaluar la evolución de la cota de fondo.
 - iii- Una ecuación de balance vertical de sedimento en el estrato de mezcla para cada fracción granulométrica.
- a- Ecuación de continuidad del sedimento en el estrato superior: para la fracción granulométrica i -ésima:

$$B \cdot D_i + \frac{\partial T_i}{\partial x} = 0 \quad (6)$$

donde: T_i : transporte volumétrico de la clase i -ésima (vol/tiempo)

D_i : flujo neto vertical de la clase i -ésima

B : ancho del cauce

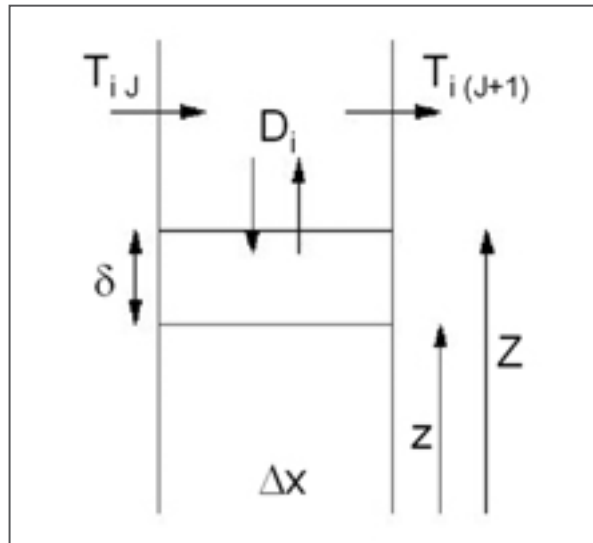


Figura A2. Esquema de transporte

Considerando un elemento diferencial de longitud Δx y ancho B , la ecuación anterior podría describirse como:

$$\frac{T_{i(J+1)} - T_{iJ}}{\Delta x} = -B \cdot D_i \quad (7)$$

La misma expresa el balance entre el transporte total T_i para la clase i -ésima y el flujo neto vertical para la misma clase D_i .

Aplicando sumatoria para todas las clases, quedaría:

$$\frac{\Delta T}{\Delta x} = -\sum(B \cdot D_i) \quad (8)$$

b- La ecuación de conservación de masa para los sedimentos puede ser escrita como:

$$(1 - p) \cdot B \cdot \frac{\partial Z}{\partial t} = -\frac{\partial T}{\partial x} \quad (9)$$

donde: p : porosidad del sedimento

Z : cota del fondo

T : transporte volumétrico total

Aplicando sumatoria a la ecuación "i" y combinando con la "ii" se tiene:

$$(1 - p) \cdot \frac{\partial Z}{\partial t} = \sum Di \quad (10)$$

$$(1 - p) \cdot \frac{\partial (z + \delta)}{\partial t} = \sum Di \quad (11)$$

donde: z: cota del lecho debajo de la capa de mezcla
 δ : espesor capa de mezcla

Como se indicara esta última expresión permite evaluar la evolución de la cota de fondo.

c- La ecuación de balance vertical de sedimento en el estrato de mezcla se obtiene aplicando la ecuación de conservación de masa para cada clase granulométrica al espesor de mezcla. Representa el intercambio vertical de cada clase granulométrica de sedimento.

Aplicando este concepto a los casos de erosión (Figura A3) y depósito (Figura A4), y considerando que todas las partículas tienen la misma densidad, la ecuación que se obtiene permite estimar la evolución temporal de la composición granulométrica del estrato activo o de mezcla:

$$(1 - p) \cdot B \cdot \left[\frac{\partial (\beta_i \cdot \delta)}{\partial t} + \beta_i^* \cdot \frac{\partial (Z \cdot \delta)}{\partial t} \right] = - \frac{\partial T_i}{\partial x} \quad (12)$$

donde: $\beta_i^* = \beta_i$ si $\sum Di > 0$ (depósito)
 $\beta_i^* = \beta_{ui}$ si $\sum Di < 0$ (erosión)

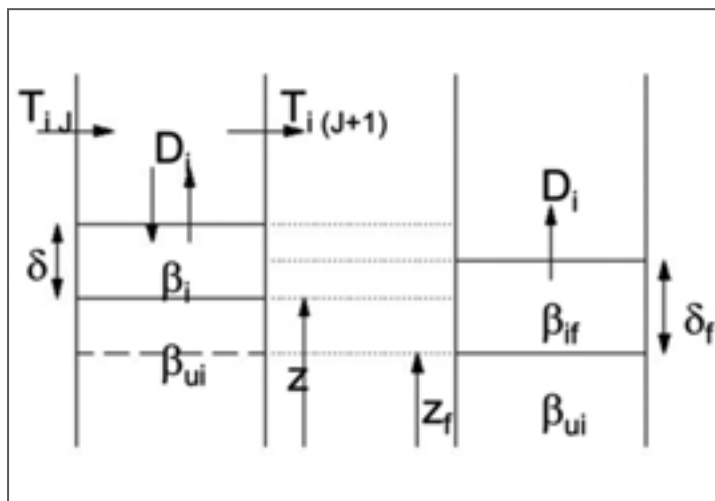


Figura A3. Esquema de erosión

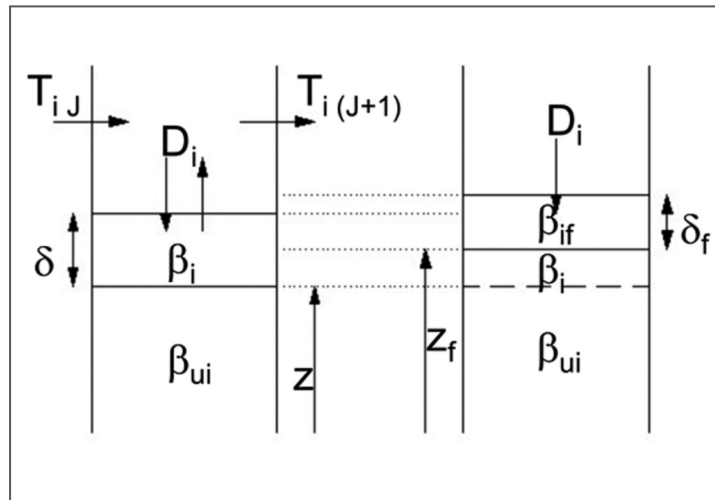


Figura A4. Esquema de depósito

Para el cálculo del transporte de sedimentos por clases o fracciones granulométricas, pueden utilizarse cualquiera de las ecuaciones adaptadas para su uso con materiales heterogéneos disponibles en la bibliografía. En particular, en Argentina, se ha aplicado con éxito la fórmula de Di Silvio para cuantificar el transporte de sedimentos en ríos con alta pendiente.

El conjunto de ecuaciones de continuidad de sedimentos ha sido resuelto numéricamente usando un método aproximado en diferencias finitas con esquema de predicción y corrección.

En la fase de predicción se ha utilizado el esquema de avance en el tiempo y en el espacio. Se estima así, para el paso de tiempo en cuestión, una nueva cota de fondo y una nueva granulometría del lecho. Por ejemplo, la expresión utilizada para la determinación del flujo neto vertical de la clase i -ésima en la etapa de predicción es:

$$D_{i(t+1)} = \frac{T_{iJ} - T_{i(J+1)}}{\Delta x \cdot B} \quad (13)$$

Para la corrección, se usó el esquema de cuatro puntos. En este caso los valores finales del lecho se obtienen a partir de los datos del paso de tiempo anterior y de los valores predichos, dándole un determinado peso relativo. En esta etapa, la expresión utilizada para el cálculo del flujo neto vertical de la clase i -ésima es:

$$D_{i(t+1)} = \frac{(1 - \theta) \cdot (T_{iJ} - T_{i(J+1)}) + \theta \cdot (T_{iJ \text{ pred}} - T_{i(J+1) \text{ pred}})}{\Delta x \cdot B} \quad (14)$$

donde los valores indicados con el subíndice "pred" se obtuvieron a partir de las predicciones.

Si bien en el modelo desarrollado se puede indicar el valor de θ a utilizar en los cálculos, en general se ha considerado un valor de 0,6.

La celeridad puede definirse como la velocidad de propagación de un cambio en una variable. Aplicando simplificaciones pueden calcularse los valores de celeridad para las distintas variables que intervienen en el cálculo de la evolución morfológica:

Para la variable β_i :
$$c_i = \frac{1}{\partial \bullet \beta} \bullet \frac{\partial T_i}{\partial \beta_i} \quad (15)$$

Para la variable Z:
$$c = \sum \frac{1}{\partial \bullet \beta} \bullet \frac{\partial T_i}{\partial \beta_i} \bullet \left(\frac{D_i}{\sum D_i} - \beta_i \right) \quad (16)$$

Puede demostrarse que para que el esquema de cálculo sea estable debe cumplirse:

$$\theta \geq \frac{1}{2} \quad (17)$$

$$\sigma^2 \leq \frac{2\theta - 1}{\theta^2} \quad (18)$$

donde σ es el número de Courant definido como:

$$\sigma = c \bullet \frac{\Delta t}{\Delta x} \quad (19)$$

El modelo evalúa en el tiempo, parámetros tales como cota de fondo, volúmenes y composición granulométrica del material transportado y de fondo, caudales líquidos, niveles, anchos superficiales, alturas líquidas, etc., en cada una de las secciones de cálculo.

Jaime E. Camargo Hernández¹

Victor Franco²

(1) Comisión Federal de Electricidad, Cuernavaca, Morelos, México

(2) Instituto de Ingeniería, UNAM, Ciudad Universitaria, Coyoacán, D.F., México

1. Introducción

Para tener el conocimiento de la erosión, movimiento y depósito de sedimentos en el suelo, corrientes, almacenamientos y otros cuerpos de agua, es necesario aforar el sedimento transportado tanto en suspensión como en el fondo. La obtención de esta información es costosa, si se compara con otra clase de datos.

Aforar el sedimento permite realizar lo siguiente:

- Evaluar el volumen de sedimento arrastrado en una cuenca, considerando las diferentes condiciones de geología, suelo, clima, precipitación, topografía, cobertura vegetal, densidad de drenaje y uso del suelo.
- Estimar en el tiempo la concentración del sedimento y el grado de transporte de las corrientes.
- Evaluar la erosión y depósito del sedimento en el sistema de drenaje.
- Conocer la cantidad y la granulometría del sedimento que entra a un cuerpo de agua para diferentes condiciones del flujo.
- Encontrar la relación entre el sedimento y la calidad del agua.

Para poder cumplir con lo señalado, se requiere de un conocimiento detallado de los muestreadores, de las técnicas para el aforo de los sedimentos, y del análisis y preparación de los registros de sedimentos para su posterior uso. En este trabajo se presenta lo relacionado con el primer tema mencionado.

2. Muestreadores

Un sin número de equipos de medición han sido desarrollados para medir el transporte de sedimentos (Tabla 1). Estos datos de medición son necesarios para determinar cuantitativamente y establecer o verificar expresiones analíticas o empíricas que permiten calcularlo. Muy pocos de los equipos de medición desarrollados son aceptados universalmente, por ello se hace necesario utilizarlos con extremo cuidado y dentro de su rango de aplicación.

2.1. Transporte en suspensión

Los equipos para obtener muestras representativas de sedimentos que se mueven en suspensión en el interior de una corriente y que ayudan a calcular el arrastre en suspensión, g_s , pueden agruparse dentro de tres grupos: los instantáneos, que captan súbitamente la muestra agua-sedimento; los integrales, que captan o complementan la muestra de un cierto

recorrido o en un punto dado la muestra; los de registro continuo.

Antes de describir cada uno de los grupos es conveniente señalar que los equipos de medición o muestreadores de material en suspensión deberán cumplir con lo siguiente:

- Permitir que la muestra sea captada con igual velocidad que la de la corriente.
- Dejar que la boquilla de muestreo pueda captar muestras lo más cerca posible del lecho del río.
- Minimizar la perturbación que el muestreador produce al ser introducido en la corriente, especialmente en la boquilla de muestreo.
- Manejarlo fácilmente dentro de la corriente y orientarlo adecuadamente en la dirección del flujo.
- Disponer de un mantenimiento simple y económico.
- Contar con recipientes homogéneos de vidrio.

a. Muestreadores instantáneos

El principio de operación es muy sencillo. Consiste en descender el recipiente abierto, en posición vertical u horizontal, al sitio donde se va a muestrear e inmediatamente se acciona algún mecanismo que cierre el recipiente y por tanto se captura un volumen de 1 a 5 litros. Para descender el equipo en aguas someras o de poca profundidad se utilizan barras, mientras que en aguas de mayor profundidad se requiere de cables o cuerdas.

Un muestreador horizontal típico es el presentado por Jakuschoff en 1932 (Figura 1), el cual consiste en un cilindro hueco, de dos placas, de un mensajero pesado que acciona las placas y de barras para su operación. Este tipo de muestreadores ha sido utilizado en Suiza; otro de diseño similar presentado por Joukowsky ha sido utilizado en Rusia y el Sonde de Collet en Francia.

Un muestreador vertical típico (Figura 2) es el presentado por Jakuschoff en 1932, con un arreglo similar al del aforador horizontal en 1940. Otros similares en diseño son el "muestreador Eakin", descrito por Johnson (1940), y el "Polish Hydrographical Institute", mencionado por Jarocki en 1963.

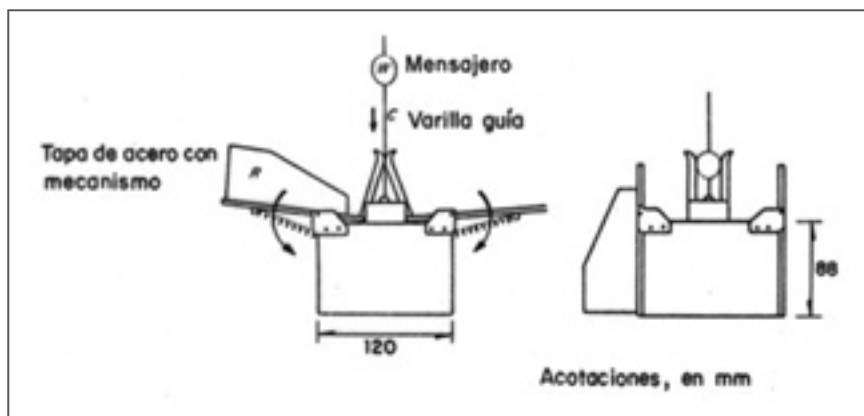


Figura 1. Muestreador horizontal instantáneo de sedimentos en suspensión (Jakuschoff, 1932).

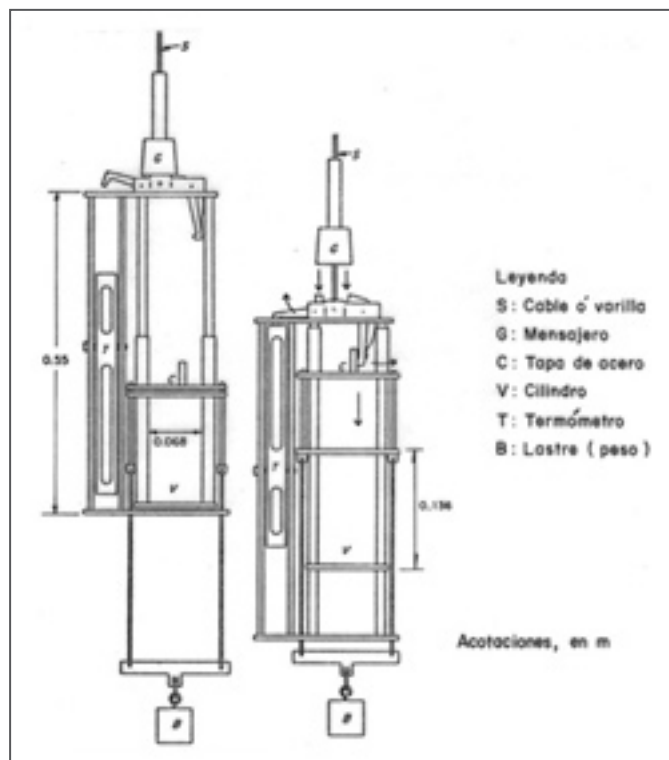


Figura 2. Muestreador vertical instantáneo de sedimentos en suspensión (Jakuschoff, 1932).

b. Muestreadores integrales

Existen dos tipos de muestreadores integrales. Con el primero de ellos se obtiene una muestra en un punto dado, permaneciendo en él un cierto tiempo; esta forma de muestreo se le conoce con el nombre de integración puntual. En el segundo se obtiene una muestra mientras el dispositivo recorre verticalmente una cierta distancia; a esta manera de muestreo se le conoce con el nombre de integración en la profundidad.

Los muestreadores integrales están provistos de un recipiente en el que se deposita la muestra, una boquilla por la cual ella pasa y un conducto para liberar el aire que el recipiente contenga durante el tiempo de muestreo. En ocasiones, están provistos de algún mecanismo automático para iniciar el muestreo.

b.1. Muestreadores integrales de punto

b.1.1. De la serie US-P

La Interagency Committee on Water Resources (1963), ha desarrollado los muestreadores conocidos como series US-P (Figura 3), los cuales pueden ser utilizados para capturar una muestra que represente la concentración media del sedimento en cualquier punto de la corriente y que no esté cercano al lecho, y también el muestreo continuo en un tramo de la profundidad. Conforme es capturada la muestra a través de una boquilla, el aire contenido en el recipiente es expulsado al funcionar la cámara compensadora de presión alojada en el muestreador.

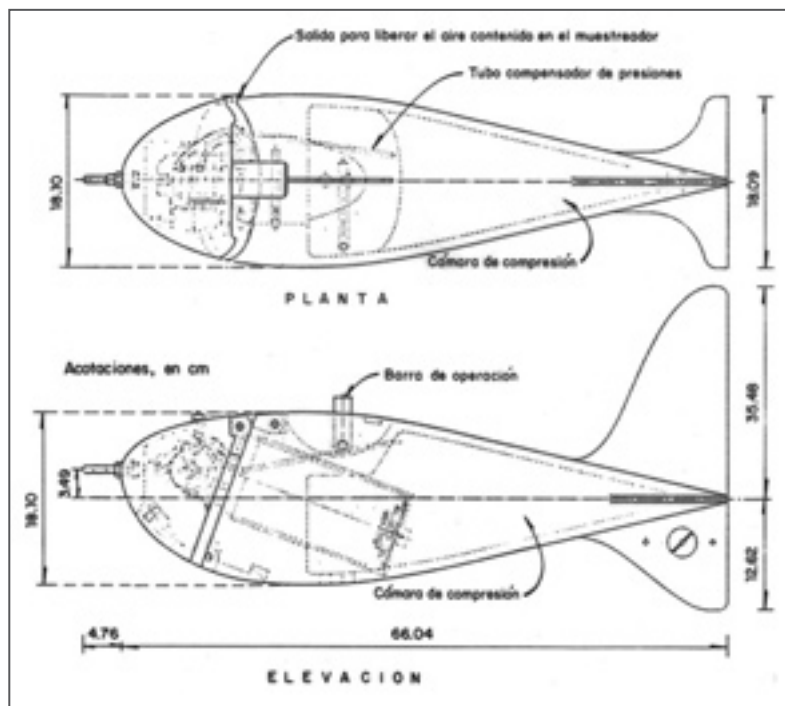


Figura 3. Muestreador integral en un punto, esquema general del US-P-46R.

Cada muestreador del tipo US-P está equipado de un juego de boquillas que han sido calibradas para un determinado tipo y para una serie de muestreadores que tienen características físicas similares. Las boquillas son torneadas interna y externamente para garantizar que la velocidad de entrada del agua en el muestreador no difiera más allá del tres al cinco por ciento con respecto a la velocidad que la corriente tiene en el sitio de muestreo. Se ha visto que cuando se modifica la velocidad se provoca un error en la concentración de la muestra, especialmente para tamaños de partículas en el rango de las arenas. Con ayuda de la Figura 4 se puede conocer el porcentaje de error en el cálculo de la concentración de sedimento para un tamaño de partícula dado, ello se hace cuando la velocidad del flujo en la boquilla es 0.25, 0.50 y 3.00 veces la velocidad de la corriente.

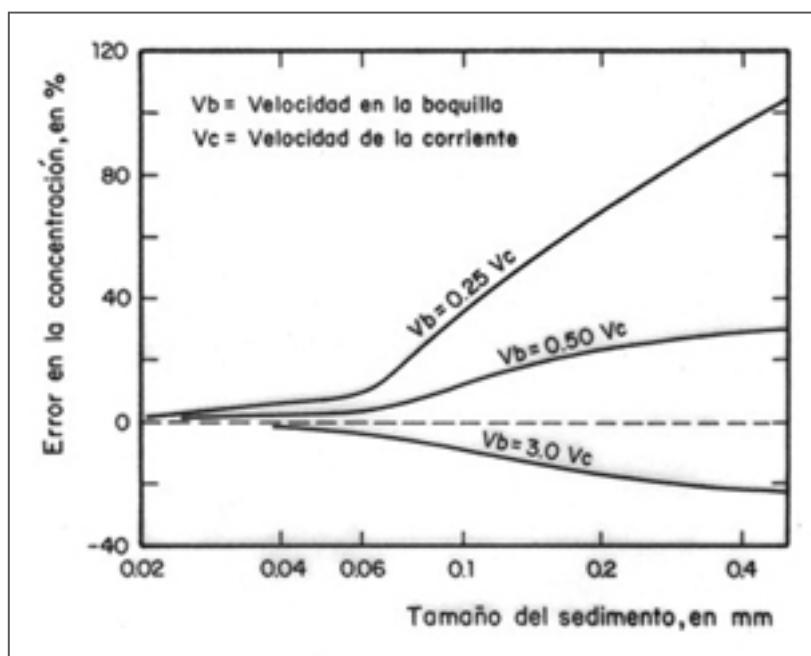


Figura 4. Porcentaje de error en la concentración del sedimento – tamaño del sedimento.

El no poder utilizar una boquilla que no corresponda al muestreador para el cual fue calibrado obedece a que:

- Las trayectorias de las líneas de flujo para el agua y aire son diferentes, produciendo una resistencia al flujo diferente.
- La carga hidráulica diferencial entre la boquilla, por la que pasa la muestra, y el conducto para liberar el aire del recipiente son diferentes.

Por lo expuesto, se recomienda no intercambiar boquillas, ya que en caso de hacerlo dará lugar a que la velocidad en el muestreador sea incorrecta, y por tanto también los datos de la concentración del sedimento y su distribución granulométrica no será confiable.

Las boquillas de diferente diámetro y longitud, se escogen en función de la velocidad de la corriente y de la profundidad de la misma, como se verá posteriormente. En ocasiones, la selección puede hacerse en función de la capacidad del recipiente o botella del muestreador.

Otra situación de igual importancia sería el sello para asentar la boca del recipiente, a efecto de no perder parte de la muestra durante el cambio de botellas o transportación.

La identificación del recipiente o muestra se realiza con un marcador azul o negro suficientemente resistente en su manejo y fácil de remover cuando se proceda a su limpieza; o bien adheriendo al cuerpo del recipiente una etiqueta de identificación.

b.1.2. Del tipo simplista

El muestreador del tipo simplista, el US-U, lo recomienda la Interagency Committee on Water Resources, para aquellos sitios donde no es posible utilizar los de la serie US-P.

El muestreador US-U (Figura 5) consta de un recipiente tipo lechero de 1/8 de galón; con orificios de admisión de la muestra y expulsión del aire de 3/16" de diámetro interno. Están

fabricados de cobre y dispuestos horizontalmente o verticalmente en cuanto a la dirección de sus conductos. Cuando la admisión está dispuesta verticalmente ocurren menos fallas por la posible obstrucción de desechos y depósitos de sedimentos, que cuando está dispuesta horizontalmente, por lo que se recomienda utilizar conductos dispuestos horizontalmente cuando la corriente transporta tamaño de sedimento superior a 0.062 mm. A pesar de sus limitaciones, los muestreadores US-U, se utilizan para tomar muestras integrales de punto en sitios donde no se cuenta con una estación de aforo. Las limitaciones que presenta este aparato son las siguientes:

- En su operación, la velocidad del flujo y la turbulencia alteran la presión efectiva en la entrada de la boquilla.
- En el muestreo, al realizarse en sitios cercanos a la superficie del flujo, en los márgenes, pilas o estribos, los ajustes teóricos de la distribución de la concentración de sedimentos verticales y horizontales no son del todo confiables debido a la presencia de esos obstáculos.

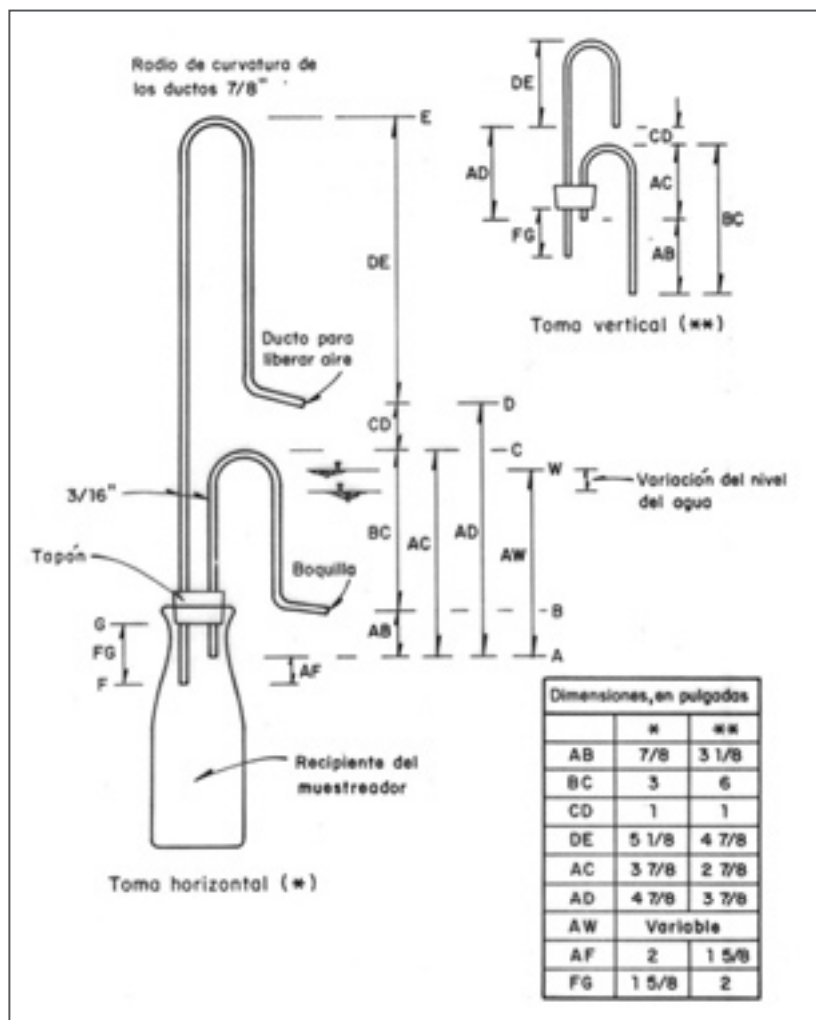


Figura 5. Muestreador integral de punto, US – U – 59.

b.2. Muestreadores integrales de profundidad

Los muestreadores integrales de profundidad (US-D) son similares a los de puntuales, la diferencia entre ambos estriba en el hecho de que en este aparato el muestreador no dispone de una válvula de control, es decir, está diseñado para acumular agua-sedimento y libera el aire contenido en el muestreador, conforme desciende hasta alcanzar el fondo y posteriormente cuando asciende hasta la superficie. El muestreador solo es útil para cubrir las distancias con una velocidad constante. Para profundidades menores de 4.5 m, la integración de la profundidad se realiza en los dos sentidos; para profundidades entre 4.5 y 9.0 m la integración de la profundidad se realiza en un sentido; cuando la profundidad es mayor a los 9.0 m se requiere que la integración de la profundidad se realice por partes con un muestreador que disponga de una válvula de control. Para cada una de las condiciones de muestreo será necesario seleccionar la boquilla indicada, a efecto de que la velocidad en su entrada sea similar a la del flujo.

La Interagency Committee on Water Resources ha diseñado una serie de muestreadores integrales de profundidad, que recomienda utilizarlos en las siguientes condiciones:

- Aguas someras que puedan ser vadeadas desde un puente de poca altura y son operados manualmente.
- En corrientes que no puedan ser vadeadas y cuya velocidad sea menor de 1.3 m/s, se manejan con malacates.
- En corrientes para integrar una profundidad en partes y velocidades menores de 2 m/s, se usan con malacates.

Un equipo diferente a los del tipo US-D es el conocido como "Botella de Delft" (Figura 6), diseñada en el laboratorio del Delft, Holanda. El equipo presenta la menor resistencia posible al flujo por su forma aerodinámica, permitiendo a través de su boquilla con diámetro de 0.022 m el paso de la muestra, reteniendo en su interior el sedimento y liberando al exterior el agua. El sedimento atrapado es a su vez medido en una probeta.

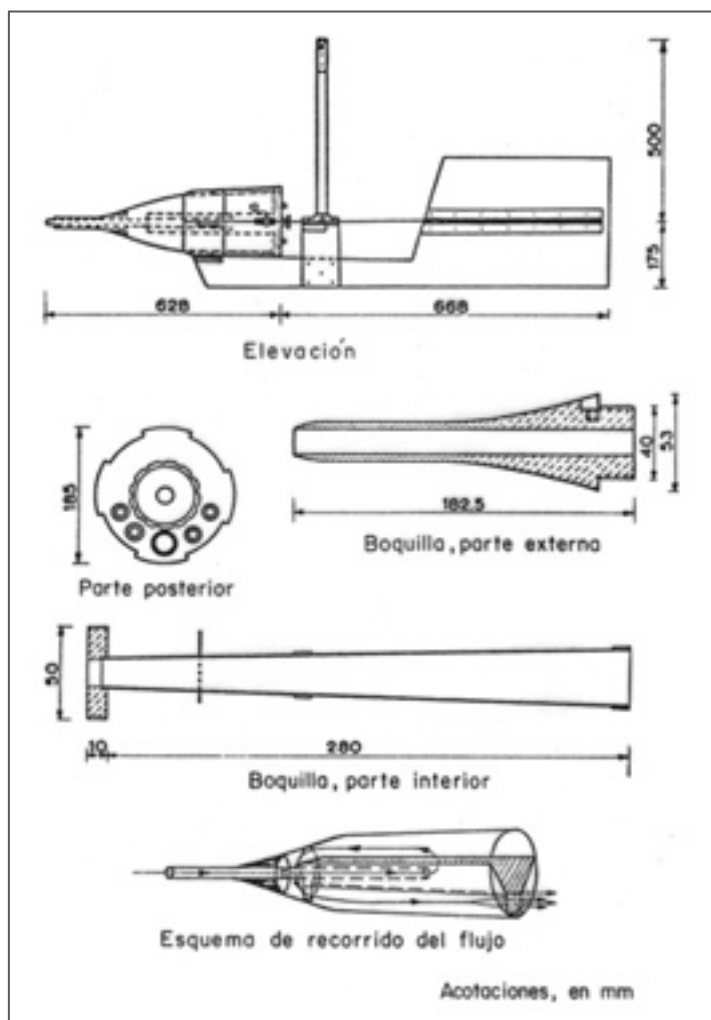


Figura 6. Muestreador integral de profundidad, botella de Delft.

c. Muestreadores integrales de registro continuo

La presencia de partículas sólidas en suspensión da lugar a que el agua sea menos translúcida; éste efecto ha dado origen al diseño de muestreadores automáticos y de registro continuo en donde, los más recientes son los desarrollados en Inglaterra por el Research Department of the British Transport Docks Board (1969) para emplearse en campo y en laboratorio.

La Interagency Committee on Water Resources, ha desarrollado equipo que mide la concentración del sedimento y la turbiedad del flujo con dispositivos electrónicos o ultrasónicos.

2.2. Arrastre de Fondo

El arrastre en la capa de fondo, g_B , puede ser medido directamente o evaluado indirectamente, con cualquiera de los siguientes procedimientos:

- Introduciendo una muesca o trampa en el lecho del cauce, que atrape el material y posteriormente cuantificarlo.
- Colocando un equipo de medición que atrape el material de tal manera que su presencia no

altere el flujo ni la intensidad de arrastre y posteriormente sea calculado.

- A partir del conocimiento de la composición del lecho y de los parámetros hidráulicos del flujo.
- A partir de la desigualdad obtenida entre la diferencia de los arrastres de fondo total y suspensión ($g_B = g_{BT} - g_S$)

Para hacer la cuantificación de este gasto se usan mediciones de tipo directo o indirecto.

i. Mediciones directas

a.1. Muestras o trampas

Este tipo de medidor se utiliza en estructuras relativamente pequeñas como son, por ejemplo, los desarenadores que atrapan el material que se mueve en el fondo, mediante unas muescas o ranuras o trampas construidas en el fondo del canal. El producto del material atrapado, será removido hidráulicamente por gravedad o por bombeo para su cuantificación.

a.2. Muestreadores de sedimento

El lecho de una corriente aluvial es a menudo muy irregular presentándose en él una configuración de dunas o antidunas, o bien fondo plano. El arrastre de fondo variará rápidamente y erráticamente tanto en el tiempo como en el ancho del cauce. Periodos cortos de medición no proporcionan registros representativos, de ahí que, numerosos muestreos en un período largo de registro son necesarios y grandes cantidades de sedimentos deberán ser manejadas. Sin embargo, presenta el inconveniente que durante este periodo las condiciones del flujo pueden cambiar considerablemente.

Los dispositivos de este tipo desarrollados hasta la fecha, no están limitados en su uso ya que permiten muestrear sólo un rango de tamaños dentro de ciertas condiciones hidráulicas. Esto último es debido a que no pueden orientarse y mantenerse en una posición estable dentro del flujo lo cual ocasiona que se modifiquen las líneas de corriente del mismo. Ante tales efectos se hace necesario determinar el coeficiente de ajuste del equipo. Esto no es fácil de obtener, si no se dispone en el laboratorio de un canal de pendiente variable.

Los muestreadores de arrastre de fondo pueden ser clasificados de acuerdo a su diseño o principio de operación en de canasta, de paneles y de foso a cárcava.

a.2.1. De canasta

Los muestreadores de este tipo, formados por un recipiente permeable, captan el material arrastrado una vez que el muestreador hace contacto con el lecho, accionando una compuerta que al izarse el equipo se cierra, una vez que se ha registrado el tiempo que dura el muestreo. El agua y el material sólido, al pasar por la entrada al muestreador, experimentan una reducción en su velocidad que ayuda a que el material sea depositado en su interior. Este tipo de muestreadores presentan una resistencia al flujo, así como un incremento en la entrada y una reducción en su velocidad. Por ello también se les conocen como muestreadores de presión diferencial. Por la posición de ellos sobre el lecho, ocasiona que se presente una socavación local, es decir, por debajo de donde están ubicados.

Un muestreador típico es el conocido con el nombre de muestreador de Muhlohofer (Figura 7), diseñado y utilizado en Austria por Muhlhofer para medir el arrastre de la capa de fondo en ríos; en donde este equipo tiene una eficiencia del 40 al 60%. Existe también el muestreador de Arnhem (Figura 8), diseñado en el laboratorio del Delft, Holanda (1968) para arenas y gravas. Otro muestreador desarrollado por Vinckers (1953) en Holanda es el

conocido con el nombre de muestreador Sphinx (Figura 9). La eficiencia de estos dos últimos muestreadores, según Novak (1969) es alta, y en ciertos casos llega a ser del 100%.

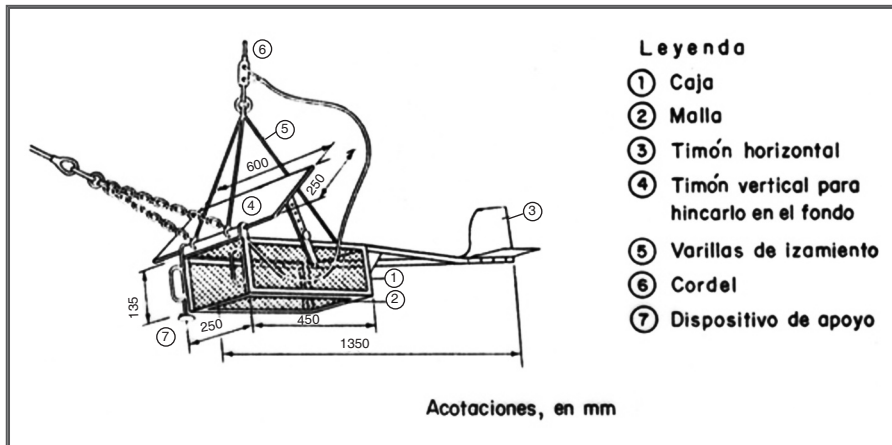


Figura 7. Muestrador Muhlhofer.

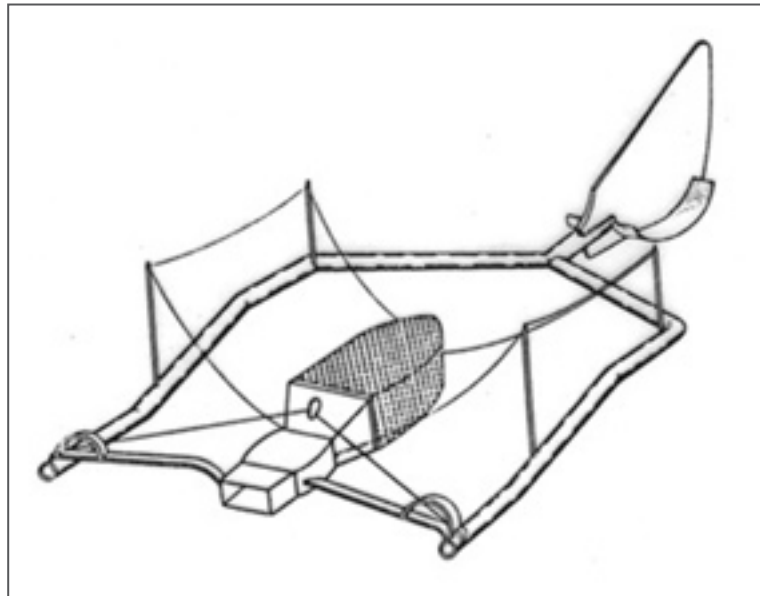


Figura 8. Muestrador Arnhem.

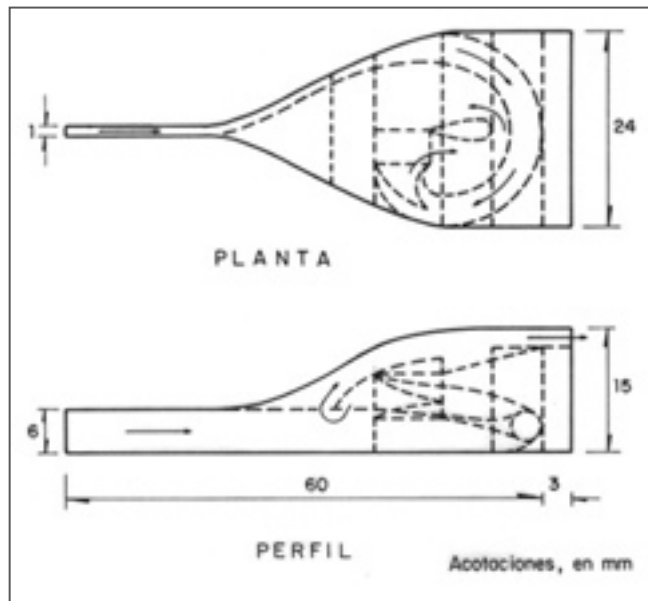


Figura 9. Muestreador Sphinx.

El muestreador Karolyi (Figura 10), diseñado por Karolyi (1974), toma en cuenta la trayectoria de las partículas en el interior del mismo, a efecto de captar el material sólido y de liberar el agua. Posteriormente Novak (1959), lo rediseñó y hoy en día es conocido como muestreador VUV (Figura 11), que presenta una eficiencia del orden del 70%. Otro muestreador del mismo tipo es el desarrollado en el US Corp of Engineers por Hubbell (1964) que presenta una serie de cajas o canastillas para retener la mayor cantidad de material sólido, en cuanto se refiere a su tamaño o granulometría.

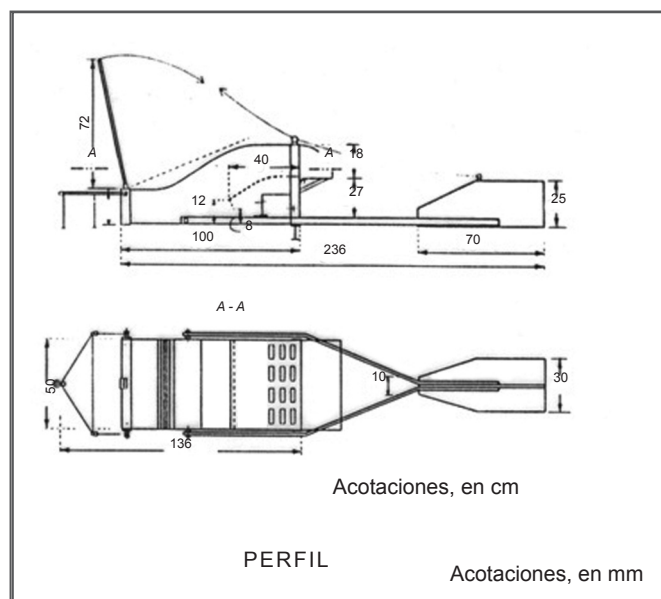


Figura 10. Muestreador Karolyi

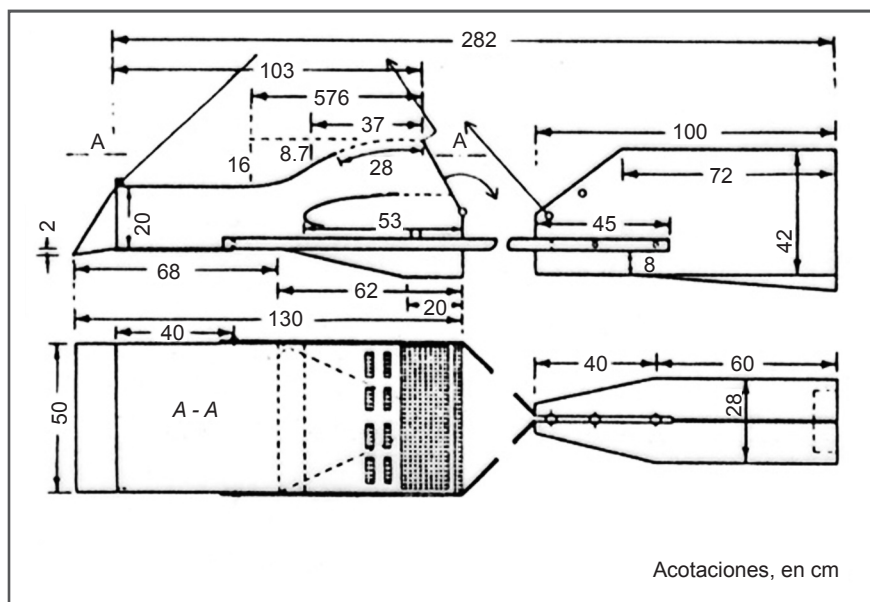


Figura 11. Muestreador Húngaro VUV

a.2.2. De paneles

Los muestreadores de este tipo, utilizados en Rusia, presentan longitudinalmente una sección en forma de cuña (Figura 12a), y se colocan en el lecho de la corriente exponiendo al flujo la menor área de la cuña, consiguiendo con ello una menor resistencia al mismo. En su operación, por ejemplo, en el muestreador Polyakov, el material que penetra al moverse por la parte superior del mismo, va llenando los paneles por el peso propio del material. Este tipo de muestreador causa obstrucción al flujo, y por tanto se recomienda utilizarlo en corrientes con baja velocidad y poco arrastre. Para usarlo se hace previamente una determinación de su eficiencia mediante su calibración en el laboratorio.

El muestreador diseñado por el Scientific Research Institute of Hydrotechnics (1968) en Rusia (Figura 12b), es similar al diseñado por Polyakov, la diferencia consiste en que en la parte superior del muestreador lleva una guía que coayuda en el atrape del material arrastrado en el fondo. Shamov (1968) reporta que la eficiencia de éste muestreador alcanza un valor del 75%, mientras que con el propuesto por Polyakov sólo es del 46%.

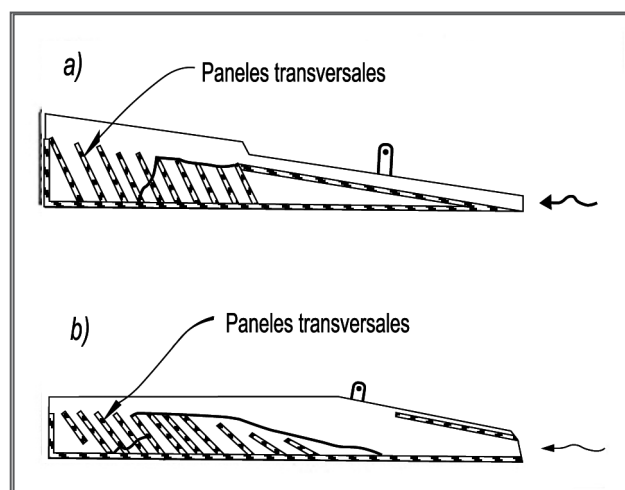


Figura 12. Muestreador de: a. de fondo (Polyakov) y b. de paneles (Scientific Research Institute of Hydrotechnics)

a.2.3. De foso a cárcava

En ocasiones es conveniente muestrear el fondo en forma continua, para ello conviene construir un foso o cárcava que capte y acumule el material arrastrado, y posteriormente extraerlo mediante algún mecanismo (por ejemplo, con un equipo de bombeo) para cuantificarlo en el tiempo. Un muestreador semi-portátil de este tipo fue sugerido por Hubbell, mismo que se muestra en la Figura 13.

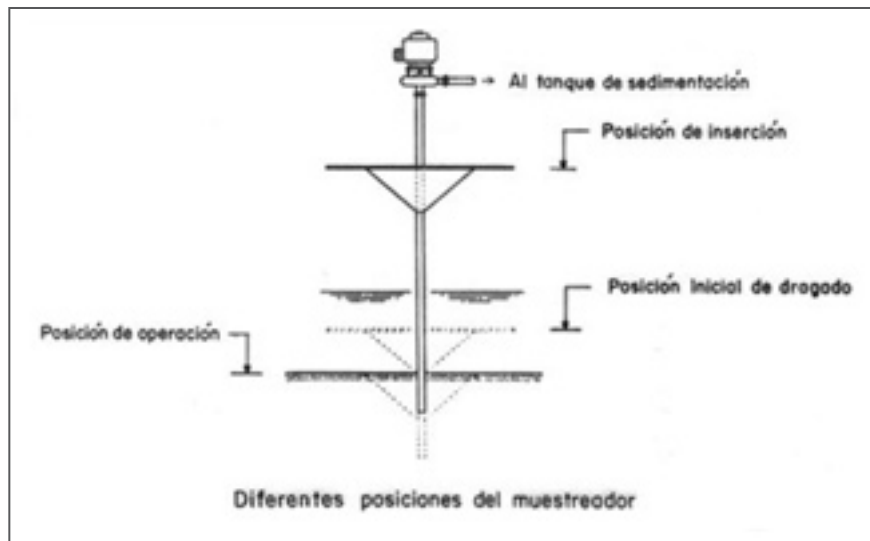


Figura 13. Muestreador portátil de foso

a.2.4. De la serie US BM

Los muestreadores desarrollados por la Interagency Committee on Water Resources son del tipo US BM (Figura 14), los que permiten obtener el material dos pulgadas por arriba del lecho sin perder material fino.

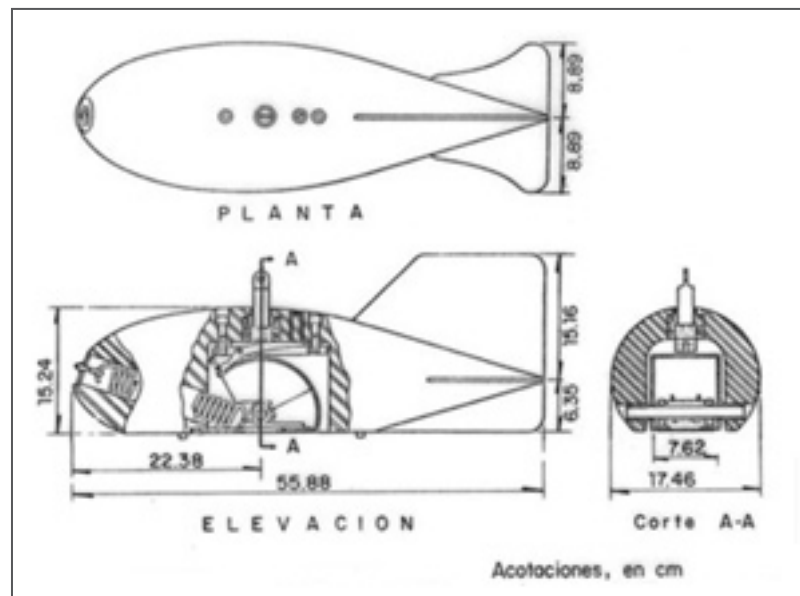


Figura 14. Muestreador de material USBM-54

ii. Mediciones indirectas

b.1. Muestreadores convencionales

Métodos como el de Einstein (1950), el de Einstein modificado, presentado por Colby y Hembree (1955), y el de Laursen (1958), sirven para calcular el arrastre de fondo como una parte del transporte total. Otros criterios como el de Kalinske (1947), Meyer Peter y Müller (1948) y el de Colby (1957), evalúan sólo el arrastre de fondo, pero requieren del conocimiento de la composición del material que forma el lecho lo cual, se hace por medio de muestras que se toman del lecho del cauce.

Los muestreadores convencionales o nucleadores utilizados para obtener las muestras del lecho difieren de aquellos que permiten cuantificar el arrastre de fondo. Los de cucharón y de draga (Figura 15), presentan el inconveniente de que el material se pierde al izarlos a la superficie del agua. En cambio con el desarrollado por la Interagency Committee on Water Resources (Figura 16), es posible muestrear penetrando en el lecho a diferentes profundidades.

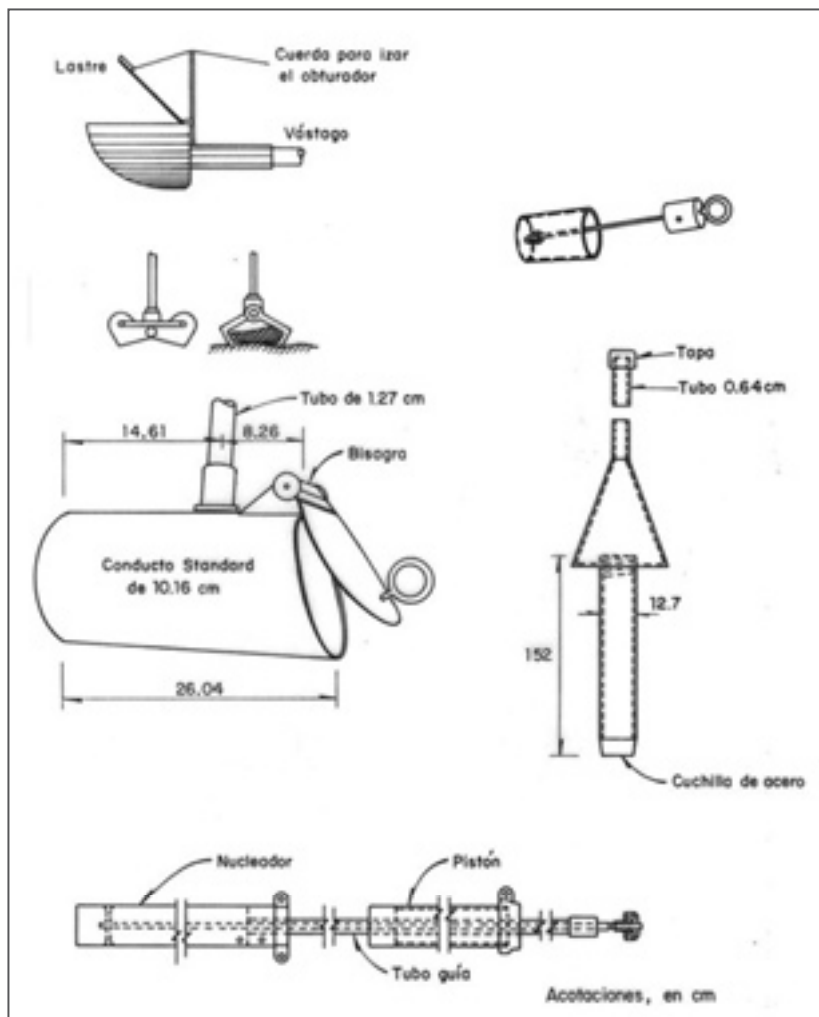


Figura 15. Diversos tipos de nucleadores

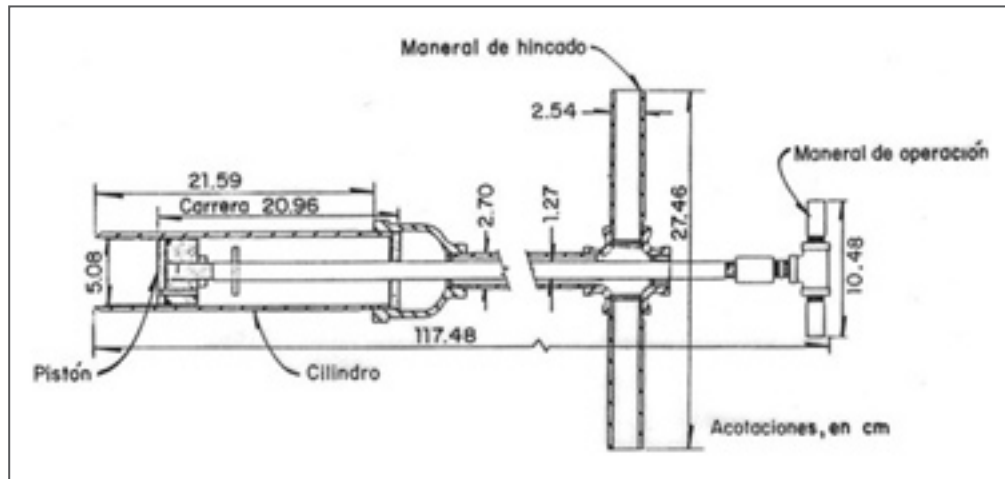


Figura 16. Muestreador de material de pistón US BMH - 53

b.2. Muestreador tipo sonoro

Al producirse el arrastre de fondo entre las partículas, se produce una fricción o choque que provoca la formación de ondas sonoras. Instrumentos acústicos han sido diseñados para registrar dichas ondas, al colocar bajo el agua micrófonos a cierta distancia del lecho del cauce, un amplificador y un registrador de señales. El sonido producido por el choque entre las partículas es registrado por el micrófono, pasando por el amplificador que transmite la señal a un registrador de señal.

El muestreador ultrasónico presentado por Smoltcsyk para medir el arrastre de fondo, registra la cantidad de energía que absorbe el equipo al paso del flujo sedimento-agua entre un receptor y un transmisor. La cantidad de energía se incrementa conforme aumenta la concentración de sedimento. Debski (1965) obtuvo resultados satisfactorios utilizando muestreadores de este tipo.

b.3. Rastreo del lecho

Es posible hacer la cuantificación del arrastre de fondo en régimen inferior (para números de Froude menores o igual a 1), rastreando el movimiento de la configuración del fondo en la dirección del flujo, y se hace con la siguiente ecuación:

$$q_{BT} = (1 - m)C_B \frac{\Delta \bar{H}}{2} + C \quad (4)$$

Donde: q_{BT} : arrastre de fondo total, expresado en volumen

m : porosidad del lecho

C : velocidad media del traslado de la ondulación del fondo

$\Delta \bar{H}$: altura media de la ondulación del fondo

C : constante de integración, que se considera igual a cero

En aguas claras y someras la velocidad de las ondulaciones del fondo C_B puede ser observada directamente y la altura media de ellas es registrada. En aguas con un tirante mayor, requiere que se lleve un registro continuo de la profundidad. Para conocer la porosidad del lecho m se necesita obtener una muestra del mismo. Por ejemplo, para $m = 40.4$, $C_B = 0.01$ m/s y $\Delta \bar{H} = 0.05$ m se tiene que $q_{BT} = 0.00015$ m³ /s/m.

2.3. Transporte Total

Existen varios métodos para determinar el transporte total, g_{BT} , en una corriente cuando se presenta alguna de las siguientes condiciones:

- El transporte total se encuentra en suspensión ya sea en canales de laboratorio, vertederos, o cauces naturales con flujo turbulento; y de ser así, éste puede ser calculado a partir de mediciones hechas con algún muestreador de sedimentos en suspensión.
- Una porción del flujo se desvía de la corriente y se obtiene la concentración del sedimento. En este caso el arrastre de fondo es captado para posteriormente ser cuantificado.
- Se mide el transporte en suspensión y el arrastre de fondo y se calcula analíticamente a partir de la granulometría del sedimento y de las características del flujo.
- Se mide el sedimento depositado en un vaso de almacenamiento o embalse.

a. A partir del material puesto en suspensión por turbulencia

a.1. En pequeños canales

En ocasiones y tratándose de estudios experimentales realizados en campo o laboratorio, es posible evaluar el transporte total, si todo el material es puesto en suspensión por turbulencia, con una serie de dispositivos y artificios (por ejemplo, tanques amortiguadores, caídas, etc). Bajo estas condiciones podrá ser medido el transporte total con algún muestreador de sedimento en suspensión.

a.2. Instalando vertedores

La Tennessee Valley Authority cuantifica el transporte total en cuencas pequeñas, por una parte, midiendo el sedimento que el flujo lleva en suspensión, derivando para ello una parte del flujo captado por el vertedor a un muestreador automático de sedimento en suspensión; y por otra parte al estimar en forma periódica el sedimento depositado aguas arriba del vertedor. Adicionalmente, se analiza la densidad y granulometría de los sedimentos.

a.3. De la adición del transporte de sedimento en suspensión medido y el de fondo obtenido analíticamente.

Determinar el transporte total de sedimentos, de esta manera, parece razonable por los problemas que se presentan tanto en la medición del arrastre de fondo como en la dificultad de muestreo del sedimento en suspensión cerca del lecho del cauce.

a.4. A partir del sedimento depositado en un contenedor

El transporte total de una corriente puede ser estimado del volumen depositado en un contenedor, a partir de sondeos y del peso específico del sedimento muestreado. Si el tiempo de retención es corto y el sedimento no logra depositarse, se requerirá cuantificar el sedimento en suspensión.

El peso específico del sedimento depositado será función del tamaño y distribución de las partículas, de la consolidación que alcance en el tiempo al estar sujeto el material a una carga de presión, y a un estado alternado de humedecimiento y secado, lo cual se presenta si el material está expuesto a la atmósfera como consecuencia de la variación de los niveles de agua en el almacenamiento.

Al extraer las muestras del sedimento con los métodos tradicionales, se tiene el inconveniente de alterarlas, por lo que la determinación de su peso específico se ve afectado. El Bureau of Reclamation ha utilizado energía nuclear para cuantificar la densidad de los

sedimentos depositados bajo agua, al dispersar rayos gama de una fuente de cobalto contenida dentro de una sonda metálica que se introduce en el sedimento depositado. Otra técnica utilizando energía nuclear es la empleada por el Beach Erosion Board, Corps of Engineers, al dispersar rayos gama de una fuente de radio de tres milicurries. Estas técnicas para nuestro medio resultan ser muy sofisticadas y caras.

a.5. A partir de levantamientos batimétricos

El obtener la configuración del fondo de un vaso de almacenamiento con cierta periodicidad, permitirá en el tiempo estimar la cantidad de sedimentos depositados. La configuración del fondo deberá de levantarse cubriendo las áreas sumergidas y no sumergidas usando los métodos idóneos (topográficos e hidrográficos) para su determinación.

a.6. A partir de trazadores

El rastrear partículas marcadas del sedimento permite obtener información sobre el movimiento de los mismos. El movimiento de las partículas marcadas es estudiado y medido y de ese conocimiento una determinación cualitativa o cuantitativa de todo el transporte de sedimentos es deducida. La técnica de los trazadores ofrece una aproximación para estudiar el movimiento de las partículas discretas. Eventualmente con este método se puede obtener una buena concepción del proceso del transporte de sedimento. La técnica de los trazadores ha ayudado a comprender las implicaciones y complicaciones en problemas relacionados con el movimiento de los sedimentos, como en el caso, por ejemplo, en los estuarios, a lo largo de las costas y en los océanos.

La operación para obtener registros con cualquier método de rastreo incluye entre otros puntos los siguientes: seleccionar el trazador apropiado, aplicar el trazador seleccionado al sedimento por estudiar, introducir en el flujo el material marcado. Después de un cierto periodo de tiempo el trazador se ha diseminado y la recabación de datos puede realizarse. La información obtenida se restringe a hacer una interpretación cualitativa o cuantitativa.

Para el rastreo de las partículas se pueden utilizar trazadores radioactivos, pinturas, y trazadores fluorescentes, y trazadores densos; los que se aplican al sedimento en movimiento que se desea estudiar. Si es el arrastre de fondo es el que se desea estudiar, el trazador deberá de ser colocado lo más cerca posible del lecho a efecto de poder registrar su diseminación en el tiempo. Si es el transporte en suspensión es el que se va a investigar, en una primera aproximación, se suministra el trazador en una concentración similar a la del flujo.

Carolina Morales C.¹
Francisco Balocchi C.¹
Roberto Pizarro T.¹

(1) Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Gestión Ambiental, Chile

1. Introducción

En general, la estimación de erosión por parcelas de terreno, corresponde a dos tipos. Las parcelas de escorrentía y las parcelas de clavos de erosión. En ambas, la idea es instalar instrumental, con el objetivo de estimar las pérdidas de suelo.

Las parcelas de Escorrentía, Figura 1, se utilizan para recolectar los sedimentos removidos, involucrando la captación del caudal líquido y sólido (Morgan, 1997; Yataco, 2007).



Figura 1. Parcela de escorrentía (EIAS, 2005).

Mutchler *et al.* (1994) destacan a las parcelas de escorrentía como una de las metodologías más conocidas para la evaluación directa de la erosión del suelo. Este método de investigación permite controlar muchas de las condiciones en que ocurren los procesos erosivos, como el sellamiento derivado del impacto de las gotas de lluvia.

Para Hudson (1997), son tres las razones donde se justifica el empleo de parcelas de escorrentía:

- Con fines demostrativos, cuando la finalidad es demostrar hechos conocidos.
- Para estudios comparativos, teniendo una indicación aproximada del efecto en la escorrentía o en la erosión de, por ejemplo, la existencia o no de una cubierta del suelo o la cuantía de la escorrentía en la cima y en la base de una ladera.
- En la obtención de datos que se van a emplear para construir o para validar un modelo o ecuación destinado a predecir la escorrentía o la pérdida de suelo.

Vega y Febles (2005) señalan que el empleo de parcelas de escorrentía se ha generalizado. Sin embargo, la utilidad de la información obtenida, y de las investigaciones realizadas en ellas está limitada por la falta de continuidad en el tiempo, para la obtención de dicha información.

Por otra parte, las parcelas Experimentales de Clavos de Erosión, es un método que consiste en parcelas rectangulares a las cuales se les instalan “clavos” que marcan la línea inicial del suelo, cuya medición se efectúa luego de ocurrida la tormenta con el objetivo de evaluar la erosión o la sedimentación producida. Lo anterior permite establecer un balance entre pérdidas y entradas de suelo para realizar estimaciones más reales (Pizarro y Cuitiño, 2002).

Este documento, pretende entregar una guía práctica para el uso de parcelas de clavos de erosión.

2. Características del Método.

Las parcelas de clavos de erosión, son conocidas por diversos nombres, como varillas o estacas y presentan también algunas modificaciones (generalmente acompañados de argollas para marcar los cortes en el terreno, como se aprecia en la Figura 2; los clavos pueden ser de madera, hierro o cualquier otro material. Cuitiño (1999) utilizó rayos de bicicleta en la elaboración de los clavos, resultando ser un material bastante adecuado para este tipo de trabajo, adaptado perfectamente a las características descritas por Hudson (1997) y Mendoza (2005), respecto de las características que debe presentar el material a utilizar, ya que no se deteriora, es fácil de obtener y presenta bajo costo.

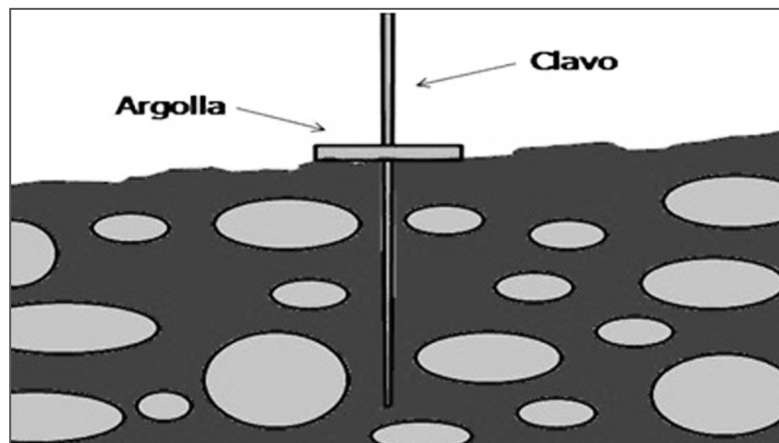


Figura 2. Clavo con argolla, para marcar los cortes en el terreno (Adaptado de Hudson ,1997).

Para Hudson (1997), la extensión del clavo debe ser tal que se pueda enterrar en el suelo, siendo usual que alcance una longitud de penetración de unos 30 cm. En cuanto al espesor, es preferible que los clavos tengan un diámetro de hasta unos 5 mm, puesto que un espesor mayor puede interferir con la corriente de superficie y provocar su desgaste.

En la cuantificación de las pérdidas o entradas de material, Cuitiño (1999) asoció al establecimiento y aplicación de este método algunos conceptos que permiten explicar los procesos que ocurren. Así, se habla de erosión y sedimentación media, erosión neta y suelo movilizado.

i. Erosión media y sedimentación media

La erosión media se estima al sumar los incrementos en altura, medidos entre el tiempo i y el tiempo $i+1$, de todos los clavos de la parcela que denotaron la presencia de procesos erosivos, dividida esta sumatoria por el total de clavos presentes en la parcela. Esto define una altura de erosión promedio que normalmente se expresa en milímetros. Si este valor se transforma a metros y se multiplica por los 10000 m^2 que posee una hectárea, se tendrá una estimación de la erosión en m^3/ha . Asimismo, si este valor se multiplica por la densidad aparente del suelo, se tiene la expresión de la erosión en toneladas por hectárea de superficie.

Del mismo modo, es posible calcular la sedimentación producida en la parcela, pero considerando como sumatoria el valor decremental de la altura del clavo, lo que significa que se han verificado procesos de sedimentación. Así también, la sumatoria de los milímetros de los clavos que mostraron sedimentación, es dividida por el total de clavos de la parcela. Para llevar la expresión a m^3/ha o ton/ha , se procede de igual forma a como se hizo con la erosión.

La expresión matemática que determina estos procesos, planteada por Cuitiño (1999) y posteriormente redefinida por Pizarro y Cuitiño (2002), se presenta a continuación:

$$X = Y \cdot D_{\alpha} \cdot 10$$

Donde, X = Suelo erosionado o sedimentado (ton/ha).

Y = Altura media de suelo erosionado o sedimentado (mm).

D_{α} = Densidad aparente del suelo (ton/m^3).

ii. Erosión neta

Se denomina como erosión neta (E_n) a la diferencia entre la erosión y la sedimentación ocurrida en una ladera, expresada en metros cúbicos por hectárea o toneladas por hectárea (Cuitiño, 1999).

iii. Suelo movilizado

Se habla de suelo movilizado al cuantificar tanto la erosión media como la sedimentación ocurrida. La expresión matemática permite describir la totalidad de suelo que se movilizó en el terreno, expresado en toneladas por hectárea (Cuitiño, 1999).

En la Figura 3, se muestra una parcela de clavos de erosión en terreno.

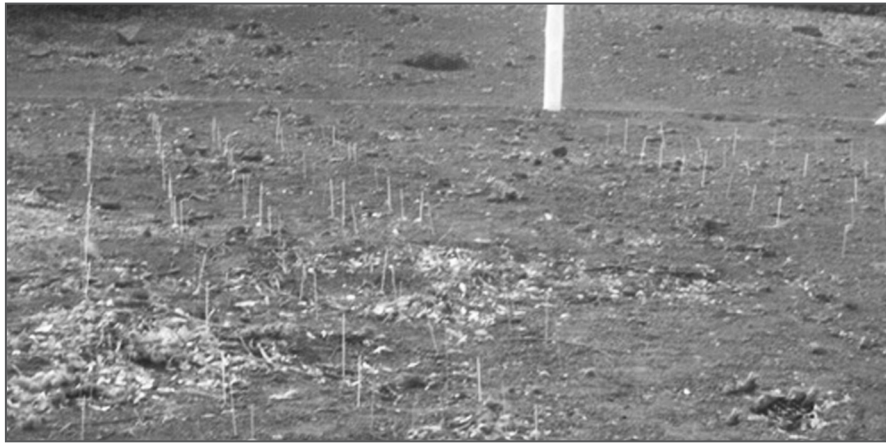


Figura 3. Parcela experimental con clavos de erosión.

Basándose en el principio de medición de las parcelas con clavos de erosión, Hudson (1997) sugiere otros métodos factibles de aplicar como es el pintar líneas por encima del nivel del suelo alrededor de rocas, de raíces de árboles o de cualquier otro elemento firme y estable. La erosión revelará una banda no pintada por debajo de la línea marcada, indicando pérdida de suelo. Asimismo, la instalación de cuellos de botella o el evidenciar montículos de material en torno a árboles o a sus raíces, luego del paso de escorrentías, son otras iniciativas que permiten identificar impactos ambientales, pero no son tan precisas en las estimaciones.

3. Metodología de Cálculo.

Para la utilización de la metodología mencionada, se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Definición de los lugares de emplazamiento de las parcelas.
- Definición de las características de las parcelas, preparación del material necesario para implementarlas y preparación de la superficie del suelo en que se instalan las parcelas.
- Trabajo en laboratorio para determinar características de densidad aparente del suelo.
- Medición de los clavos de erosión en lapsos aproximados de 15 días y durante 6 meses.
- Procesamiento y análisis de la información (análisis estadístico).

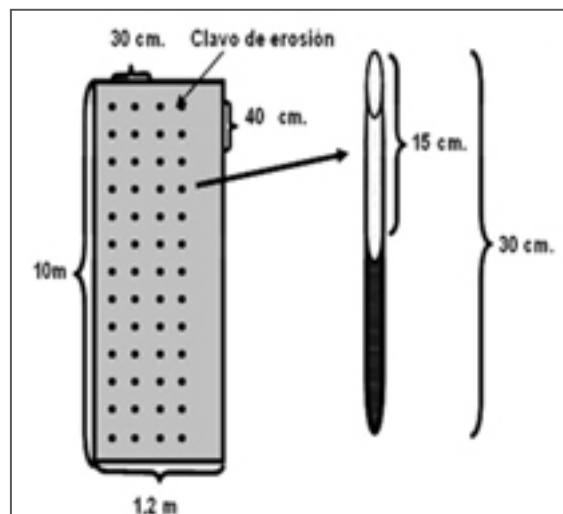


Figura 4. Aplicación de los clavos de erosión.

3.1. Dimensiones de las parcelas

La metodología utilizada para las dimensiones de las parcelas es la siguiente:

- 10 m de largo y 1,2 m de ancho, con tres repeticiones para cada situación.
- Los clavos se distancian a 30 cm en el largo de la parcela y a 40 cm en el ancho (420 por parcela), considerando varianza máxima y un error de muestreo de 5%.
- Cada parcela se instala en forma aleatoria en el lugar del ensayo con el cuidado que la distancia entre ellas sea mayor a 3 m.
- El largo de los clavos es de 30 cm de largo, los que se encuentran pintados con el objeto de marcar el nivel inicial del suelo.

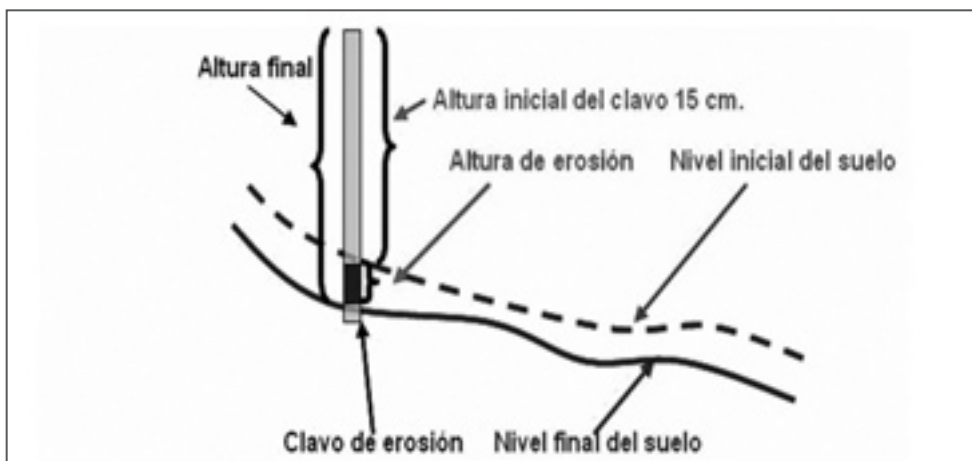


Figura 5. Metodología de medición de clavos de erosión

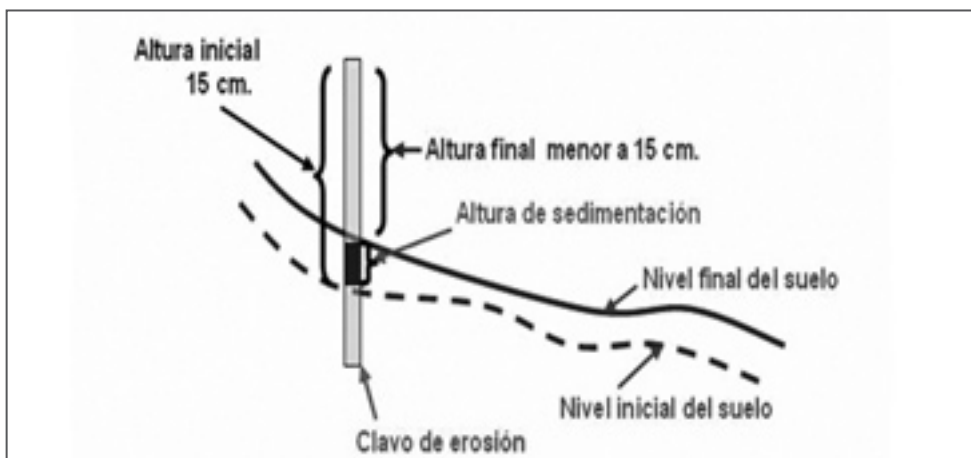


Figura 6. Metodología de medición de clavos de erosión

Una forma rápida de implementar el método consiste en instalar la parcela y utilizar una lluvia "fabricada" artificialmente mediante el empleo de simuladores de lluvia. Esto se muestra en la Figura 6, en donde se observa la estructura que produce la lluvia artificial deseada.

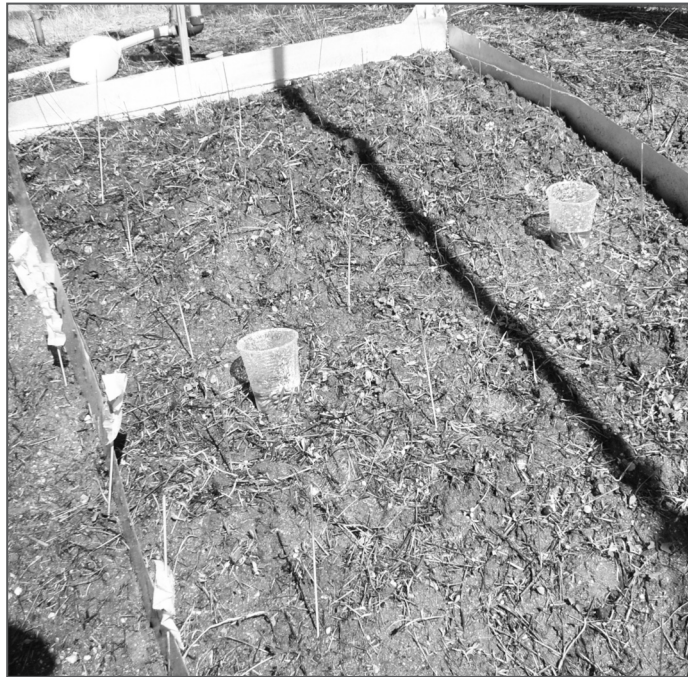


Figura 7. Simulador de lluvia en parcela con clavos de erosión.

Para cuantificar la erosión o sedimentación, se utiliza la expresión:

$$X_{(ton/ha)} = Y \cdot D_a \cdot 10$$

Donde:,X: Suelo erosionado o sedimentado (ton/ha);
 Y: Altura media de suelo erosionado o sedimentado (mm);
 Da: Densidad aparente del suelo (ton/m³)

La Erosión neta, como ya fue explicado anteriormente, se calcula a través de la diferencia entre la erosión media del suelo y la sedimentación media, expresada en toneladas por hectárea.

$$E_{neta} = E - S$$

Donde, E neta: Erosión neta media (ton/ha)
 E: Erosión normal media (ton/ha)
 S: Sedimentación media (ton/ha)



Figura 8. Fotografía general posición clavos de erosión.

3.2. Ejemplo práctico

Se posee la siguiente información con respecto a parcelas con clavos de erosión, de 30m^2 , instaladas en suelos desnudos y con mediciones en mm de la altura de los clavos, medidas éstas desde la punta hasta el suelo. El suelo posee una Densidad aparente de $1,62\text{ ton/m}^3$ y una densidad real de $1,81\text{ ton/m}^3$. El número de clavos es pequeño para la realización del ejercicio, toda vez que una parcela de clavos cuenta normalmente con una suma mayor a los 300 clavos.

Clavo	Altura inicial (h_0) (cm)	Segunda altura (h_1) (cm)	Δh (mm)
1	13,4	13,9	5
2	10,5	10,8	3
3	12,1	12,7	6
4	9,8	8,6	-12
5	11,7	10,9	-8
6	12,6	14,1	15
7	10,4	10,7	3
8	11,5	11,9	4
9	11,2	12,5	13
10	10,8	10,9	1
11	9,9	8,7	-12

Tabla 1. Número de clavos y mediciones de alturas (cm).

Entonces se pide calcular:

- a. La erosión en ton/ha medida en la segunda altura
- b. La erosión neta producida en ton/ha
- c. El suelo movilizado

3.2.1. Resultados y desarrollo del ejercicio práctico.

a.) Erosión (mm) = Sumatoria clavos que bajan / n = 50/11 = 4,5 mm

Erosión (m³/ha) = 0,0045 m x 10.000 m²/ha = 45,5 m³/ha

Erosión (ton/ha) = 45,5 m³/ha x 1,62 (DA) ton/m³ = 73,6 ton/ha

b.) Sedimentación (mm) = Sumatoria clavos que suben / n = 32 /11 = 2,91 mm

Sedimentación (m³/ha) = 0,029 m x 10.000 m²/ha = 29,1 m³/ha

Sedimentación (ton/ha) = 29,1 m³/ha x 1,62 ton/m³ = 47,14 ton/ha

Erosión neta (ton/ha) = 73,6 – 47,14 = 26,5 ton/ha

c.) Suelo movilizado (ton/ha) = 73,6 + 47,14 = 120,8 ton/ha

Claudia Sangüesa¹
José Arumi²
Roberto Pizarro¹
Oscar Link³

(1) Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales, Talca, Chile.

(2) Universidad de Concepción, Facultad de Ingeniería Agrícola, Chillán, Chile.

(3) Universidad de Concepción, Facultad de Ingeniería, Concepción, Chile.

1. Introducción

Uno de los más grandes problemas en la investigación de la erosión hídrica es la necesidad de contar con una lluvia natural para observar la pérdida de suelo, ya que es imposible predecir con certeza dónde y cuándo ocurrirán los eventos, así como su intensidad y duración y si estas características son suficientes para producir procesos de escorrentía y pérdida de suelo.

Un simulador de lluvia permite generar una precipitación con intensidad y duración conocidas sobre una parcela de erosión en forma controlada, lo que posibilita la cuantificación de la escorrentía superficial y pérdida de suelo, y a la vez, permite realizar predicciones de erosión de gran detalle (Martínez-Mena *et al.*, 2001). Por otra parte, los datos generados en las mediciones permiten calibrar, validar y verificar modelos predictivos de erosión como la USLE. De esta forma, los simuladores han contribuido ampliamente al entendimiento de los procesos erosivos en el suelo, y, aunque existen diferencias entre una lluvia natural y una simulada, es posible encontrar buenas correlaciones entre los valores de pérdida de suelos medidos en una parcela de erosión bajo una lluvia simulada y la ocurrida en una cuenca (Hamed *et al.*, 2002).

Entre las ventajas del simulador de lluvia se pueden mencionar que acelera la investigación de la erosión y de los procesos hidrológicos (como la escorrentía) ya que se puede replicar una tormenta estándar varias veces en un menor tiempo, comparado con una lluvia natural. Otra ventaja es el estudio de factores específicos de la erosión, como el efecto del corte producido por el impacto de la gota de lluvia en los agregados del suelo, proveyendo mediciones de la estabilidad de los agregados del suelo con mayor exactitud que otros métodos usados. Por otro lado, el simulador se puede diseñar para una intensidad, frecuencia y energía erosiva media estándar y permite variar otros factores determinantes en la variación de pérdida del suelo, por lo que es muy útil para estudios de erosión comparativos, como por ejemplo, entre distintos tratamientos o distintos cultivos (Rickson, 1992).

Otro aspecto importante de considerar es que los simuladores de lluvia nunca replicarán las características de una lluvia natural, debido a lo impredecible que es ésta. Los parámetros a considerar de una lluvia natural son, entre otros, la intensidad y la distribución del tamaño de la gota, siendo difícil hacer coincidir ambos, particularmente en intensidades bajas (menos de 30 mm/hr), la cual es muy difícil de simular con exactitud, aunque estas intensidades generalmente producen poca erosión (Rickson, 1992).

En la literatura especializada se encuentran varios estudios donde se ha utilizado un simulador de lluvia para analizar los diferentes procesos involucrados en la erosión. Martínez-Mena et al. (2001) estudiaron cambios en las propiedades físicas del suelo, sobre parcelas de 2 x 2 m, mediante ocho simulaciones de 20 min de duración. El simulador consistió en un bastidor cuadrado de 2,5 m de lado, soportado por cuatro pilares con una altura de 3,60 m. Utilizaron dos tipos de boquillas: la primera, trabajó a 100.000 Pa de presión, con 33 mm h⁻¹ de intensidad de la lluvia, y la segunda, lo hizo a 90.000 Pa y 60 mm h⁻¹ de intensidad. El coeficiente de uniformidad de la lluvia fue de 89 y 91, respectivamente. Destaca el bajo consumo de agua del simulador, aproximadamente de 200 y 350 L para las intensidades baja y alta, respectivamente, para 20 min de simulación.

Cornelis et al. (2004) construyeron un túnel de viento y un simulador de lluvia para estudiar el efecto del viento y las características de la lluvia sobre la erosión del suelo. El simulador constó de tres cañerías cubriendo una sección de 12 m de largo y 1,2 de ancho con aspersores que trabajan con agua presurizada. Arnaez et al. (2007) utilizaron un simulador de lluvia para comparar la escorrentía y producción de sedimentos bajo distintas intensidades de lluvia en una plantación de viñas en España. El simulador consistió en un aspersor ubicado a 2,5 m de altura, con agua presurizada y las simulaciones duraron 30 min, sobre una parcela de 0,45 m de diámetro. Se usaron tres tipos diferentes de aspersores para tres intensidades de lluvia: menor a 40, entre 45 y 70, y mayor a 70 mm h⁻¹. Los autores mencionan, entre las conclusiones, que tanto el reducido tamaño de la parcela como la dificultad de reproducir lluvias naturales limitan la información obtenida.

Aoki et al. (2006) utilizaron un microsimulador de lluvia para estudiar la infiltración del agua en el suelo sobre una parcela de 0,25 m x 0,25 m, que consistía en una caja porta goteros de acrílico, en cuya base se encontraban 49 tubos plásticos formadores de gotas donde la presión del agua estaba dada por la altura del reservorio de agua. Se formaron gotas de 4,7 mm de diámetro promedio. Para una altura de caída de 1,5 m la energía cinética fue de 12,7 kJ m⁻² m⁻¹. Sheridan et al. (2008) usaron un simulador para obtener un índice modificado de erodabilidad mediante el cual pudieron predecir tasas de erosión anual para caminos forestales. Para ello, utilizaron un simulador de lluvia sobre parcelas de 1,5 x 2 m de largo. Realizaron simulaciones con 30 min y una intensidad de 100 mm h⁻¹, con una energía cinética estimada de 0,295 MJ ha⁻¹ mm⁻¹ que es similar a la energía cinética de una lluvia de alta intensidad. En Chile, Lagos (2006) y Verbist (2007) utilizaron un simulador de lluvias documentado en CAZALAC (2004) para el estudio de la erosión hídrica y comparar distintos métodos de medición de pérdida de suelos, respectivamente. Este simulador consta de una línea de siete aspersores con espaciamientos de 1 m, que funcionan con agua presurizada y cubren una superficie de 5 m de largo y 2 m de ancho. Verbist (2007) obtuvo valores de pérdida de suelo en 10 parcelas con suelo desnudo de la Región de Coquimbo. En sus experimentos, cada simulación tuvo una duración de 20 minutos, la presión del sistema fue de 100.000 Pa y la lluvia alcanzó una intensidad media de 130 mm h⁻¹. Poulénard et al. (2001) usaron un simulador para parcelas naturales de 1 m², y Cerdá et al. (1997) diseñaron un simulador portátil para experimentos en terrenos rugosos.

Como se observa, en estos estudios se utilizaron parcelas pequeñas, en que el largo no supera los 2 metros, para la descripción de los distintos procesos involucrados en la erosión. Por otro lado, Lagos (2006) y Verbist (2007) utilizaron parcelas de 5 m de largo para estimar la erosión sobre suelo desnudo en la Región de Coquimbo.

Existen diferentes tipos de simuladores, según su tamaño, si usa agua presurizada o por gravedad, o si la emisión del agua es de forma rotatoria, intermitente o de aspersión continua. Si bien la variedad es alta, las principales características que se buscan, es que sean portátiles, de bajo costo y prácticos de usar, con el objetivo de simular una lluvia de características conocidas en terreno y con varias repeticiones.

El objetivo de este documento es describir el diseño y el funcionamiento de un simulador de lluvia construido para estimar parámetros hidrológicos involucrados en los procesos de erosión hídrica in situ. Para ello, se da a conocer la experiencia práctica sobre el montaje y uso del aparato en laboratorio y en terreno.

2. Diseño y Construcción de un Simulador de Lluvia

Para la construcción del simulador de lluvia se utilizó como base el diseñado y construido por el Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y El Caribe (Cazalac, 2004), el que está construido para una superficie de 10 m² (5 x 2 m) con una línea de 7 aspersores.

Así, el simulador construido consiste en un sistema de aspersión continua con agua presurizada para una parcela de 1 m de ancho y 2,5 m de largo. Para el sistema de presión se usó una bomba de dos tiempos con una cilindrada de 30,5 cm³ y potencia de 1 kW. Las tuberías son de PVC de 32 mm de diámetro. El sistema de aspersión está compuesto por cuatro aspersores del tipo spray nozzles, con boquillas de aspersión de cono lleno, tipo Unijet (Spraying Systems Co., modelo TG-SS14W, Wheaton, Illinois, USA) ubicados en línea, separados a 1 m unos de otros e interconectados por tubos de PVC, terminales y dos manómetros ubicados antes de los aspersores y al final del sistema para verificar la presión de trabajo.

2.1. Caracterización de los aspersores

Se hicieron pruebas para los aspersores, primero cada uno por separado y luego para los 4 ubicados en línea; se caracterizó la pluviosidad a través de vasos receptores ubicados en un cuadrículado de 25 x 25 cm en el suelo, cubriendo una superficie de 4 m² para cada prueba. La pluviosidad se caracterizó a través del coeficiente de uniformidad de Christiansen (Ecuación 1) y mediante un análisis espacial a través de triangulación con interpolación lineal.

$$CU = 100 \left(1 - \frac{\sum |x - \bar{x}|}{\sum x} \right) \quad (1)$$

Donde CU: es el coeficiente de uniformidad de Christiansen; x es la altura de agua registrada sobre una grilla de espaciamiento uniforme y \bar{x} es la media de altura registrada.

2.2. Construcción del simulador de lluvia

Para este estudio, se construyó un simulador de 3 m de largo, para un área efectiva de 2,5 m de largo y 1 m de ancho. Se utilizaron 4 aspersores puestos en línea, separados por 1 m y a una altura de 1,8 m. Las tuberías son de PVC de 32 mm de diámetro.

El sistema de simulación de lluvia se puede dividir en las siguientes 4 partes:

a) Alimentación y descarga:

Consta de un codo donde se conecta la manguera alimentadora de agua al sistema de aspersión; 2 llaves de corte rápido, una que abre o cierra el paso de agua hacia los aspersores y otra para la descarga del agua, conectada a una manguera de evacuación del agua cuando el paso a los aspersores está cerrado; y 1 llave que ayuda a regular la presión de trabajo de los aspersores (Figura 1).

Con la llave de descarga se minimiza el tiempo de corte del agua en los aspersores, tiempo que sería mayor si se cortase directamente en la bomba. Se usó una bomba de 2 tiempos de 30,5 cm³ de cilindrada y potencia de 1 kW.

b) Sistema de aspersión

Consta de 4 aspersores ubicados en línea a 1 m de distancia unidos en tubos de pvc, con terminales y uniones americanas. Estas últimas facilitan la ubicación vertical de los aspersores. También se agregaron 2 manómetros, uno antes de los aspersores y el otro al final, de tal forma de corroborar la presión de trabajo (Figura 1).

c) Soporte de la estructura

El objetivo de la estructura es tener un soporte rígido y firme y a la vez que sea fácil de transportar, tanto por su tamaño como por su peso. De esta forma, el sistema de soporte se basa en 4 pilares de hierro (perfil 2x1) ubicados como se muestra en la Figura 2. Estos pilares están enterrados aproximadamente 5 cm en el suelo y afirmados por un sistema de lienzas o vientos con estacas.

d) Cortina cortaviento

Se usó malla Rachel afirmada sobre jalones y sistema de lienzas, con el objetivo de realizar las simulaciones en condiciones sin viento, ya que éste incide fuertemente en las características erosivas de la lluvia simulada (Erpul, 2002).

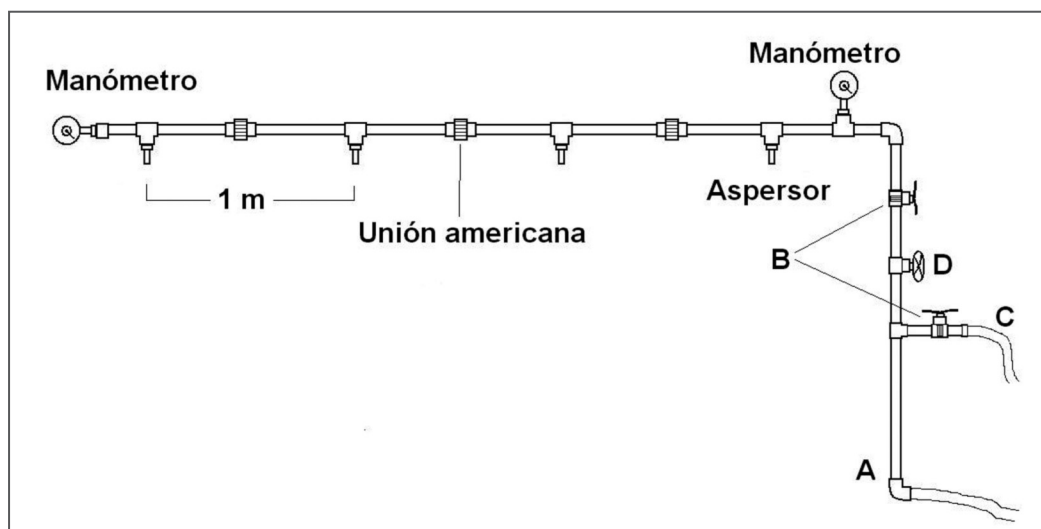


Figura 1. Esquema del simulador de lluvia; (A): alimentación de agua; (B): llaves de corte rápido; (C) Manguera de evacuación; (D): llave de regulación de presión

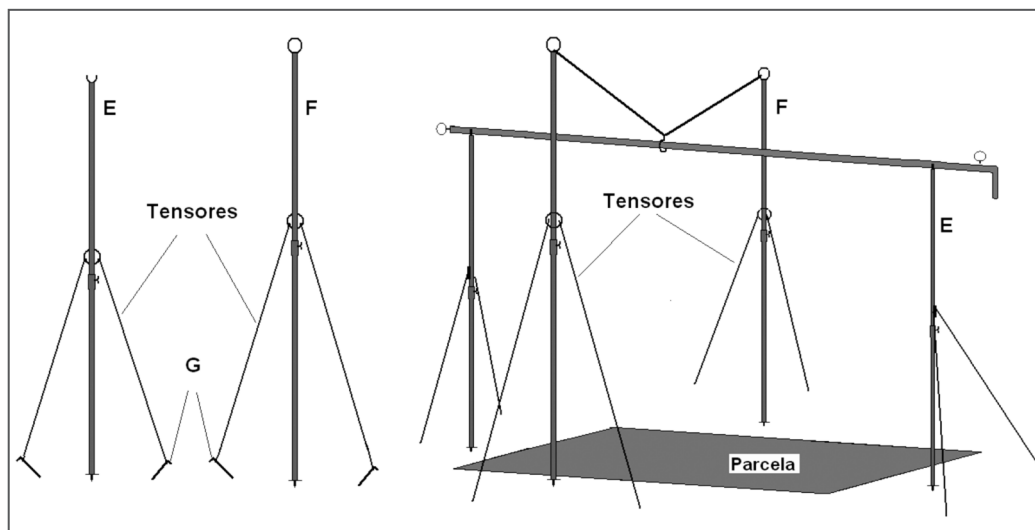


Figura 2. Esquema de la estructura de soporte del simulador. A: Soporte de la tubería; B: Soportes laterales de la tubería; C: clavos o estacas para las cuerdas tensoras.

2.3. Evaluación del simulador de lluvia en terreno.

El funcionamiento del simulador fue evaluado en relación a su instalación en terreno en distintas pendientes, al volumen de agua necesario según el tiempo de simulación, y a la capacidad de la estructura en la generación y captura de escorrentía, considerando el largo de la parcela y la intensidad de la lluvia simulada.

Para ello, se instalaron parcelas sobre suelo desnudo en tres laderas de diferentes grados de pendiente, denominados Sitio 1, Sitio 2 y Sitio 3, con pendientes de 10 %, 20 % y 40 %, respectivamente. En cada sitio se evaluaron tres parcelas de 2,5 m² cada una. Así en el Sitio 1, se instalaron las parcelas 1, 2 y 3; en el Sitio 2, las parcelas 4, 5 y 6; y en el Sitio 3, las parcelas 7, 8 y 9. En la Figura 3 se observa el simulador de lluvia funcionando sobre una pendiente de 37 % (Parcela 8).

Sobre cada parcela se realizaron entre 1 y 3 simulaciones de lluvia, a una presión de 1 bar y las duraciones variaron entre 10 y 60 minutos, dependiendo de la escorrentía generada.



Figura 3. Simulador de lluvia funcionando sobre una parcela de 37 % de pendiente.

2.4. Determinación de la escorrentía.

Sobre el suelo desnudo se demarcó una parcela rectangular de 1 m de ancho y de 2,5 de largo. Adicionalmente, se instalaron clavos de erosión distanciados a 25 x 25 cm, con el objetivo de evaluar la variación en la altura del suelo para cada simulación (Pizarro y Cuitiño, 2002).

Los bordes de las parcelas se cerraron con láminas de lata de 10 cm de ancho enterradas 1-2 cm sobre los bordes, de tal forma de evitar el transporte y el depósito de sedimentos desde y hacia zonas aledañas, que pudieran alterar las mediciones. En el punto de salida de la parcela se instaló un colector, el que conduce la escorrentía hasta el lugar de medición mediante un tubo de PVC (Figura 4).

La escorrentía fue recibida a la salida del colector en frascos de 1 L y se registró el tiempo de llenado de cada uno durante la simulación. Con esta información fue posible construir los hidrogramas para cada prueba.

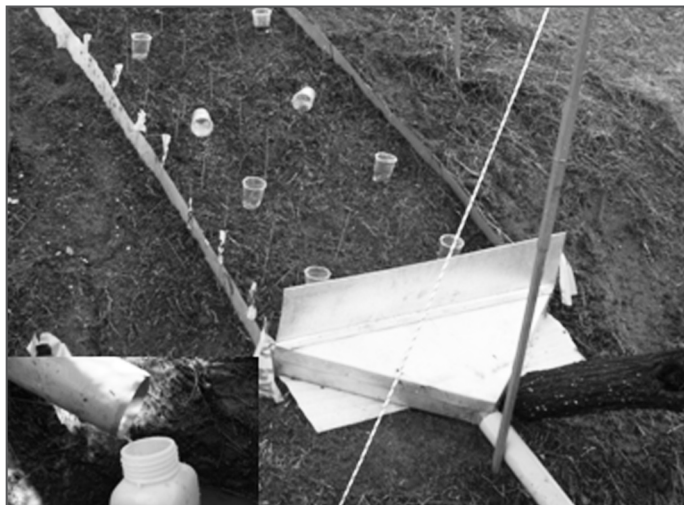


Figura 4. Parcela delimitada por láminas de lata enterradas y sistema de recolección de la escorrentía.

3. Resultados y Discusión

3.1. Caracterización de los aspersores

En el laboratorio se hicieron pruebas con 5 aspersores en forma separada registrándose la intensidad de lluvia y su uniformidad. El aspersor moja en total una circunferencia de radio 1,8 m aproximadamente, de lo cual se controló un cuadrado de 4 m² usando 64 receptores separados por 0,25 m. Para cada aspersor se midió la altura de precipitación en el área cuadrada de 4 m² y de éstos, 16 receptores estaban ubicados en la zona central (de 1 m²), que es donde se instalará la parcela de erosión. En la disposición de los receptores o pluviómetros, se tuvo cuidado de no poner ninguno directamente bajo el aspersor para evitar medidas erróneas (Figura 5). La uniformidad de la precipitación en la zona central es 91,4, lo que equivale a 5% más que la uniformidad del área de 4 m² (Cuadro 1).

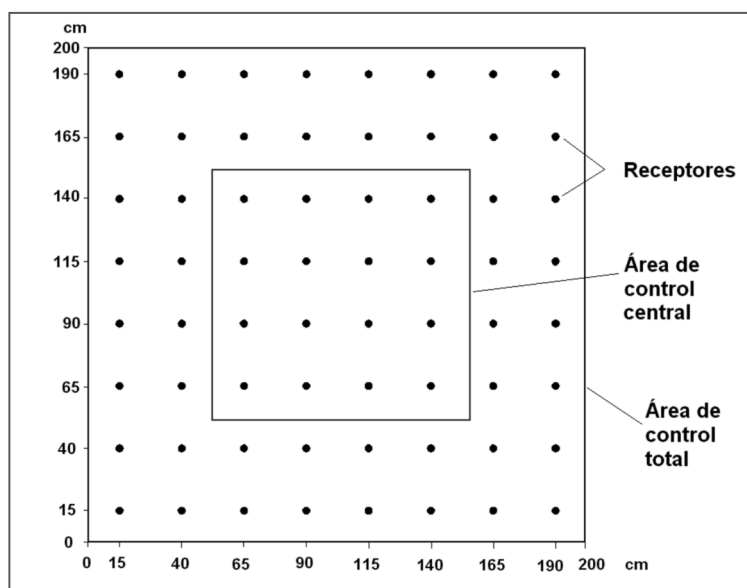


Figura 5. Esquema de las áreas de control total (4 m²) y central (1 m²) para cada aspersor

	Nº obs	Intensidad mm/h	CU Christiansen
ASPERSOR 1	64	37,8	86,5
	16	46,0	92,0
ASPERSOR 2	64	35,3	87,4
	16	41,6	91,6
ASPERSOR 3	64	39,5	87,4
	16	47,3	92,0
ASPERSOR 4	63	37,0	87,1
	16	41,8	90,5
ASPERSOR 5	63	41,9	84,9
	15	51,7	90,7

Cuadro 1. Valores de intensidad media registrada y el coeficiente de uniformidad para la altura de agua obtenidos en pruebas de pluviosidad para cada aspersor durante 10 minutos a 1 bar de presión

Del mismo modo, al hacer las pruebas con los 4 aspersores en línea, se obtiene un CU sobre 90 para una superficie efectiva de 2,5 m² representada por 40 receptores, ya sea para una presión de 1 bar o de 0,75 bar (Figura 6). Este valor de CU es considerado como muy aceptable dentro de la literatura dedicada a los simuladores de lluvia (Martínez-Mena *et al.*, 2001). En la prueba con 3 aspersores y para una superficie efectiva de 1,5 m², el CU es sólo de 86 (Cuadro 2).

Presión (bar)	Nº asp	Volumen de agua total (l)	Nº obs	Intensidad media (mm/h)	CU Christiansen	Área Efectiva m2
1	4	306,9	40	128,2	90,8	2,5
1	4	294,7	40	122,6	91,1	2,5
1	4	314,1	40	117,3	89,1	2,5
1	4	313,4	40	129,1	90,6	2,5
1	3	250,5	28	119,3	85,9	1,5
0,75	4	249,1	40	103,5	90,9	2,5
0,75	4	249,4	40	103,2	90,9	2,5
0,75	3	203,9	28	102,4	79,6	1,5
0,75	3	202,6	28	102,9	80,6	1,5

Cuadro 2. Valores de volumen de agua total, intensidad media registrada y el coeficiente de uniformidad para la altura de agua obtenidos en pruebas de calibración para 3 y 4 aspersores en línea y 2 presiones de trabajo.

El volumen de agua utilizado en las pruebas de simulación se aproxima a los 300 L para 1 bar y 4 aspersores durante 10 min de prueba, bajando a 200 L para 3 aspersores a 0,75 bar de presión; no obstante, el CU disminuye a 80, por lo que se desestimó su uso.

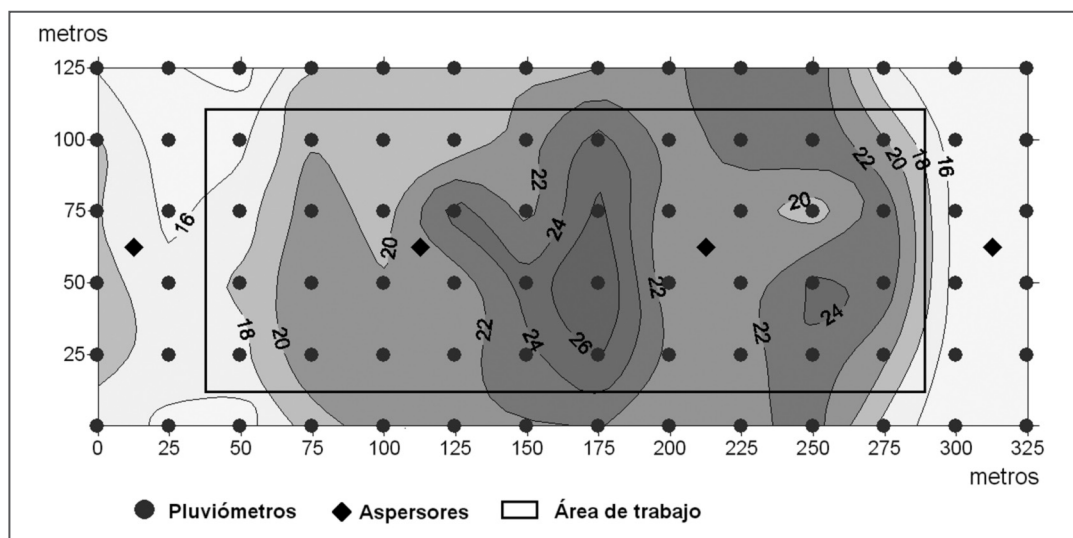


Figura 6. Distribución espacial de la pluviosidad (mm) para el simulador de lluvia con 4 aspersores en una prueba de 10 min a 1 bar de presión. El método de interpolación usado es el de interpolación lineal con triangulación.

De esta forma se decidió trabajar sobre un área efectiva de 2,5 m² (1 x 2,5 m).

3.2. Evaluación del simulador en condiciones de terreno

Como ya se mencionó, el simulador se evaluó en relación a la facilidad de su instalación y uso en los 3 sitios considerados, y a la eficiencia en la obtención de los valores de escorrentía y pérdida de suelo.

En relación al agua requerida para las simulaciones, en el predio se contó con agua suficiente proveniente de un pozo, la que fue extraída por una bomba eléctrica a un estanque de acumulación de 500 litros. Desde ese estanque, el agua fue conducida, por diferencia de cota, a otro estanque de 1.000 litros, y desde éste, el agua se conectó al simulador con el uso de una bomba de 2 tiempos que funciona con mezcla y de potencia de 1 kW.

La distancia mínima entre parcelas fue de 1,4 m; con esta distancia la estructura del simulador en una parcela, no alteró la superficie de la otra.

En todos los sitios, el simulador se instaló siguiendo la línea de la pendiente del terreno, verificándose que se cumpliera la altura de 1,8 m en los extremos de la estructura. Esto provocó que no se mantuviera totalmente la verticalidad de los aspersores y por lo tanto, es de esperar alguna variación en la distribución espacial de la lluvia sobre las parcelas, especialmente, en las de mayor pendiente.

El simulador, tuvo un costo en su construcción de \$200.000 (10 U.F.) incluidas las mangueras conductoras del agua, y en su funcionamiento, el costo se refiere sólo al combustible del motor de la bomba, el cual no supera los \$ 500 (0,0025 U.F.) por 20 minutos de funcionamiento.

Asimismo, para el transporte, lo que ocupa más espacio son las mangueras y la malla contra el viento (Figura 7). El armado del simulador en terreno se puede hacer con 2 personas, siendo algo engorroso el sistema instalación de los tensores, cuando no se tiene experiencia. El tiempo de armado varía según las condiciones del terreno, sobre todo de la pendiente, pero no supera los 30 minutos.



Figura 7. Componentes de la estructura del simulador de lluvia

i. Demanda de agua

Se estima que el consumo de agua del simulador durante 10 minutos es de 300 L y este consumo será en función del tiempo de simulación. Las primeras pruebas se realizaron durante la 2ª quincena de mayo del 2008, en que la pluviosidad registrada fue mínima (la lluvia registrada desde enero a la fecha de las pruebas fue de 40 mm), es decir, se estaba en una condición de suelo seco. Esto influyó drásticamente en el tiempo de simulación y por lo tanto en el consumo de agua para generar escorrentía, dándose un contenido de humedad inicial

del suelo (CH^0) de 5-6%, y arrojando un coeficiente de escorrentía de menos de 7%. En estas condiciones se hicieron simulaciones entre 50 y 60 minutos de duración, es decir, se usaron más de 1.500 L por cada evento sin obtener sedimentos en la escorrentía capturada.

Por el contrario, las pruebas realizadas después de 1 mes de lluvia (210 mm de lluvia registrada) arrojaron coeficientes de escorrentía entre 30 y 50 %, con un CH^0 suelo sobre el 20 %, con duraciones entre 10 y 20 minutos por evento, a excepción de la parcela 7 que se simuló durante 54 minutos.

ii. Rugosidad del terreno

El terreno presentó un microrrelieve irregular (Figura 8), que dificultó la instalación del colector de agua, ya que se requiere mayor minuciosidad en procurar que el agua no pase por debajo del colector. Por otro lado, en la instalación de los vasos pluviómetros existía un riesgo de que se cayeran, por lo que debían ser puestos en forma vertical y no en dirección de la pendiente. Esto fue más notorio en las parcelas de pendiente de 40 %.



Figura 8. Superficie de la parcela y el colector de escorrentía instalado

iii. Dificultad de la pendiente

Generalmente, los estudios con simulador de lluvia se realizan en pendientes menores al 10 %. En las parcelas con 40% de pendiente, fue más complicado el armado de la estructura, la ubicación de los vasos pluviómetros y el desplazamiento de la persona durante la simulación entre los extremos de la parcela. Estos aspectos traen como consecuencia un mayor tiempo de preparación para la simulación. Por otra parte, como los aspersores no estaban verticales, es factible esperar que se generen variaciones en la uniformidad de la lluvia.

3.3. Determinación de la escorrentía

Durante las pruebas de simulación de lluvia se registró la escorrentía superficial generada, pudiendo contrastarse el comportamiento de ella, bajo distintas condiciones de humedad de suelo inicial.

En relación a la precipitación ocurrida y a la escorrentía generada en sus valores acumulados, la pendiente de la curva de la escorrentía es bastante menor que la de la precipitación (Figura 9). Por otro lado, el tiempo de retardo en la formación de la escorrentía

varió entre 4 y 10 minutos en los casos en que se generó una escorrentía. También se observa la diferencia producida por el contenido de humedad inicial del suelo, ya que si éste es bajo, el volumen escurrido es mínimo, como se observa en los siguientes gráficos (Figura 9).

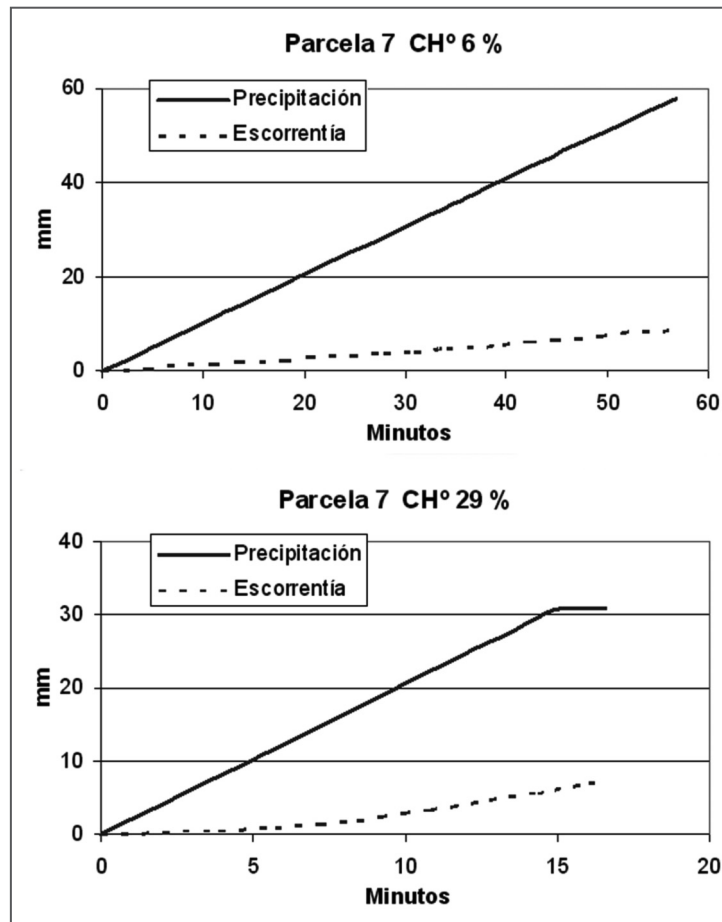


Figura 9. Precipitación (mm) y escorrentía (mm) acumulados para distintos contenidos de humedad inicial del suelo (CH°) para parcela 7.

En los hidrogramas generados en cada parcela, se observa que los sitios de menor pendiente (sitios 1 y 2) tienen un comportamiento similar, como se muestra en la Figura 10. Destacan las parcelas 6 (sitio 2) y la parcela 8 (Sitio 3) en que el caudal levemente supera los 20 mL s^{-1} , lo que habla de una mayor velocidad de infiltración.

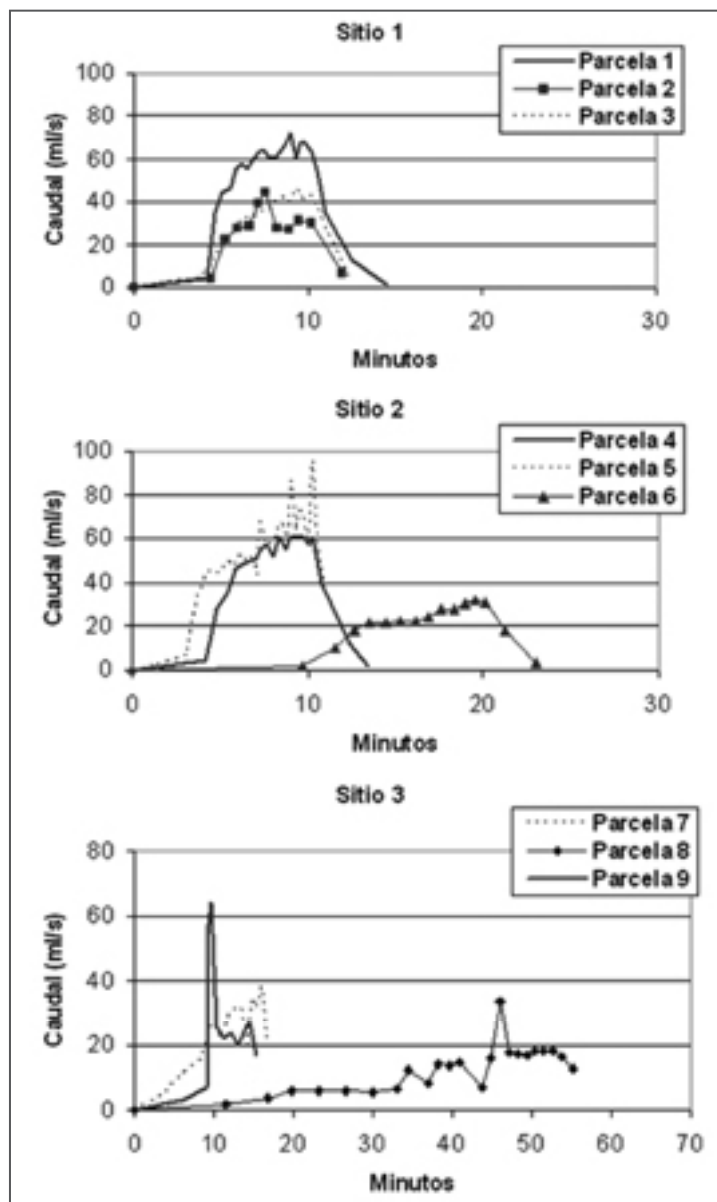


Figura 10. Hidrogramas generados por lluvia simulada en los tres sitios (sitio 1, con 11 % de pendiente; sitio 2, con 21 % y sitio 3 con 39 %)

En las parcelas 6 y 8 se observa que el caudal máximo es alcanzado en un tiempo mayor que los demás (minuto 20 y 47, respectivamente) y el monto es menor, 32 y 34 mL s⁻¹, respectivamente.

4. Conclusiones

El simulador de lluvia presentado se usó en parcelas de control erosión sobre laderas naturales y se verificó la generación de escorrentía y transporte de sedimentos para cada simulación, por lo que puede ser utilizado en el estudio *in situ* de la pérdida de suelos.

Los resultados de pruebas de laboratorio permitieron evaluar la uniformidad de la lluvia generada y en terreno se verificó la aplicabilidad del simulador sobre parcelas de erosión con

diferentes pendientes. El simulador genera una lluvia homogénea y adecuada para estudiar procesos de escorrentía superficial y erosión, con una uniformidad cercana al 90%.

El diseño del simulador se puede mejorar probando distintos distanciamientos entre los aspersores, de manera de hacer más eficiente el gasto de agua, sin disminuir la uniformidad de la lluvia sobre la parcela. Esto porque el radio del área mojada de cada aspersor es entre 1,8 y 2 m, por lo que una alternativa es disponer los aspersores a una distancia de 1,5 m. Por otro lado, y dependiendo de las características de la superficie del suelo y de los objetivos que se deseen alcanzar, el tamaño de la parcela se puede modificar, alargándola de 2,5 m a 5 m.

Por último, se puede señalar que el simulador de lluvia es una herramienta práctica para el estudio de los parámetros hidrológicos, ya que es una herramienta de fácil uso y bajo costo que facilita tanto el transporte, como el montaje en terreno, lo que permite la realización de las repeticiones experimentales necesarias. De esta forma se logra una mayor representatividad espacial de los resultados, sin que ello signifique un aumento considerable en los recursos a invertir.

José Luis García Rodríguez¹

(1) Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Departamento de Ingeniería Forestal, Unidad de Hidráulica e Hidrología, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, Madrid, España.

1. Introducción

La Historia forestal española señala que la creación de los Servicios Forestales en España (1835) es un hito importante en el desarrollo de la gestión forestal, favoreciendo la conservación de los recursos naturales en España. Esta tarea no debió ser fácil al principio por la falta de confianza y los escasos medios puestos al servicio de los técnicos encargados de desarrollar la gestión en esas primeras fases.

La ingeniería de montes en general y la Hidrología Forestal, en particular, tienen una gran desventaja frente a otras ingenierías: la escala temporal. Para obtener resultados hay que esperar un tiempo cercano al turno climático de la mayoría de las especies forestales europeas que se utilizan en la restauración de cuencas, que suele ser muy largo. El ingeniero en la mayoría de las ocasiones no llega a ver el resultado final de sus proyectos, como aquellos pioneros que tuvieron grandes dosis de generosidad para las generaciones futuras. Siempre que se repasa la historia de aquellos que de una manera convencida tuvieron fe en su trabajo, en aquellos primeros forestales, hay que ligar esa filosofía con la que desde hace ya unos cuantos años se entiende por sostenibilidad. Fruto de esta manera de concebir este manejo de cuencas ha sido posible que, hoy en día, se puedan disfrutar de numerosos bosques creados como consecuencia de la restauración de las laderas vertientes.

Como señala Mintegui (2006), en España se pueden separar tres grandes etapas, la primera (1835-1875), donde el principal objetivo de la gestión forestal se centró en tareas de identificación, deslinde y conservación de las superficies forestales del país, así como en la adopción de sistemas de aprovechamiento racionales para los montes, con el ánimo de preservar las masas arboladas.

En la etapa siguiente (1876-1936) la gestión forestal se basó en dos objetivos principales:

a) El mantenimiento de las áreas forestales dentro de su uso natural, con un aprovechamiento que garantizase la persistencia de las masas y el abastecimiento en madera, como objetivo intrínsecamente forestal y

b) La protección del suelo y la corrección de los torrentes de montaña y sus cuencas vertientes.

En esta época se acometen obras y trabajos de gran importancia económica y social.

En el tercer periodo (1940-1980) se mantiene la esencia de los objetivos del periodo anterior, pero se interpretan de forma algo diferente. En la misma hay dos motivaciones principales: a) *La producción de madera* y b) *La protección del suelo*. Aunque ambas motivaciones se refuerzan con el calificativo de “*por interés nacional*”, éste queda más especificado en el caso de la segunda; al referirse, por ejemplo, a la corrección hidrológico forestal de las cuencas alimentadoras de los principales embalses de abastecimiento de agua; o a la corrección de los torrentes de montaña que afectan a núcleos habitados. La principal norma legal de este periodo es la Ley de Montes de 8 de junio de 1957 y su Reglamento de 22 de febrero de 1962. Dos documentos técnicamente muy sólidos que han perdurado hasta la promulgación de la nueva Ley de Montes de 21 de noviembre de 2003. Es la etapa en la que se repueblan en España más de 20.000 Km².

La situación a partir de 1980 se caracteriza por la descentralización de la Administración Forestal, cuyas competencias pasan a desempeñar las Comunidades Autónomas (CC AA), reservándose la Administración Central las funciones de coordinación entre ellas y la representación del país en el exterior. Es el momento de salir del hermetismo del sector forestal, de más de 140 años y abrirse al exterior colaborando más abiertamente con otros sectores sociales. No obstante, esta apertura se realiza sin mucho acierto; obviando algunos aspectos técnicos y logros del pasado, que sin duda los hubo, y regresando al espíritu conservacionista de los primeros tiempos con un sentimiento más científico-naturalista que de una verdadera gestión del territorio y de sus recursos. Pero incluso en este contexto, se estableció un convenio nacional en materia de Hidrología y Conservación de Suelos entre la Administración Central y las CC AA.

La preocupación del sector forestal español por los problemas de conservación de suelos y la lucha contra la erosión hídrica sigue siendo importante en la actualidad. Aunque se interprete más desde un punto de vista de pérdidas de suelo en situaciones límite al borde de la desertificación. El ciudadano medio no conoce la labor realizada por los pioneros en la corrección de torrentes y de la restauración de montañas, salvo en ambientes cercanos a la administración local cercana a las grandes actuaciones como Pirineos, Levante y Sur de España. Lo normal es oír aquello de: “si se repoblará como antes, esto no ocurriría”. No obstante, este sentir no ha estado muy generalizado en toda la comunidad científica, donde no ha existido una unión frente al bien común de la implantación de masas forestales y sus beneficios indudables.

En la actualidad, el ciudadano medio tiene mucha más conciencia ambiental y sabe que los bosques protegen al suelo, regulan el régimen hídrico y mejoran la calidad ambiental. Es consciente de la importancia de preservar las masas, para ello las campañas contra incendios forestales, todos los años recuerdan la importancia de la conservación de la fauna y flora. La sociedad debe ser consciente del enorme legado que dejamos a las futuras generaciones y en qué estado se los entregamos. Llegado a este punto, es importante recordar que esta idea fundamental es la que imperó primero en los pioneros de la restauración de montañas y, posteriormente, en los ingenieros que trabajaron en la corrección de torrentes.

A continuación, este documento intenta explicar el significado del término restauración hidrológico-forestal de cuencas hidrográficas; cuales son sus orígenes y los principios en que se asienta, así como las metodologías y técnicas empleadas en su desarrollo. Esta forma de entender la protección de las cuencas hidrográficas en nuestro país, entendida como una forma de abordar el aprovechamiento y no la explotación de

los recursos agua y suelo en las mismas, tiene muchos puntos de coincidencia con la de los restantes países europeos de nuestro entorno inmediato e incluso con los de cultura anglosajona en los que se denomina, *water and forest management strategy*, para referirse a la metodología de ordenación de las cuencas hidrográficas.

1.1. El origen de la Restauración Hidrológico-Forestal

Todo comienza con los trabajos de corrección de los torrentes de montaña y sus cuencas vertientes. A finales del siglo XIX la deforestación había alcanzado en España situaciones alarmantes y en algunas zonas de montaña, sobre todo en el Pirineo, las carreteras se hacían intransitables y el medio peligroso por los aludes. Los numerosos episodios naturales como fenómenos torrenciales y avalanchas de nieve se iban sucediendo en numerosos valles pirenaicos como los de los ríos Aragón, Gállego, Noguera Ribagorzana y Noguera Pallaresa, por poner unos ejemplos a destacar. Esto suponía cortes de carreteras, rotura de puentes, daños materiales a pueblos ribereños, instalaciones hidroeléctricas, etc... Pero las regiones mediterráneas españolas no estaban exentas de episodios torrenciales, ligadas en su mayoría al fenómeno conocido como *gota fría*, ocasionando inundaciones con los consiguientes aterramientos y efectos en pérdidas materiales y humanas.

Toda esta actuación correctiva no se hubiera podido acometer sin disponer de una base legal sobre la que sustentarse. En Europa se promulgaron disposiciones destinadas a la restauración de montañas en países del entorno alpino, como en Suiza (1848), Francia (1882), Austria (1884) y fuera de él, España (1888), por aquel entonces con una marcada vocación forestal centroeuropea.

La primera ley española que surgió relacionada con las actuaciones en laderas se remonta al 11 de julio de 1877, en la que se establece, la Repoblación y Mejora de los Montes Públicos, como un instrumento legal para evitar la fuerte denudación de los suelos en situaciones de necesidad de protección. Aunque los resultados no fueron los esperados en un principio, por la falta de medios. Durante esta época se sucedieron grandes catástrofes ligadas a los eventos extraordinarios en el Levante (1879), entre los cuales cabe citar los de Lorca, Murcia y Almería, en el desbordamiento del Guadalentín y el Almanzora.

A esta primera ley se sucedieron la promulgación de los dos R. D. de 1888 y 1901; para restaurar las montañas desarboladas y degradadas. El primero establecía un "Plan sistemático de repoblación de cabeceras de cuencas hidrográficas", tarea que fue encomendada al entonces Cuerpo de Ingenieros de Montes. El segundo, crea los Servicios Hidrológico Forestales, en cuyo Artículo 2º se dice: "*Será objeto de este Servicio la repoblación, extinción de torrentes y restauración de montañas en todas las principales cuencas hidrológicas de España que reclamen el acrecentamiento y buen régimen de las aguas de sus principales corrientes, así como las de repoblación de las dunas, de las fronteras de la Nación para la defensa de la misma*".

Se constituyeron 10 Divisiones Hidrológico-Forestales, tratando de priorizar las actuaciones por cuencas y en el conjunto nacional. Es en este año cuando se dice que se empezó a hablar por primera vez de lo hidrológico y lo forestal. En este pequeño resumen merece destacarse una fecha relacionada con la ley de 24 de junio de 1908, en la que se consideran también de utilidad pública los montes protectores, como consecuencia de afectar a zonas de cabecera, regulación de avenidas, sujeción de terrenos, etc, cualesquiera que fuesen sus dueños.

Las dos primeras décadas estuvieron marcadas por tensiones en lo concerniente a la planificación de los recursos hídricos. Hubo dos tendencias claras y antagónicas, los que defendían las grandes obras hidráulicas y los que eran partidarios de una política forestal cuya base era la restauración de las cuencas. Mientras los primeros echan por tierra las repoblaciones forestales, alegando los largos períodos de tiempo que se precisan para que dichas actuaciones puedan surtir efecto, los segundos defienden la necesidad de llevar a cabo una política hidráulica modesta que cuente con el apoyo eficaz de la restauración de torrentes y repoblación de las cuencas. A pesar de esta circunstancia, el trabajo de la Divisiones Hidrológico-Forestales se mantuvo durante su existencia, aunque siempre con escasez de recursos.

En el campo científico, es posible que uno de los textos más influyente entre los ingenieros restauradores de torrentes en la Europa más meridional sea el de E. Thiery *Restauration des montagnes, Corrections des torrents et Reboisement* (1891). La obra dedica una parte importante de su contenido al análisis del torrente como un elemento significativo dentro del ámbito de la dinámica del agua en cauces abiertos, sintetizando con gran maestría la necesidad de conjugar las obras hidráulicas de corrección en los cauces torrenciales con la restauración de sus cuencas alimentadoras; para lo segundo propone la repoblación forestal de éstas. Es suya la famosa sentencia entre los ingenieros pioneros en la restauración de montañas: *No se puede corregir un torrente, si conjuntamente, o mejor previamente, no se ha restaurado su cuenca alimentadora.*

En el esquema corrector de una cuenca hidrográfica de montaña, que se acaba de exponer, la vegetación especialmente el bosque de montaña resulta imprescindible, por todo lo que representa de elemento estabilizador de la cuenca ante los mecanismos torrenciales, pues contribuye tanto a incrementar la infiltración, como a disminuir la velocidad de la lámina de escurrido superficial y, además, favorece el flujo sub-superficial del agua en los períodos de precipitaciones abundantes. En síntesis, el bosque es el regulador natural por excelencia de los recursos hídricos. A estos aspectos hay que añadir su gran capacidad para defender al suelo contra los fenómenos erosivos; tanto del impacto de las gotas de lluvia sobre el terreno, como de los derivados del arrastre de las partículas de suelo disgregadas por los flujos de escorrentía.

Hacia 1940 tiene lugar un hecho que difunde el uso del término restauración hidrológico-forestal, que hasta entonces era poco utilizado; en su lugar se refería normalmente a la corrección de torrentes. La política hidráulica desarrollada por el Gobierno, sobre todo entre 1940-60, centró su interés en la regulación de nuestros principales cursos fluviales, de características marcadamente estacionalidades, mediante un amplio programa de construcción de embalses. Por este motivo y con el objetivo de garantizar y prolongar la vida útil de los vasos de almacenamiento de dichos embalses, se planteó un Programa de *Restauration Hidrológico-Forestal* de sus cuencas alimentadoras, adaptando para ello las técnicas que ya habían sido experimentadas con buenos resultados en la corrección de los torrentes de montaña.

En las áreas de montaña o de cabecera de dichas cuencas de embalses que existían problemas que requerían las clásicas medidas de corrección de torrentes, resultaba lógico que éstas se aplicaran como tales. Pero amplias superficies de estas cuencas eran eminentemente agrícolas y otras, que por sus pendientes no debieran serlo, estaban en aquellas fechas cultivadas, en la mayoría de los casos sin ninguna medida de conservación de suelos. La transformación de tales usos agrícolas se basó en la Ordenación de los Usos, es lo que

se llamaría al final Ordenación Agrohidrológica de los Usos del Suelo, fase previa en todo proyecto de Restauración Hidrológico-Forestal. La reforestación de estos terrenos con uso agrícola con pendientes superiores al 30 % y los de matorral escaso de iguales pendientes, se llevo a cabo al amparo de los proyectos de restauración hidrológico-forestal.

La herramienta administrativa de adquisición de terrenos para reforestar se pudo realizar a través de la expropiación, lo que obligaba justificarlo, aunque resultara evidente a simple vista que estaban sometidos a una erosión acelerada. Por aquellas fechas estaban publicadas las primeras *clasificaciones agrológicas de tierras* en Estados Unidos (Bennet, 1939), que delimitaban los terrenos destinados al cultivo de los que se debían reservar a cubiertas permanentes. La aplicación de las investigaciones de García Nájera a la delimitación de las pendientes admisibles en cultivos (1954) y pastizales (1955), a fin de demarcar las zonas que debían ser destinadas a vegetación permanente, preferentemente arbolada, para que quedaran de este modo defendidas de la erosión hídrica acelerada, protegiendo al mismo tiempo todas las áreas situadas aguas abajo. El desarrollo posterior de estas ecuaciones permitió a, F. López Cadenas de Llano y M. Blanco Criado (1968) la publicación de los *índices de protección del suelo por la vegetación*, cuyo contenido cualitativo se interpretó durante mucho tiempo como el criterio para establecer las zonas prioritarias para la repoblación forestal en cuencas vertientes necesitadas de restauración hidrológico-forestal.

Como se desprende de las líneas anteriores, el peso del uso del suelo es muy importante dentro de la restauración hidrológico-forestal de una cuenca vertiente. Ello ha derivado en que en muchas ocasiones se ha llegado a desvirtuar el concepto original e integrador de la restauración de las cuencas de montaña. Sin embargo, hay que mencionar que la repoblación de los terrenos en fuertes pendientes, no sólo contribuye a reducir la erosión hídrica en los mismos, sino que mejora también sus condiciones hidrológicas.

1.2. El Desarrollo de Grandes Modelos.

Con el paso del tiempo la forma de actuar ha cambiado en función de las justificaciones técnica, social y económica. Estas justificaciones junto a la evolución de los medios y las herramientas informáticas, son distintos. Con el paso del tiempo la aplicación de estos proyectos se ha concretado en cuencas de mayor superficie, muy distinta a la aplicación original de la corrección de un torrente de montaña, sino más bien de un curso torrencial importante y sus tributarios; de ahí el establecimiento de la *ordenación agro-hidrológica*.

Hay que hacer notar que la aparición del modelo de erosión USLE marca un hito importante en la aplicación del mismo a los proyectos, desarrollada en el transcurso de un largo periodo por el U.S.D.A. Soil Conservation Service. (Wischmeier y Smith, 1958, 1959, 1960, 1965, 1972, 1974 y 1978). En la labor de difusión de este modelo el profesor López Cadenas de Llano entre 1970-85, tuvo una gran importancia. El modelo en cuestión establece la erosión potencial del suelo en cada unidad homogénea de la cuenca determinada a través de la aplicación del mismo, es decir, define para cada una las diferentes zonas de la cuenca un valor de su erosión hídrica superficial potencial expresado en t/ha•año, por tanto, se mantiene en el mismo esquema conceptual que los *índices de protección del suelo por la vegetación*; pero de manera cuantitativa. Es un buen instrumento para planificar el uso agronómico del territorio, pero no está pensado para mostrar de forma particularizada los efectos de los eventos torrenciales individuales en la cuenca. Con el paso del tiempo aparece el modelo modificado del anterior, el modelo MUSLE debido a Williams (1975), con el que se puede distinguir la tasa de sedimentos que se emiten fuera de la cuenca, al adoptar dos parámetros hidrológicos

como, el volumen de escorrentía y el caudal generado por la misma para diferentes periodos de retorno.

En esta fase se inician y continúan una serie de proyectos a nivel nacional importantes como, el Proyecto LUCDEME (Lucha contra la Desertificación en la vertiente Mediterránea, 1981), *la Determinación del factor Lluvia, coeficiente R ó índice de erosión pluvial de la USLE, en la vertiente mediterránea española* (1980) y su extensión a todo el territorio nacional con el título *Agresividad de la Lluvia en España* (1988). Continuando con esta línea y apoyándose en éstos y otros estudios, se elaboraron los *Mapas de estados erosivos* (1987-93) bajo la dirección de López Cadenas de Llano, que tomando como base el citado modelo, reflejan la erosión potencial en las diferentes áreas de España. Los Mapas de Estados Erosivos quedaron completados en el año 2002, iniciándose entonces un segundo trabajo, continuación del anterior, denominado: *Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES)*, que se pretende completar en 2012, cumpliéndose hasta la fecha el ritmo previsto de 5 provincias/año. Esta nueva tarea aplica el modelo RUSLE, modelo revisado del original y que difiere en muchas técnicas de muestreo en campo al ampliarse el número de componentes de los parámetros que componen el modelo.

La aplicación de modelos hidrológicos integrados a cuencas torrenciales objeto de restauración, se inicia en la cátedra de Hidráulica e Hidrología de la E.T.S.I. de Montes de la UPM en la década de los ochenta. Con ellos se regresa al estudio del curso torrencial como motor de la dinámica geo-torrencial y el análisis de su cuenca vertiente se plantea plenamente integrado al mismo. La citada cátedra estableció una *metodología integrada* para la determinación de los sedimentos aportados por una cuenca entre 1984-85, apoyándose en modelos ya existentes. Dicha metodología fue revisada posteriormente por Robredo (1994), y su esquema se representa en la Figura 1 en la versión final de 1994.

Los modelos integrados se utilizan habitualmente en proyectos corrección de torrentes en los últimos años, sobre todo cuando las avenidas son fundamentalmente de régimen pluvial, como ocurre en la mayor parte de España, y el flujo se puede tratar como bifásico, que es la situación más habitual. Lógicamente no contemplan todo el fenómeno torrencial, pero sí los elementos esenciales. Sin embargo, estos modelos no contemplan la parte correspondiente a la restauración de laderas y el empleo de bases silvícolas. Para ello, se ha recurrido a *índices fito-climáticos* o de *producción vegetativa*, que combinan criterios climáticos y dasocráticos y que resultan eficientes cuando para su elaboración se ha dispuesto de una gran cantidad de información de partida y ésta ha sido suficientemente comprobada. Durante mucho tiempo han sido insustituibles y, cuando las repoblaciones se hacían directamente por la Administración, se complementaban con la experiencia ingeniero encargado de la comarca en la que se realizaba la repoblación.

Conceptualmente el desarrollo de los modelos hidrológicos distribuidos debe mejorar las previsiones del comportamiento de la vegetación a introducir en las diferentes zonas de la cuenca, ya que dichos modelos establecen las condiciones físicas de humedad y temperatura en las diferentes zonas de la cuenca.

1.3. Situación Actual.

En los Reales Decretos de Transferencias en materia de Conservación de la Naturaleza (1984), se establece que ambas administraciones, central y regional, *“desarrollarán de forma compartida la planificación de las actuaciones que tengan por objeto la Restauración*

Hidrológico-Forestal cuando afecten a territorios que superen sus distintos ámbitos territoriales ejecutándose dichas actuaciones de forma convenida con las Comunidades afectadas”

Con el fin de coordinar tanto los proyectos y las obras como su financiamiento se crean los Convenios para la R.H.F. entre la Administración a través del entonces Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) y de las distintas autonomías, a excepción del País Vasco. Estos Convenios establecidos entre 1986 y 1989, siguen vigentes en la actualidad, aunque las funciones en materia de R.H.F. que tenía el ICONA, fueron asumidas por los distintas Direcciones Generales dependientes del Ministerio de Medio Ambiente. Gracias a estos convenios la acción restauradora de cuencas tiene su continuación en la actualidad.

En 1991, el ICONA realiza unos estudios preparatorios para elaborar el Plan Nacional de Restauración Hidrológico-Forestal y Control de la Erosión, con el fin de crear un marco general, en el ámbito de las transferencias de competencias a las Comunidades Autónomas, para la planificación de actuaciones. Todo ello, con el fin de *“coordinar las acciones de lucha contra la erosión con unas mínimas garantías de eficacia”*. Con este Plan se intentó delimitar las zonas de actuación prioritaria a partir de cartografía a escala 1:1.000.000 y de esta manera evaluar y cuantificar el problema de la erosión en España por cuencas hidrográficas.

Posteriormente la escala se ha visto insuficiente en la precisión de esta problemática y en el Plan Nacional de R.H.F. se ha realizado una cartografía a escala 1:200.000, en la que además se establecen prioridades en subcuencas, se proponen las ordenaciones agrohidrológicas orientativas e incluyen una previsión de inversiones para llevarla a cabo.

El apoyo financiero para la realización de los trabajos planificados en este Plan se ha previsto en el marco de la Agenda 2000 vigente en el periodo 2000-2006, con lo cual parte de la inversión estará cubierta por los Fondos Europeos. De esta manera la continuidad de las actuaciones de R.H.F. está asegurada.

La política común de la Unión Europea delimita dos grandes grupos de medidas correctoras, que se pueden encuadrar en dos grandes grupos: estructurales y no estructurales.

Son medidas estructurales las que tienen que ver con la instauración de cubierta vegetal protectora y fijadora de suelos, tolerante a condiciones de aridez extrema, mayor economía hídrica y tensiones ecológicas derivadas del posible cambio climático. Los tratamientos silvícolas adecuados para mejorar la calidad y diversidad de las masas forestales protectoras para garantizar su estabilidad biológica y para asegurar su resistencia y funcionalidad edafogénica en un medio climático y ambiental cambiante. La adecuación de infraestructuras hidrológicas para la estabilización y corrección de cauces torrenciales y cuencas clasificadas como de mayor peligro, con altos índices de erosiones lineales y problemas de desestabilización de lechos. La realización de prácticas de conservación de suelos suficientes para controlar la erosión.

Otras actuaciones complementarias son la implantación y mantenimiento de una infraestructura forestal adecuada ó la conservación, la mejora y ordenación de pastizales en áreas de riesgo y la fijación de suelos inestables y atenuación de otros impactos ambientales causados por la construcción de grandes obras públicas o la propia protección de tales obras públicas frente a procesos de inestabilidad del terreno.

Entre las medidas no estructurales se pueden citar, la profundización en la investigación

y experimentación de tecnologías "blandas" para la aplicación de medidas correctoras así como en la selección genética de plantas forestales micorrizadas resistentes a condiciones ecológicas extremas. El inventario y selección de los cauces y subcuencas más problemáticas con especial atención a aquellas en que se den una o varias de las siguientes circunstancias: zonas productoras de agua, cuencas alimentadoras de embalses, superficies en que se presenten graves intensidades del fenómeno erosivo y cuencas de montaña potencialmente peligrosas sobre núcleos urbanos o infraestructuras públicas.

Por último, y en íntima relación con el apartado anterior, la ordenación agrohidrológica de cuencas especialmente degradadas, dinamizadoras de fuertes cargas de lavado en la red de drenaje y con consecuencias más negativas para el tejido social, de cara a una correcta asignación de usos del territorio que tenga como criterio prioritario la protección del suelo y el agua y el equilibrio hidrológico.

El desarrollo de estas medidas ha obligado a enfrentarse a numerosos y complejos problemas. Unos son de tipo tecnológico, intrínsecos a las propias obras y trabajos de corrección, pero otros se fundamentan en decisiones políticas sobre el uso y explotación de los recursos, asignación de los presupuestos disponibles y Ordenación del Territorio.

A través del Plan Nacional mencionado anteriormente, se ha definido como objetivo prioritario decidir la localización, naturaleza y coste de los trabajos de restauración y la prioridad técnica en que han de ejecutarse. Para ello, después de un análisis de la problemática existente, se ha llegado a un diagnóstico de las zonas donde el fenómeno presenta más intensidad y consecuencias más negativas, lo que permite diseñar la escala de prioridades. Identificadas estas zonas (áreas críticas) en toda la geografía del país, se cuantifica el coste de los trabajos de restauración necesarios para estas zonas más urgentes, sujetándose el ritmo de los trabajos básicamente, a las posibilidades presupuestarias anuales y a la disponibilidad de los terrenos (públicos o privados).

No cabe duda que estas actuaciones precisan fuertes inversiones, y que éstas son muy poco atractivas para el sector inversor privado, al no producir beneficios directos a corto plazo fácilmente perceptibles para los interesados, salvo en casos muy específicos (protección directa de infraestructuras de alta rentabilidad), lo que prácticamente obliga a unas inversiones públicas elevadas en actuaciones para mejora del medio ambiente, en general, y en su sector hidrológico-forestal, en particular, habiéndose conseguido disponer, en el caso español dentro del contexto comunitario de la Unión Europea, en los últimos años importantes fondos destinados a la protección y mejora de la cubierta vegetal.

La Comisión Europea ha manifestado interés en el sector forestal por la reducción de excedentes (tierras) agrícolas, que debería acarrear un aumento de la superficie destinada a monte. El considerable déficit comercial de la Comunidad en madera, la necesidad de mantener las actividades económicas y el empleo en zonas rurales y la propia opinión pública.

Los principios que en materia forestal se siguen en la Comunidad están recogidos en la "Estrategia y Acción de la Comunidad en el Sector Forestal" de 1988. Estos principios son la subsidiaridad, la continuidad y la eficacia.

Esta actividad, de acuerdo a la Estrategia Forestal Española y subsiguiente Plan Forestal Español, se pretende en un doble sentido: medidas de desarrollo rural cofinanciadas por FEOGA en el marco del Reglamento 1257/99 y Proyectos de Restauración Hidrológico-Forestal cofinanciados por Fondo de Cohesión o FEDER.

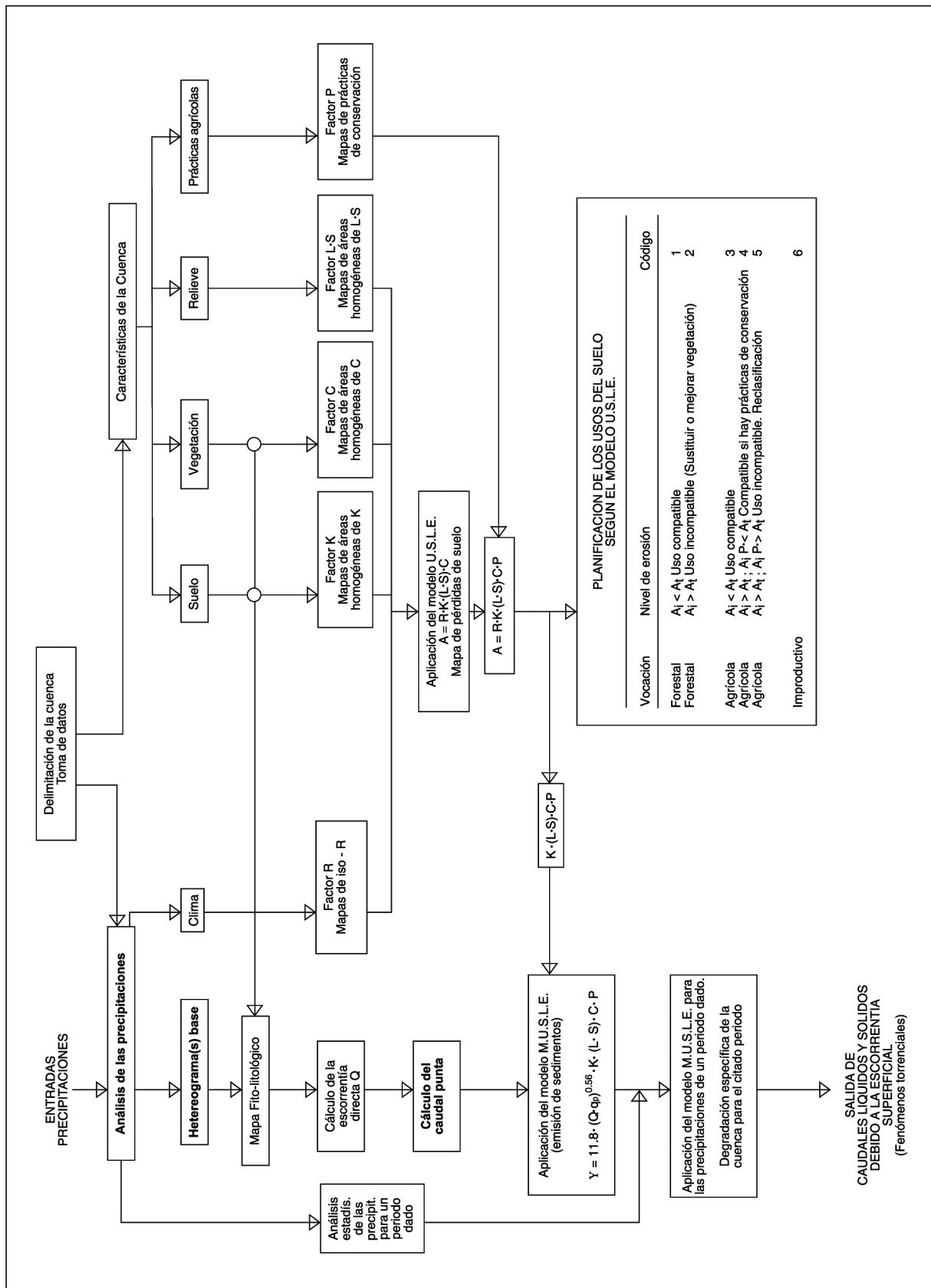


Figura 1. Esquema de la metodología integrada para la determinación de los sedimentos aportados por una cuenca (1994).

2. Objetivos de la Restauración Hidrológico-Forestal.

Los objetivos clásicos de la Restauración Hidrológico-Forestal de una cuenca hidrográfica son los siguientes:

- i. El control de la erosión. La retención del suelo mediante el control de la erosión, tratando al mismo tiempo de aprovechar este recurso.
- ii. La regulación de las avenidas y los caudales que se generan
- iii. La provisión hídrica.

Hay un último objetivo (Simón et al., 1994), en donde se establece la conveniencia del seguimiento de este tipo de proyectos, lo que se puede de otra manera llamar planificación dinámica de la cuenca hidrográfica. Este objetivo no es nuevo, pues en el Reglamento de Montes español, en su artículo 354, se expresa que: “*los proyectos hidrológico-forestales, especialmente en lo que concierne a obras de corrección, serán objeto de revisión, cada cinco años, ...*”

Teniendo en cuenta el avance proporcionado por las actuales herramientas en materia de reforestación estableciendo cuáles son las realizaciones que se ejecutaron según lo previsto y cuáles han sido las variaciones, para establecer las rectificaciones oportunas en beneficio del objetivo general, la corrección de la cuenca.

En el esquema de la Figura 2, se observa una manera de representar los diferentes factores que comprende un proyecto de esta naturaleza.

Estos factores son básicamente los relativos al relieve, a la silvicultura a aplicar y a los de carácter hidrológico (tanto los relacionados con la generación de los caudales de avenida asociados con las precipitaciones torrenciales o como los vinculados con las necesidades hídricas en las diferentes zonas de la cuenca).

La componente silvícola es la base central de la restauración de la cuenca y exige analizar los parámetros climáticos, edáficos y fisiológicos. Por otro lado, tanto en lo que se refiere a los objetivos como en la aplicación de las tecnologías operativas (maquinarias a utilizar para la preparación de las repoblaciones), se debe contar con la morfología y el relieve de las diferentes zonas de la cuenca.

Asimismo, el conocimiento de las cubiertas vegetales presentes en la cuenca en el momento efectuar la restauración, supone un indicador útil para interpretar las futuras previsiones de protección, que se esperan con la incorporación de las nuevas cubiertas vegetales permanentes a la cuenca. Estimaciones que afectan tanto a los caudales líquidos como a los sólidos.

En un esquema lógico, la operación previa a todo proyecto de *restauración hidrológico-forestal* de una cuenca vertiente es su *ordenación agro-hidrológica*. Con dicha ordenación se planifica el uso al que deben dedicarse los diferentes terrenos que constituyen la cuenca vertiente, para conseguir el mejor aprovechamiento hídrico de la misma.

En función de los criterios establecidos con la *ordenación agro-hidrológica* de la cuenca y tras el estudio pertinente del geo-dinamismo de los cursos torrenciales que lo drenan, se plantean las *tecnologías adecuadas para llevar a cabo la restauración de la cuenca*. Estas

se fundamentan en los *trabajos silvícolas*, las *obras hidráulicas de corrección de los cauces torrenciales* y, finalmente, como un medio para poder realizar las actividades citadas, las medidas auxiliares, que constituyen la infraestructura del monte y lo forman básicamente los caminos forestales y los cortafuegos. Junto al documento del proyecto, se debe adjuntar una serie de recomendaciones a aplicar en las zonas agrícolas de la cuenca, para que la protección y uso sostenible de la misma se consiga plenamente.

Los modelos integrados han dado solución a los objetivos que tienen que ver con la estimación de caudales líquidos y sólidos, ya que permiten simular la generación de los caudales de avenida y el consiguiente desarrollo de los mecanismos del fenómeno geotorrencial. De forma sintética el diagnóstico básico de una cuenca hidrográfica antes de abordar su corrección, se puede centrar en los siguientes puntos:

- a. El mapa de estados erosivos de la cuenca hidrográfica y el mapa de ordenación de los usos del suelo en la misma, según el modelo USLE y/o posteriores.
- b. La degradación específica de la cuenca vertiente (es decir, la emisión de sedimentos fuera de la cuenca para un año medio por unidad de superficie de ésta), en t / ha-año.
- c. La formación de las pendientes de compensación (ó de equilibrio) en los cursos torrenciales por la ubicación de determinadas obras transversales en los cauces.
- d. La delimitación de las zonas de inundación en las áreas dominadas y el consiguiente esquema de protección de las mismas. Actualmente se pueden aplicara herramientas como el módulo Geo RAS.

Para el mismo análisis se pueden utilizar modelos distribuidos, sin perder efectividad e incluso mejorando su nivel de estudio, sobre todo en lo relativo a la definición de las disponibilidades hídricas y a la utilización agronómica de la cuenca en función de sus recursos agua y suelo, pero ello requiere más y mejores datos de campo.

En relación con el segundo aspecto, la utilización agronómica de la cuenca atendiendo en la misma el aprovechamiento racional del recurso agua, es evidente que se trata del objetivo final de toda planificación hidrológica.

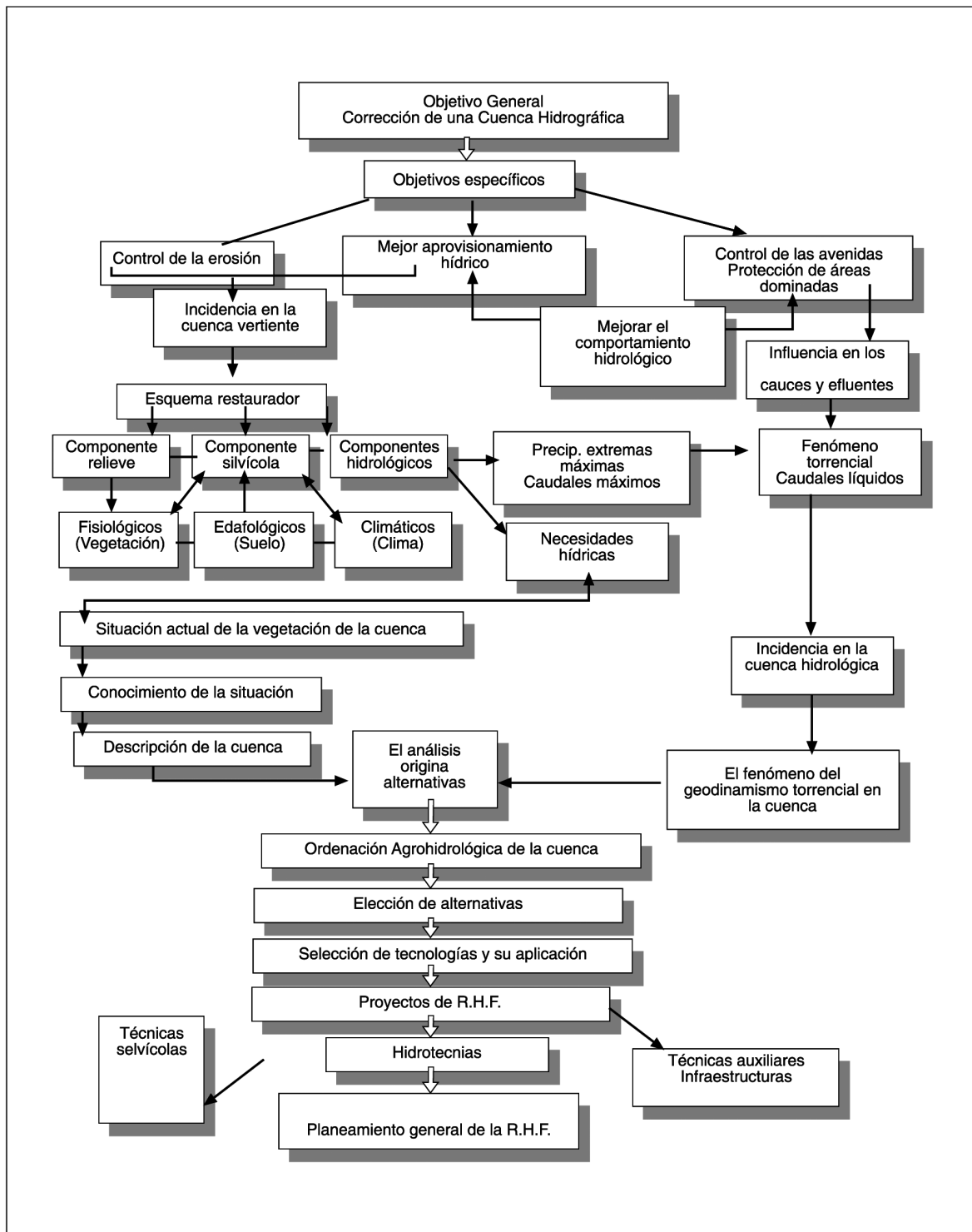


Figura 2. Esquema de una R.H.F.

3. Planificación de la Restauración de la Cuenca Hidrográfica

3.1. Principios generales

Establecidos los objetivos de la restauración de una cuenca hidrográfica, éstos inciden de modo diferente dependiendo del escenario de actuación. *La retención del suelo y la mejora de los aprovechamientos hídricos* están íntimamente relacionados con el comportamiento de la propia cuenca vertiente objeto de restauración. Pero la última repercute también en el control de las avenidas, al incidir en la formación de sus caudales; que aunque sean consecuencia directa de los aguaceros torrenciales, están condicionadas también por la respuesta de la cuenca vertiente a los mismos.

3.2. El proyecto de ingeniería

El aspecto formal responde a una estructura de trabajo clásica de un proyecto de ingeniería, que se ha ido renovando con el paso del tiempo a medida que las nuevas herramientas informáticas han permitido obtener nuevos resultados más cercanos a la realidad por una parte y se han podido confeccionar mapas de actuaciones más precisos.

Esta descripción facilitará el segundo de los grandes objetivos formales de toda R.H.F., la Ordenación Agrohidrológica de la cuenca, apartado incluido dentro del proyecto, con independencia del citado objetivo.

En el proyecto es de obligado cumplimiento describir, justificar y calcular las obras y los trabajos que se realicen en cumplimiento del proyecto de R.H.F. mencionado con arreglo a un plan de trabajos que deberá incluirse dentro del mismo.

Finalmente, se evaluarán los costes y se elaborarán los presupuestos necesarios para la ejecución de las obras y los trabajos consignados en el proyecto de acuerdo con el cronograma de trabajo establecido.

Como es habitual en ingeniería, los documentos generados se plasman, por un lado, en una Memoria del proyecto, con sus correspondientes anexos a la misma. Además aparecerán los tres documentos fundamentales restantes como son: Mapas y planos, Pliego de condiciones y el de Presupuesto.

Por tanto, se puede resumir en los siguientes pasos:

- i. Estudiar la cuenca con el fin de obtener toda información descriptiva de la cuenca a nivel de los factores fundamentales como son el clima, el suelo, la vegetación y el relieve.
- ii. Conocer cómo se comporta la cuenca ante los diferentes eventos torrenciales, bien reales o simulados, para estimar o prever los efectos causados o que se puedan esperar de ellos.
- iii. Planificar una ordenación agro-hidrológica de la cuenca atendiendo sobre todo a sus posibilidades físicas y a los objetivos que se pretendan con el proyecto.
- iv. Describir, justificar y calcular las obras y trabajos proyectados para la restauración hidrológico-forestal de la cuenca. Además de establecer un programa o calendario de trabajo para la realización de las mencionadas obras y trabajos.
- v. Evaluar los costes y elaborar los presupuestos necesarios para la ejecución de las obras y trabajos consignados en el proyecto.

Como es habitual en ingeniería, los documentos generados son la Memoria, el Pliego de condiciones técnicas facultativas, los Presupuestos y la Cartografía; ésta comprende tanto los planos de las obras y trabajos, como los mapas temáticos y los de localización de las actuaciones previstas.

Sin embargo, el aspecto más significativo de estos proyectos es su sujeción a una *evolución temporal debido a su propia naturaleza*. Son actuaciones que se fundamentan en las repoblaciones forestales, cuyas masas arboladas evolucionan de acuerdo con el crecimiento de las especies introducidas; así como en obras de corrección de torrentes, que pueden requerir de una rectificación tras analizar su comportamiento después de los primeros aguaceros posteriores a su construcción. Las diferentes legislaciones establecen su revisión para diferentes períodos de tiempo.

3.3. La ordenación agro-hidrológica de la cuenca

Se centra ante todo en la cuenca vertiente y pretende regular el uso agronómico del territorio en función de su comportamiento hidrológico. Normalmente en su confección se tienen en cuenta los modelos hidrológicos, de conservación de suelos y de utilización del territorio. Una ordenación agro-hidrológica debe fundamentarse al menos en los factores que a continuación se exponen, para a partir de ellos establecer una clasificación de las actuaciones restauradoras que se precisan llevar a cabo en cada una de las distintas zonas de la cuenca objeto de restauración (Tabla 1.).

Altitudes según las zonas de la cuenca	Áreas dominantes (cabeceras)
	Áreas dominadas (valles)
Cubierta vegetal	Estado actual de la vegetación
	Procedencia
	Vocación (forestal, agrícola, otros usos)
Morfología de la cuenca	Pendientes (dependiendo de las zonas de la cuenca)
	Orientación (solana; umbría)
Geología	Áreas con erosiones superficiales
	Áreas con erosiones de fondo
Edafología	Tipos de suelo en las diferentes zonas de la cuenca
Modelos de protección del suelo	Índices de protección del suelo por la vegetación
	Aplicación de ecuaciones paramétricas (tipo USLE o RUSLE)
	Otros modelos de erosión
Índices fito-sociológicos	Índices bio-climáticos
	Índices de potencialidad de una estación
Actuaciones en el territorio	En la cuenca vertiente (alternativas posibles y selección de la opción de proyecto)
	En los cauces (alternativas posibles y selección de la opción de proyecto)
Clasificación del área de proyecto	Zonas con actuaciones
	Zonas de recomendaciones
	Zona sin actuaciones

Tabla 1. Factores a considerar en la ordenación agro-hidrológica de una cuenca hidrográfica.

3.4. Planificación de las actividades en la restauración hidrológico-forestal.

Para conseguir los objetivos previstos con el proyecto de restauración hidrológico-forestal se plantean los siguientes tipos de actuaciones:

Actuaciones centradas en la creación, control y mejora de las coberturas vegetales permanentes; constituye la restauración silvícola, y su principal trabajo es la Repoblación Forestal. Estas implican:

- i. Técnicas de preparación del suelo
- ii. Elección de especies
- iii. Polígonos de actuaciones y rodales
- iv. Mediciones de las actividades propuestas

De estos cuatro apartados, el primero debe garantizar unas condiciones del terreno aptas para permitir el desarrollo inicial de las plantas que se incorporan al suelo con la repoblación; tiene un contenido mecánico-hidráulico importante. El segundo debe atender al temperamento (auto-ecología) de las especies y a las garantías de la calidad de la planta; ambos encierran campos de investigación específicos e importantísimos, pero éstos no constituyen el contenido de la unidad que redacta este documento. Además ambos aspectos deben estar consignados específicamente en el pliego de condiciones técnicas del proyecto. Por último, el tercero y cuarto responden básicamente al pliego de condiciones técnicas del proyecto.

Actuaciones en los cauces implican el diseño y la ejecución de las obras hidráulicas de corrección de los cauces torrenciales, lo que exige:

- Elección de las estructuras adecuadas
- Diseño y cálculo de las estructuras adoptadas
- Mediciones

Se comenta en relación con las obras hidráulicas de corrección de cauces torrenciales, que en España se han construido en los últimos tiempos abundantes diques con criterios de retención de sedimentos, pero son menos frecuentes las obras en las que se ha planteado considerar todo el proceso geo-torrenciales del torrente y sus repercusiones tanto aguas abajo como aguas arriba de la estructura. En los países de nuestro entorno, Francia, Suiza e Italia el desarrollo ha sido mayor en este sentido, aunque posiblemente también han tenido mayor número de problemas al respecto. En la corrección de torrentes la experiencia junto con el estudio de casos, determinan un papel de máximo rango.

3.5. Actividades complementarias.

Las más importantes son: la construcción de una red viaria de transporte con el fin de tener acceso a las distintas zonas de trabajo y como medida de evacuación frente a incendios forestales, los diferentes pasos de agua, los drenajes en caminos y otros puntos de interés, cortafuegos, balsas de agua y otros puntos de toma de agua con diferentes objetivos. Siempre puede haber otras obras alternativas que pueden coadyuvar a la buena realización del proyecto en determinadas situaciones y escenarios.

3.6 Otras actividades para conseguir una total ordenación agro-hidrológica de la cuenca

Desde una perspectiva lógica, las actuaciones que directa o indirectamente implica la restauración total de la cuenca no se limitan a los trabajos y obras hidrológico-forestales de la misma. Éstos son insustituibles, pero además son también precisas otras consignadas en la Tabla 2, que se refieren a las buenas prácticas de cultivo en las áreas con vocación agrícola (Mintegui, 1990). En la tabla en cuestión se han considerado los siguientes aspectos:

- El área de actuación (cuenca vertiente o cauce torrencial).
- Las bases a considerar para las actuaciones:
 - Laboreo o agricultura racional.
 - Uso de las cubiertas permanentes: arbolado (anterior o de repoblación), matorrales, pastizales.
 - Medidas para el control superficial del agua en la cuenca (terrazas, bancales, zanjas de desviación) o subterránea (drenajes), a fin de proteger al suelo de la erosión.
 - Obras de corrección de torrentes.
 - Se deben incluir también (aunque no aparezcan en la Tabla 2) la defensa del suelo contra la erosión eólica y las obras y trabajos para la defensa contra aludes (avalanchas de nieve).
- Principales factores que inciden en la posibilidad de realización de las actuaciones previstas (limitantes, condicionantes)
- Finalmente, atendiendo a todas las consideraciones anteriores, se concretan las medidas restauradoras y /o conservadoras a realizar.

Área de actuación	Bases de actuación	Principales factores				Medidas restauradoras y/o conservadoras
		Limitantes	Condicionantes			
Cuenca de recepción o cuenca vertiente	Utilización de la agricultura y de las cubiertas vegetales permanentes	Clima (extrema aridez)		Pendiente	Limitación de Productividad	No abandonar los cultivos sin instalación previa de alguna vegetación
		Clima no extremado (permite la vegetación natural con más o menos facilidad)	Sin problemas de humedad edáfica y ambiental	p < 12%	Idem	No existe: Agricultura intensiva con medidas racionales de cultivo Existe: Agricultura con barbecho; pastizales <i>per se</i> o en rotación
				12% < p < 24%	Idem	No importante: Cultivo con prácticas idóneas de conservación de suelos. Importante: Idem con descansos o barbechos; implantación de pastizales
				24% < p < 30%	Idem	Creación y mantenimiento de pastizales Conservación del bosque/Replabación forestal
				p > 30%	Idem	Conservación del bosque/Replabación forestal
Medidas para el control del agua (superficial y/o subterránea)	Clima no extremado (permite la vegetación natural con más o menos facilidad)	Problemas de exceso de agua superficial; escorrentía excesiva (temporal o permanente)	p < 20%	Perfil edáfico suficiente	Terrazas de desagüe o de canal	
			p > 20%		Banquetas con canales de desagüe Bancales con desagüe asegurado	
			p > 30%	Perfil edáfico insuficiente	Albarradas (pequeños diques de mampostería en seco)	
Cauces torrenciales	Utilización de obras hidráulicas de corrección de torrentes	Problemas de exceso de agua edáfica y superficial			Drenajes en profundidad y/o zanjas superficiales	
		Con problemas de falta de humedad p < 15%			Terrazas de absorción	
		Áreas de garganta del curso de agua o torrente			Diques transversales: de retenida y/o de consolidación	
		Zonas intermedias del cauce (entre la garganta y el cono de deyección)			Diques transversales: de retenida y/o de consolidación Diques longitudinales: - malecones espigones	
	En el cono de deyección				Canales escalonados de tramos erosionables Creación de plazoletas de depósito Estimación de riberas Drenajes en profundidad	

Tabla 2. Cuadro resumen de actividades en una ordenación agro-hidrográfica de cuencas vertientes. fuente: Mintegui y López (1990).

4. Consideraciones Finales: Perspectivas Actuales.

En los últimos años se ha visto frenada la labor restauradora o de corrección de cuencas. En realidad se tiende a actuar cuando ocurre un evento extraordinario y pocas veces se han adelantado las prevenciones, entre otras razones porque no son claras de prever y las inversiones que se requieren son importantes.

En la actualidad la mayor parte de los esfuerzos de los Servicios Forestales es dedicarse a conservar el patrimonio forestal existente, ante plagas e incendios forestales, lo que está absolutamente justificado en un país tan seco como España.

Pero también son problemas, aunque ignorados, que muchas actuaciones de corrección de torrentes o de restauración hidrológico-forestal, efectuadas en el pasado, se encuentren en la actualidad, tras muchos años de abandono, en un estado de deterioro tal que podrían acarrear problemas serios, si ante las mismas se presentara de nuevo un evento torrencial importante, aunque no fuera extraordinario. Esto tiene que ver con la falta de revisiones de los proyectos y la escasa dedicación de fondos al mantenimiento de obras hidráulicas de corrección, hoy denominadas barreras por muchos ambientalistas con equivocados argumentos.

La paulatina emigración y despoblamiento de áreas rurales desde los años sesenta y setenta, ha hecho que los habitantes vean como se ha perdido el interés por la incorporación de los habitantes en las tareas de mantenimiento y la creación de empleos de mantenimiento forestal.

Pero esta visión puede variar condicionado por el propio desarrollo. La mejora de la calidad de vida de la población, con su lógico deseo de una segunda residencia en el campo, los deportes de invierno, que sitúan sus estaciones en la propia montaña, algunas importantes infraestructuras agrícolas ubicadas en áreas marginales por su elevada pendiente, que en ocasiones resultan muy productivas por las extraordinarias condiciones climáticas de donde se sitúan, etc., son actividades y circunstancias que requieren del estudio de riesgos naturales.

LOCALIZACION		ACTUACIONES		OBJETIVO (S)
		CARACTERISTICAS		
		Acciones biológicas	Coberturas vegetales Forestación	Control de la erosión laminar y en regueros Mejorar la infiltración y regulación hídrica Control de las escorrentías directas
En la cuenca		Prácticas mecánicas	Terrazas Drenajes	Control de la erosión laminar y en regueros Control de la humedad del suelo Control de los movimientos en masa
		Pequeñas obras transversales	Albarradas, Fajinas, palizadas, etc.	Control de cárcavas
			Diques de consolidación	Control de la erosión remontante
	Área de erosión-transporte	Obras transversales	Diques de retención	Perfil de equilibrio o compensación (control de la erosión del lecho) Consolidación de laderas inestables
			Diques de laminación Umbrales de fondo	Total Retención de sedimentos Retención parcial de sedimentos Defensa de centrales hidroeléctricas, infraestructuras, poblaciones, etc. Selectiva
Régimen torrencial			Diques de laminación Umbrales de fondo	Reducir la punta del hidrograma de crecida Control de la erosión del lecho
		Obras longitudinales	Cubiertas vegetales y revestimientos Espigones Muros de defensa Soleras	Defensa contra erosiones laterales aumentando resistencia de las márgenes y/o controlando la velocidad del agua
	Área de sedimentación		Perfil escalonado con tramos erosionables (Muros cajeros, solera y rastrillos)	Defensa contra erosiones laterales desviando las aguas Defensa de márgenes y rectificación del eje hidráulico Protección del lecho contra la erosión
En el cauce		Obras mixtas		Concentración del agua en cauce fijo y estable
		Obras longitudinales	Revestimientos y espigones	Defensa de márgenes contra erosiones laterales
Régimen fluvial			Malecones y Escolleras Bioingeniería	Defensa contra inundaciones y rectificación del eje hidráulico Defensa de erosiones en márgenes y orillas

Tabla 3. Sistema corrector de una cuenca.

REFERENCIAS

Referencias Capítulo I

- Brady, N.; Weil, R. 2000.** Elements of the nature and properties of soils. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 559 p.
- Brandt, C. 1989.** The size distributions of throughfall drops under vegetation canopies. *Catena* 16: 507-524.
- Brooks, K.; Ffolliott, P.; Gregersen, H.; DeBano, L. 2003.** Hydrology and the management of watersheds. Iowa State Press. 574 p.
- Carter, C.; Creer, J.; Braud, H.; Floyd, J. 1974.** Raindrop characteristics in south central United States. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 17: 1033-1037.
- Coppin, N.; Richards, I. 1990.** Use of vegetation in civil engineering. CIRIA/Butterworths, London.
- Fournier, F. 1972.** Soil conservation. Nature and environment series. Council of Europe. 194 p.
- García-Chevesich, P. 2005.** Changes on soil resources following the historical Rodeo-Chediski wildfire in Arizona. M. Sc. Thesis. Watershed Management. School of Natural Resources. The University of Arizona. 87 p.
- García-Chevesich, P. 2008.** Procesos y control de la erosión. Outskirts Press. Denver, CO. 276 p.
- Hjulstrom, F. 1935.** The morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris. *Bulletin of Geological Institute of Uppsala* 25: 221-527.
- Hudson, N. 1963.** Raindrop size distribution in high intensity storms. *Rhodesian Journal of Agricultural Research* 1: 6-11.
- Kinnell, P. 1981.** Rainfall intensity-kinetic energy relationships for soil loss prediction. *Soil Science Society of America Journal* 45: 153-155.
- Laws, J.; Parsons, D. 1943.** The relationship of raindrop size to intensity. *Transactions of American Geophysical Union* 24: 452-460.
- Mclsaac, G. 1990.** Apparent geographic and atmospheric influences on raindrop sizes and rainfall kinetic energy. *Journal of Soil and Water Conservation* 45: 663-666.
- Morgan, R. 2005.** Soil erosion and conservation. National Soil Resources Institute. Cranfield University. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK. 304 p.
- Morria, G.; Fan, J. 1997.** Reservoir sedimentation handbook. McGraw-Hill. New York, NY.
- Slack, D.; Martin, E.; Sheta, A.; Fox Jr., F.; Clark, L.; Ashley, R. 1996.** Crop coefficients normalized for climatic variability with growing-degree-days. In: *Proceedings of the International Conference on Evapotranspiration and Irrigation Scheduling*. San Antonio, TX. Pp. 892-898.
- Terrence, J.; Foster, G.; Renard, K. 2002.** Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control. John Wiley and Sons, New York, NY. 338 p.
- Van Dijk, P.; Bruijnzeel, L.; Rosewell, C. 2002.** Rainfall intensity-kinetic energy relationships: a critical literature review. *Journal of Hydrology* 261: 1-23.
- Wishmeier, W.; Smith, D. 1958.** Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Transactions of the American Geophysical Union* 39: 285-291.

Referencias Capítulo II

- Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. 1991.** Conservação do Solo. Ícone, São Paulo, 355 p.
- Chang, K.W.; Shen, Y.; Lo, J.C. 2005.** Predicting Rice Yield Using Canopy Reflectance Measured at Booting Stage. *Agron. J.* 97:872-878.
- Chaves, H.; Nearing, M. 1991.** Uncertainty analysis of the WEPP soil erosion model. *Trans. of the ASAE*, Vol. 34(6):2437-2444.
- Chaves, H. 1996.** Modelagem matemática da erosão hídrica: Passado, presente e futuro, in Alvarez et al., (1996): O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. S.Bras. de Ciencia do Solo, Viçosa, p. 731-750.
- Dangler, E.; El-Swaify, S.; Ahuja, L.; Barnett, A. 1976.** Erodibility of selected Hawaii soils by rainfall simulation. USDA-ARS, Washington, 113 p.
- Dedecek, R.; Resck, D.; Freitas, E. 1986.** Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em latossolo vermelho escuro dos cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural. *R. Bras. Ci. Solo*, vol. 10:265-272.
- Haan, C.; Schulze, R. 1987.** Return period flow prediction with uncertain parameters. *Trans. of the ASAE*, vol. 30(3):665-669.
- Haan, C. 1994.** Statistical Methods in Hydrology. The Iowa State Univ. Press, Ames. 378 p.
- Harr, M. 1987.** Reliability-based design in civil engineering. McGraw-Hill, N. York. 290 p.
- Hession, W.; Storm, D.; Haan, C. 1996.** Two-phase uncertainty analysis: An example using the Universal Soil Loss Equation. *Trans. of the ASAE*, vol. 39(4): 1309-1319.
- Hirsch, R.; Helsel, D.; Cohn, T.; Gilroy, E. 1992.** Statistical analysis of hydrologic data, in Maidment, D. (Ed.): Handbook of hydrology. McGraw-Hill, N. York, p. 17.1-17.55.
- Jaynes, D.; Colvin, T. 1997.** Spatiotemporal variability of corn and soybean yield. *Agron. J.* 89:30-37.
- Jaynes, E. 1978.** Where do stand on maximum entropy? In Levine, R.D. y Tribus, M. (eds.): The maximum entropy formalism, MIT Press, Cambridge.
- Kitanidis, P. 1992.** Geostatistics, in Maidment, D. (Ed.): Handbook of hydrology. McGraw-Hill, N. York, p. 20.1-20.39.
- Lane, L; Nearing, M. 1989.** USDA Water erosion prediction project: Hillslope profile model documentation. NSERL Report No. 2, USDA-ARS, W. Lafayette.
- Mather, P. 1999.** Computer processing of remotely-sensed images. Wiley, N. York. 292 p.
- Mclsaac, G. 1999.** Uncertainty and the USLE. *J. of Soil y Water Cons.(Letters)*, p. 354-355.
- Mullins, J.; Carsel, R.; Scarbrough, J.; Ivery, A. 1993.** PRZM-2: A model for prediction pesticide fate in the crop root and unsaturated soil zones: Users' manual. US-EPA, Athens., 406 p.
- Nash, J.; Sutcliffe, J. 1970.** River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, vol.10 (3):282–290.
- Reichert, J.; Dariva, T.; Reinert, D.; Silva, V. 2008.** Variabilidade espacial de planossolo e produtividade de soja em várzea sistematizada: análise geoestatística e análise de regressão. *Ciencia Rural*, 38(4): 981-988.
- Renard, K.; Ferreira, V. 1993.** RUSLE model description and database sensitivity. *J. Env. Quality*, vol. 22:458-466.
- Risse, L.; Nearing, M.; Nicks, A.; Laflen, J. 1993.** Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* vol. 57:825-833.
- Rogowski, A.; Khambilvardi, R.; DeAngelis, R. 1985.** Estimating erosion on plot, field and watershed scales, in El-Swaify et al. (Eds.): Soil erosion and conservation. *Soil Cons. Soc. Am.*, Ankeny, p. 149-166.
- Schwab, G.; Frevert, R.; Edminster, T.; Barnes, K. 1981.** Soil and water conservation engineering. Wiley, N. York. 525 p.
- Silva, A. 2001.** Rainfall erosivity map of Brazil. *Catena* 57:251-259.
- Stephens, P.; Cihlar, J. 1982.** Mapping erosion in New Zealand and Canada, in Johansen, C. y Sanders, J. L. (Eds): Remote sensing for resource management. *Cons. Soc. Am.*, Ankeny. p. 232-242.

- Tánago, M. 1991.** La ecuación universal de pérdidas de suelo: Pasado, presente y futuro. *Ecología*, vol. 5: 13-50.
- Tiwari, A.; Risse, L.; Nearing, M. 2000.** Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. *Trans. of the ASAE*, vol. 43(5):1129-1135.
- Val, L.; Bahia, V.; Freire, J.; Dias Junior, M. 2000. Erodabilidade das chuvas em Lavras, MG. *Cienc. Prat.*10, 199–209, 1986.
- Wang, G.; Gertner, G.; Liu, X.; Anderson, A. 2001.** Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. *Catena* 46:1-14.
- Wischmeier, W.; Smith, D. 1978.** Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning. USDAAH-537, Washington. 58 p.
- Wischmeier, W. 1976.** Use and misuse of the Universal Soil Loss Equation. *J. of Soil and Water Cons.*, vol. 31(1):5-9.
- Wu, S.; Li, J.; Huang, G. 2005.** An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modeling with digital elevation models. *Envir. Modeling and Assessment*, vol. 10:33-42.

Referencias Capítulo III

- Bolline, A. 1975.** La mesure de l'intensité du splash sur sol limoneux. Mise au point d'une technique de terrain et premiers résultats. *Pédologie* 25: 199-210.
- Bubenzer, G. 1979.** Rainfall characteristics important for simulation. In: Proceedings, rainfall simulation workshop, Tucson, Arizona. USDA-SEA Agricultural Reviews and Manuals ARM-W-10. Pp. 22-34.
- Chappell, A.; McTainsh, G.; Leys, J.; Strong, G. 2003.** Simulations to optimize sampling of aeolian sediment transport in space and time for mapping. *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 1223-1241.
- Dissmeyer, G. 1982.** How to use fabric dams to compare erosion from forestry practices. Forestry Report SA-FR 13. Atlanta, GA: USDA Forest Service, Southeast Areas. 11 p.
- García-Chevesich, P. 2005.** Changes on soil resources following the historical Rodeo-Chediski wildfire in Arizona. M. Sc. Thesis. Watershed Management. School of Natural Resources. The University of Arizona. 87 p.
- García-Chevesich, P. 2008.** Procesos y control de la erosión. Outskirts Press. Denver, CO. 276 p.
- Geralch, T. 1966.** Współczesny rozwój stoków w dorzeczu górnego Grajcarka (Brskid Wysoki-Karpaty Zachodnie). *Prace Geograf. IG PAN* 52 (with French summary).
- Govers, G.; Everaert, W.; Poesen, J.; Rauws, G.; De Ploey, J. 1987.** Susceptibilité d'un sol limoneux à l'érosion par rigores: essais dans le grand canal de Caen. *Bulletin du Centre de Géomorphologie CNRS Caen* 33: 83-106.
- Hall, M. 1970.** A critique of methods of simulating rainfall. *Water Resources Research* 6: 1104-1114.
- Hudson, N. 1965.** The influence of rainfall on the mechanics of soil erosion with particular reference to Southern Rhodesia. M. Sc. Thesis, University of Cape Town.
- Hudson, N. 1993.** Field measurement of soil erosion and runoff. *FAO Soils Bulletin* No. 68.
- Milton, S. 1999.** Statistical methods in the biological and health sciences. McGraw-Hill. New York, NY. 588 p.
- Moldenhauer, W. 1965.** Procedure for studying soil characteristics using disturbed samples and simulated rainfall. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 8: 74-75.
- Morgan, R. 1985.** Assessment of soil erosion risk in England and Wales. *Soil Use and Management* 1: 127-131.ç
- Morgan, R. 2005.** Soil erosion and conservation. National Soil Resources Institute. Cranfield University. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK. 304 p.
- Page, G.; Stone, J.; Smith, J.; Kennedy, J. 2003.** The Walnut Gulch rainfall simulator: A computer-controlled variable intensity rainfall simulator. *Applied Engineering in Agriculture ASAE* 20(1): 25-31.
- Robichaud, P.; Brown, R. 2002.** Silt fences: an economical technique for measuring hillslope soil erosion. General Technical Report RMRS-GTR-94. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 24 p.
- Savat, J. 1975.** Discharge velocities and total erosion of a calcareous loess: a comparison between pluvial and terminal runoff. *Revue de Géomorphologie Dynamique* 24: 113-122.

Sterk , G.; Raats, P. 1996. Comparison of models describing the vertical distribution of wind eroded sediment. Soil Science Society of America Journal 60: 1914-1919.

Terrence, J.; Foster, G.; Renard, K. 2002. Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control. John Wiley and Sons, New York, NY. 338 p.

Zar, J. 1999. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ. 663 p., plus appendices.

Referencias Capítulo IV

Basile, P. 2000. Revisión de ecuaciones de transporte modificadas para sedimentos heterogéneos. XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica (IAHR) – Córdoba 2000. Argentina.

Brea, J.D.; Spalletti, P.; Busquets, M. 1999. Generación y transporte de sedimentos en la Alta Cuenca del Río Bermejo. Impacto en el Sistema Paraguay-Paraná-Río de la Plata, y el Delta del Paraná. Programa Estratégico de Acción para el Desarrollo Sustentable de la Cuenca del Río Bermejo, Fondo para el Medio Ambiente Mundial - FMAM (Global Environmental Fund - GEF), OEA. Instituto Nacional del Agua.

Brea, J.D.; Spalletti, P. 2000. Sediment yield due to surface erosion in Andine basins (Argentina). EROSLOPE II. Dynamics of water and sediment in mountain basins. Quaderni di Idronomia Montana N° 20. Mario Lenzi Editor. Editoriale BIOS.

Brea, J.D.; Spalletti, P. 2003. Estudios Hidráulicos de las obras de sistematización del cauce del río Colanzulí-Iruya. Technical Inform. Ezeiza, Argentina: INA

Brea, J.; Gaviño, M.; Spalletti, P. 2000. Erosion risk assessment in a Southern Patagonian watershed (Argentina). EROSLOPE II. Dynamics of water and sediment in mountain basins. Quaderni di Idronomia Montana N° 20. Mario Lenzi Editor. Editoriale BIOS.

Brea, J.; Spalletti P. 2002. Producción de sedimentos por erosión superficial. Aplicación a la Alta Cuenca del Río Bermejo y evaluación de eventuales cambios en la cobertura vegetal. 5° Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. San Pablo, Brasil

Di Silvio, G.; Peviani, M. 1991. Transport of a mixture of sand and gravel in suspension and as bedload: experiments and mathematical modelling. Symposium on The transport of suspended sediments and its mathematical modelling"- Florence. Italy.

Lenzi, M.; D'Agostino, V. 2000. Step pool in the Río Cordon: geomorphic effectiveness of the floods occurred between 1986 and 1999" Quaderni di Idronomia Montana 20 – Dynamics of water and sediments in mountain basins. Cosenza: BIOS

Spalletti, P.; Brea, J.; Busquets, M. 2002. Análisis de sensibilidad de algunos de los parámetros de cálculo de la evolución morfológica de ríos de montaña. XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica. La Habana, Cuba.

Referencias Capítulo V

Maza, J.; Camargo, J.; Franco, V. 1980. Hidráulica Fluvial, Fascículo A.2.11, Manual de Diseño de Obras Civiles, Comisión Federal de Electricidad, México.

Porterfield, G. 1972. "Computation of fluvial-sedimente discharge. U S Geolical Survey, Book 3, Chapter C3, Washington, USA.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1981. Manual de Diseño de Obras Fluviales para la Protección Contra Inundaciones, Tomos I y II, México.

Shen, H. 1971. River Mechanics, Colorado State University, USA.

Subcommittee on Sedimentation Interagency Committee on Water Resources and Under the Executive Direction of a Technical Committee. 1963. Measurements and Analisis of Sediment Loads in Stream. St Anthony Falls Hydraulics Laboratory, Minneapolis, Minnesota, USA.

Referencias Capítulo VI

Cuitiño, H. 1999. Evaluación cuantitativa de la erosión hídrica superficial en suelos desnudos de la Precordillera Andina y Valle Central de la VII Región. Tesis Ing. Forestal. Talca, Chile. Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales. 104 p.

Estándares de Ingeniería para Aguas y Suelos (EIAS). 2005. Elementos de Ingeniería Hidrológica para el mejoramiento de la productividad silvícola. Universidad de Talca, Chile. 179 p.

Hudson, N. 1997. Medición sobre el terreno de la erosión del suelo y de la escorrentía. (en línea). Bedford, Inglaterra. FAO. Consultado 15 may. 2009. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/T0848S/T0848S00.htm>

Mendoza, M. 2005. Métodos de clavos y rondanas. In Manual de métodos sencillos para estimar erosión hídrica. (en línea). Managua, Nicaragua. Consultado 4 abr. 2009. Disponible en <http://www.foprیده.org/cms/librosvirtuales/1180647717.pdf>

Morgan, R. 1997. Erosión y conservación del suelo. Grupo Mundi-Prensa, España. 341 p.

Mutchler, C.; Murphree, C.; McGregor, K. 1994. Laboratory and field plots for erosion research. In Soil erosion research methods. (en línea). Estados Unidos. Soil and Water Conservation Society. Consultado 4 abr. 2009. Disponible en http://books.google.cl/books?id=1TK7dEOIM4gCyprintsec=frontcover&dq=lalyei=zOg6SPzIL5zkyASX8qGYCgysig=v4wpXuYzn7TOo5mPCGyUei_Jjo#PPR7,M1

Pizarro, R.; Cuitiño, H. 2002. Método de evaluación de la erosión hídrica superficial en suelos desnudos en Chile. Actas de la 1ª Reunión sobre Hidrología Forestal. Madrid, España. Cuaderno Sociedad Española de Ciencias Forestales. 13: 165 -170.

Vega, M.; Febles, J. 2005. Investigación de suelos erosionados: métodos e índices diagnósticos. Minería y Geología, XXI(1-2).

Yataco, A. 2007. Evaluación cuantitativa de la erosión hídrica utilizando varillas de erosión, en suelos con diferentes grados de cobertura vegetal de la comunidad campesina de Yuracmayo, Lima (abstract). (en línea). Tesis de Grado Ingeniería Agrícola. Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Ingeniería Agrícola. 4 p. Consultado 15 may. 2009. Disponible en <http://www.lamolina.edu.pe/agricola/biblioteca/Tesis/2007/Evaluacion%20cuantitativa.pdf>

Referencias Capítulo VII

Aoki, A.; Sereno, R. 2006. Evaluación de la infiltración como indicador de calidad de suelo mediante un microsimulador de lluvias. AGRISCIENTIA, Vol. XXIII (1): 23-31.

Arnaez, J.; Lasanta, T.; Ruiz-Flaño, P.; Ortigosa, L. 2007. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. Soil y Tillage Research 93: 324-334.

CAZALAC (Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe). 2004. Simulador de lluvia, construcción y especificaciones. 12 p. Nota Técnica. Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y El Caribe. La Serena, Chile.

Cerdá, A.; Ibáñez, S.; Calvo, A. 1997. Design and operation a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. Soil Technology 11: 163-170.

Cornelis, W.; Erpul, G.; Gabriels, D. 2004. Chapter 13: The I.C.E. Wind Tunnel for Wind and Water. Interaction Research International Centre for Eremomogy. Ghent University. Bélgica. 30 p.

Erpul, G.; Norton, L.; Gabriels, D. 2002. Raindrop-induced and wind-driven soil particle transport. Catena 47: 227-243.

Hamed, Y.; Albergel, J.; Pépin, Y.; Asseline, J.; Nasri, J.; Zante, P.; Berndtsson, R.; El-Niazy, M.; Balah, M. 2002. Comparison between rainfall simulator erosion and observed reservoir sedimentation in an erosion-sensitive semiarid catchment. Catena 50: 1-16.

Lagos, E. 2006. Caracterización del proceso precipitación-escorrentía sólida utilizando un simulador de lluvia. 103 p. Memoria de Ingeniero Forestal. Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales. Talca, Chile.

Martínez-Mena, M.; Abadía, R.; Castillo, V.; Albaladejo, J. 2001. Diseño experimental mediante lluvia simulada para el estudio de los cambios en la erosión del suelo durante la tormenta. Rev. C. y G., 15 (1-2): 31-43.

Pizarro, R.; Cuitiño, H. 2002. Método de evaluación de la erosión hídrica superficial en suelos desnudos en Chile. Actas de la 1ª Reunión sobre Hidrología Forestal. Madrid, España. Cuaderno Sociedad Española de Ciencias Forestales. 13: 165 -170.

Poulenard, J.; Podwojewski, P.; Janeau, J.; Collinet, J. 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Páramo: effect of tillage and burning. Catena 45: 185-207.

Rickson, R.J. 1992. Experimental Techniques for Erosion Studies: Rainfall Simulation. 50 p. Lecture notes, Cranfield University at Silsoe, Bedfordshire, UK.

Sheridan, G.; Noske, P.; Lane, P.; Sherwin, C. 2008. Using rainfall simulation and site measurements to predict annual interrill erodibility and phosphorus generation rates from unsealed forest roads: Validation against in-situ erosion measurements. Catena 73: 49-62.

Verbist, K. 2007. Ensayos de erodabilidad de suelos mediante el uso de un simulador de lluvia. 38 p. Informe desarrollado en el proyecto InnoVA-CORFO Restauración Hidrológico Forestal y Oasificación: Herramientas Claves para el Aumento de la Productividad de Suelos Degradados de la Región de Coquimbo. Instituto Forestal y Universidad de Talca. La Serena, Chile.

Referencias Capítulo VIII

Dirección General del Medio Ambiente. 1985. Metodología para la evaluación de la erosión hídrica, Serie Documentación del MOPU, pp. 150, Madrid.

García, J. 1962. Principios de Hidráulica Torrencial y sus aplicaciones a la corrección de torrentes, I.F.I.E., pp. 297, Madrid.

García, J.L. 2003. El rol de la restauración hidrológico-forestal en la conservación de espacios naturales: la experiencia europea. Seminario internacional. Ingeniería para el aprovechamiento y conservación de aguas y suelos. U. Talca. Santiago de Chile.

ICONA – INTECSA. 1988. Agresividad de la lluvia en España, Valores del factor R de la U. S. L. E., ICONA, MAPA, pp. 39 y mapas, Madrid.

ICONA. 1987. Mapas de Estados Erosivos (adaptados a las superficies de cada una de las Confederaciones Hidrográficas de España). Publicaciones del MAPA.

López, F.; Mintegui, J.; Pérez-Soba, A. 1985 Metodología integrada para la determinación de los sedimentos aportados por una cuenca, Mitteilungen der Forstlichen Bundersversuchsanstalt, núm. 156, pp 143-161.

López, F. 1988. Corrección de torrentes y estabilización de cauces, Colección FAO, Fomento de tierras y aguas, pp. 182, Roma.

Mintegui, J., López, F. 1990. La Ordenación agro-hidrológica en la planificación, Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco, pp. 306, Vitoria.

Mintegui, J.; Robredo, J. 1994. Caracterización de las cuencas hidrográficas, objeto de restauración hidrológico-forestal, mediante modelos hidrológicos, Revista Ingeniería del Agua, Vol.1 núm. 2, pp. 69-82.

Mintegui, J. 2005. Introduce approach to water and forest management strategy, First meeting of the INCO Project Evidence-based Policy for Integrated Control of Forested River Catchments in Extreme Rainfall and Snowmelt, Newcastle University, pp. 24.

Serrada, R.; Mintegui, J.; Robredo, J.; García, J. L.; Gómez, V.; Zazo, J.; Navarro, R. 1997. Formación de escorrentías con lluvias torrenciales simuladas, en parcelas con diferentes cubiertas vegetales y distintas preparaciones del suelo para las repoblaciones forestales. Libro de Actas del I Congreso Forestal Hispano Luso y II Congreso Forestal Español, Tomo II, pp. 605-610, Pamplona.

Serrada, R.; Mintegui, J.; García, J. L.; Gómez, V.; Robredo, J.; Zazo, J. 1998. A method for simulating torrential rainfall in experimental plots for the analysis of the hydrological behaviour of different types of plant cover and the systematic preparation of soil for reforestation, The soil as a strategic resource: Degradation processes and Conservation Measures, Geoforma Ediciones, pp. 165-176, Logroño.

Simón, E. de.; Mintegui, J.; García, J. L.; Robredo, J. 1993. La restauración hidrológico-forestal de las cuencas hidrográficas de la vertiente mediterránea, Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca, pp. 325, Sevilla.

Thiery, E. 1891. Restauration des montagnes, correction des torrents et reboisement, Librairie Polytechnique Ch. Beranger, pp. 480, Paris et Liege.

Williams, J. 1975. Sediment-yield prediction with Universal Equation using run-off energy factor, Agricultural Research Service (A.R.S.) num. 40, U.S.A. Department of Agriculture, pp. 244-252.

Williams, J. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds, Water Resources Bulletin, Vol. 11 num. 5, pp. 965-974.

Wischmeier, W.; Smith, D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning, pp. 58, U. S. D. A. Agriculture Handbook num. 537, Washington D.C.

Procesos de erosión-sedimentación: en cauces y cuencas

Volumen 1



Organización
de las Naciones Unidas
para la Educación,
la Ciencia y la Cultura



Programa Hidrológico Internacional



UNESCO
Programa Hidrológico Internacional
Oficina Regional de Ciencia
para América Latina y el Caribe
Edificio Mercosur - Dr. Luis Piera 1992, 2° piso
Casilla de Correo 859
11200 Montevideo, Uruguay
Tel.: (598-2) 413 20 75, Fax: (598-2) 413 20 94
phi@unesco.org.uy
<http://www.unesco.org.uy/phi>

Facultad de Ciencias Forestales
Universidad de Talca
Avenida Lircay S/N
Talca, Chile
Tel.: 56 71 200 442 / 200 440
Fax: 56 71 200 455 / 428
<http://www.cienciasforestales.cl>

